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>

Edição 23 da Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 1-257, Sep./Dec. 2013. ([doi:10.4136/ambi-agua.v8.n3](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.v8.n3))

EDITORIAL BOARD

Editor

Getulio Teixeira Batista

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

Associate Editors

Amaury Paulo de Souza	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Antonio Evaldo Klar	Univ. Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, BR
Dar Roberts	University of California at Santa Barbara, US
Hans Raj Gheyi	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), BR
Hélio Nóbile Diniz	Inst. Geológico, Sec. do Meio Amb. do Est. de SP (IG/SMA), BR
João Viane Soares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR
Luis A. Bartolucci	Florida International University (FIU), EUA
Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté (UNITAU), BR
Nelson Wellausen Dias	Inst. Bras. de Geogr. e Estatística (IBGE). Aracaju, SE, BR
Paul W. Mausel (in memorian)	Indiana State University (ISU), EUA
Paulo Renato Schneider	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), BR
Sebastião do Amaral Machado	Universidade Federal do Paraná (UFPR), BR
Silvio Jorge Coelho Simões	Univ. Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), BR
Yosio Edemir Shimabukuro	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR

Editorial Section	Nelson Wellausen Dias, PPGCA, UNITAU, IBGE, BR
Text (EN e ES) Editors	Theodore D'Alessio, FL, USA & Getulio T. Batista, UNITAU, BR
Reference Editor	Liliane Castro, Bibliotecária - CRB/8-6748, Taubaté, BR
Layout Editors	Vera L. F. Batista, IPABHi & Getulio T. Batista, UNITAU, BR
Technical Support	Tiago dos Santos Agostinho, LAGEO, UNITAU, BR

Library catalog entry by

SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU

Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas. Taubaté. v. 8, n. 3 (2006)- Taubaté: IPABHi, 2013

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

Ad Hoc Peer Reviewers that effectively evaluated submissions in 2013

(Ambiente & Água Journal, volume 8, nº. 1, 2 e 3, 2013)

Agnes Barbério	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Alfredo Pereira	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Aline Sueli de Lima Rodrigues	Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí
Ana Aparecida da S. Almeida	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Ana Paula Fracalanza	Universidade de São Paulo Campus Leste (USP)
Ana Teresa Lombardi	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Antonio Carlos C. Pignatari	Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)
Antonio Cezar Leal	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Antonio Jose Teixeira Guerra	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Antonio Roberto Formaggio	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Antonio Teixeira Matos	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Aparecido Osdimir Bertolin	Universidade Federal do Tocantins (UFTO)
Arlindo Tribess	Escola Politécnica da USP (Poli USP)
Bernardo Rudorff	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Bianca Ferreira da Silva	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Carlos Rogério Mello	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Cássia de C. Martins Ferreira	Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)
Célia Leite Sant'Anna	Instituto de Botânica (IBT)
César Augusto Moreira	USP - Escola de Engenharia de São Carlos
Cesar Reis	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
César Ulisses Vieira Veríssimo	Universidade Federal do Ceará (UFC)
Claudia Albuquerque Linhares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Claudia Padovesi Fonseca	Universidade de Brasília (UnB)
Claudinei Fonseca Souza	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Cláudio José Cavalcante Blanco	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Claudio Luis Frankenberg	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RS)
Claudio Milton C. Montenegro	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Cristiano Poletto	Universidade Estadual de Maringá (UEM)
Daniele Maia Bila	Univ. Est. do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.
Débora Astoni Moreira	Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
Diego Antonio França Freitas	Universidade Federal de Lavras (UFL)
Eduardo Jacob-Lopes	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Eduardo Marone	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Eduardo von Sperling	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Eliane Cristina de Resende	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Elizabeth da Costa Neves	Instituto Superior de Agronomia (ISA) – Universidade
Fernandes d'Almeida Duarte	Técnica de Lisboa, Portugal
Elmo Rodrigues da Silva	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)
Eny Maria Vieira	Universidade de São Paulo (USP)

Evlyn Márcia Novo	Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Fabio Laurindo da Silva	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Fernando Antonio Gonzáles Farias	Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Francisco de Assis S. de Sousa	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Gabriel Constantino Blain	Instituto Agronômico de Campinas (IAC)
Gannabathula Sree Vani	Universidade de Taubaté, (UNITAU)
Gesinaldo Ataíde Cândido	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Getulio Teixeira Batista	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Gilberto Fisch	Universidade de Taubaté (UNITAU) / CSA-CTA
Gustavo Pessin	Universidade de São Paulo (ICMC) (USP)
Hemlley Maria Acioli Imbuzeiro	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Hélio Nóbile Diniz	Instituto Geo. do Est. de São Paulo (IG-SMA/SP)
Herly Carlos Teixeira Dias	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Hugo Carvalho Guerra	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Hugo Moreira Soares	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Humberto Calloni	Fundação Universidade Federal do Rio Grande (UFRN)
Iria Fernandes Vendrame	Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA)
Irineu Bianchini Júnior	Universidade Federal de São Carlos - UFSCar
Isabel Cristina de Barros Trannin	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Ivanildo Hespanhol	Universidade de São Paulo (USP)
Jaime L. da M. Oliveira	ENSP/ Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)
João Paulo de Mesquita	Univ. Fed. dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM)
Joel Dias da Silva	Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB)
Jorge Sobral da Silva Maia	Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP)
José Antonio Rodrigues de Souza	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
José Carlos Mierzwa	Universidade de São Paulo (USP)
José Dias Corrêa Junior	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
José Juan Barrera Alba	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Jose Luis Ibarra-Montoya	Instituto Tec. de Estudios Sup. de Moterrey, MX
José Max Barbosa Oliveira Jr.	Universidade do Estado de Mato Grosso (UEMG)
Josino Costa Moreira	Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)
Juacyara Carbonelli Campos	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Juliana Cristina Barreiro	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Julio Cesar Pascale Palhares	Pecuária Sudeste (EMBRAPA)
Julio Cesar Raposo de Almeida	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Junior Alexandre Moreira Pinto	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Junior Cesar Avanzi	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Kelly Cristina Tonello	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Liber Martin	Universidad Nacional de Cuyo en Mendoza, Argentina.
Luciana Camargo Oliveira	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Luís Fernando Roveda	Fac. Est. de Filos., Ciênc. e Letras de Paranaguá, (FAFIPAR)
Luis Nery Rodrigues	Inst. Fed. de Ed., Cien. e Tec. do Pará, (IFPA)

Luiz Gonsaga de Carvalho	Universidade Fed. de Lavras (UFL)
Lyda Patricia Sabogal Paz	Universidade de São Paulo (USP)
Magali Rezende Gouvea Meireles	Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC)
Manoel Alonso Gan	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Marcelo Sandin Dourado	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Marcio Murilo Barbosa Tenorio	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Marcos Antonio Gomes	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Maria Claudia Barbosa	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Maria Cristina Crispim	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Maria Gizelda de Oliveira Tavares	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Mariko Ueno	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Mauricio Almeida Noernberg	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Mauricio Alves Moreira	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Mauricio José Borges	Instituto Taquaritinguense de Ensino Superior
Maurício Ranzini	Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF)
Mauro Antonio Homem Antunes	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)
Mayesse Aparecida da Silva	Universidade Federal de Lavras (UFL)
Michele Moraes Oliveira Pereira	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Miguel Mansur Aisse	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Mônica Maria Diniz Leão	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Monica Maria Pereira da Silva	Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Nelson Wellausen Dias	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
Núbia Natália de Brito	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Otidene Rossiter Sa da Rocha	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Patrícia Bilotta	Universidade de São Paulo USP
Paula Benevides de Moraes	Universidade Federal do Tocantins (UFTO)
Paulo Cesar Sentelhas	Universidade de São Paulo (USP-ESALQ)
Paulo Fortes Neto	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Pedro Roberto Jacobi	Universidade de São Paulo (USP)
Perola de Castro Vasconcellos	Universidade de São Paulo (USP)
Raimundo Cosme de Oliveira Jr.	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Regina Peralta Moreira	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Regla Duthit Somoza	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Renato Igor da Silva Alves	Universidade de São Paulo (USP)
René Peter Schneider	Universidade de São Paulo (USP)
Ricardo de Oliveira Figueiredo	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Roberto Porro	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Ronaldo Angelini	Universidade Fed. do Rio Grande do Norte (UFRN)
Ronaldo Fia	Universidade Federal de Lavras
Sandro G. de Castro Britto	Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes
Sergio Francisco Aquino	Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)

Sergio Nascimento Duarte	E. S. de Agric. "Luiz de Queiroz" (USP-ESALQ)
Sergio Valiengo Valeri	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Silvia Helena Govoni Brondi	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Silvio Jorge Coelho Simões	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Tadeu Fabricio Malheiros	Universidade de São Paulo (USP)
Teodorico Alves Sobrinho	Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
Tereza Cristina Souza de Oliveira	Universidade Federal do Amazonas, UFAM, Brasil.
Thomaz Correa e Castro Costa	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Valter José Cobo	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Vanessa Lucena Empinotti	Universidade de São Paulo (USP)
Vicente de P. Rodrigues Silva	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Viviane Moschini-Carlos	Universidad de Barcelona / UNESP
Waterloo Pereira Filho	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Walter de Paula Lima	Universidade de São Paulo (USP)
Wesley A. Conde Godoy	Universidade de São Paulo (ESALQ/USP)
Yosio Edemir Shimabukuro	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

Note: 1) Some of these reviewers evaluated more than one submission.

2) This list includes reviewers that evaluated submissions that were not accepted for publication.

Peer Reviewer Panel registered in the Journal Ambiente & Água (Updated in December, 2013)

Adão Benvindo Luz	Centro de Tecnologia Mineral
Adauto de Souza Ribeiro	Universidade Federal de Sergipe (UFS)
Adhemar Watanuki Filho	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Adilson Pinheiro	Universidade Regional de Blumenau (URB)
Adonis Moreira	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Adriana Sacoto Marcantonio	Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
Adriano Wagner Ballarin	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Affonso Celso Gonçalves Junior	Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UEOP)
Agnes Barbério	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Alaide Aparecida F. Gessner	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Alcindo dos Santos	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Aldo Pacheco Ferreira	Escola Nacional de Saúde Pública
Alessandra C. F. A. Campos	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Alethea Ernandes M. Sallun	Instituto Geológico (IG/SMA-SP)
Alex Vladimir Krusche	Universidade de São Paulo (USP-CENA)
Alexandre de Avila Leripio	Universidade do Vale do Itajaí (UVI)
Alexandre Gonçalves Evsukoff	Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE)
Alexandre Guirland Nowosad	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Alexandre Magno Sebbenn	Instituto Florestal de São Paulo (SMA-IF)
Alexandre Marco da Silva	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Alexandre Schiavetti	Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
Alfredo Pereira	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Aline Maria Meiguins de Lima	Centro de Ens. Sup. de Porto Alegre (CESUPA)
Aline Sueli de Lima Rodrigues	Instituto Federal Goiano - Campus Urutaí
Altamar Amaral Rocha	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Ana Aparecida da S. Almeida	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Ana Emilia Sieglösch	Universidade de São Paulo (USP / FFCLRP)
Ana Julia Urias Santos Araujo	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Ana Maria Muratori	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Ana Paula Fracalanza	Universidade de São Paulo Campus Leste (USP)
Ana Teresa Lombardi	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Anderson Mululo Sato	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Anderson Orestes C. Lobato	Universidade Federal de Pelotas (UFP)
André Henrique Rosa	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Andréa Bogatti G. Tomazela	Campus Experimental do Litoral Paulista (UNESP)
Ângela dos Santos Barretto	Universidade de Campinas (UNICAMP)
Anne Hélène Fostier	IQ - Universidade de Campinas (UNICAMP)
Antenor Oliveira Aguiar Netto	Universidade Federal de Sergipe (UFS)
Antonio Caetano V. Caltabiano	International Clivar Project Office

Antonio Carlos C. Pignatari	Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)
Antonio Carlos Vitte	Universidade de Campinas (UNICAMP)
Antonio Cezar Leal	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Antonio César Ortega	Universidade Federal de Uberlândia (UFU)
Antonio Jose Teixeira Guerra	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Antonio Pedro de Oliveira Netto	Universidade de São Paulo (USP)
Antonio Roberto Formaggio	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Antonio Teixeira Matos	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Antonio Evaldo Klar	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Aparecido Osdimir Bertolin	Universidade Federal do Tocantins (UFTO)
Arimatêa Carvalho Ximenes	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Arlindo Tribess	Escola Politécnica da USP (Poli USP)
Arlington R. Ribeiro de Oliveira	Universidade Federal de Campina Grande (UNICAMP)
Arthur Mattos	Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
Áureo Eduardo M. Ribeiro	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Azizah Endut	Faculty of Innovative Design and Technology
Bernardo Rudorff	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Bianca Ferreira da Silva	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Brani Rozemberg	Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)
Caetano Chang Dorea	University of Glasgow, Scotland, UK
Camilo Daleles Rennó	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Camilo de Leis T. de Andrade	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Carlos Alberto V. de Azevedo	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Carlos Andre Bulhões Mendes	Instituto de Pesquisas Hidráulicas (UFRGS)
Carlos de Oliveira Galvão	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Carlos Domingos Silva	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRJ)
Carlos Edwar Freitas	Universidade Federal do Amazonas (UFAM)
Carlos Ernesto Schaefer	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Carlos Manoel Pedro Vaz	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Carlos Rogério Mello	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Carmen Lidia A. P. Zottarelli	Instituto de Botânica de São Paulo (IBT)
Carmen Lucia Paiva Silveira	Centro Universitário Plínio Leite (UNIPLI)
Cássia de C. Martins Ferreira	Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)
Catarina da Silva Pedrozo	Universidade Fed. do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Cecília Volkmer Ribeiro	Fundação Zoobotânica do RGS
Célia Leite Sant'Anna	Instituto de Botânica (IBT)
Celso Augusto Guimarães Santos	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
César Augusto Moreira	USP - Escola de Engenharia de São Carlos
Cesar Koppe Grisolia	Universidade de Brasília (UnB)
Cesar Reis	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
César Ulisses Vieira Veríssimo	Universidade Federal do Ceará (UFC)
Chigueru Tiba	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Chinwe Sylvanus Alisi	Federal University of Technology Owerri, Nigeria
Christian Okechukwu Nweke	Federal university of Technology, Owerri, Nigeria
Cilene Gomes	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Clarisse Guimarães Rabelo	Universidade Federal de Goiás (UFGO)
Claudia Albuquerque Linhares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Claudia Padovesi Fonseca	Universidade de Brasília (UnB)
Claudinei Fonseca Souza	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Cláudio José Cavalcante Blanco	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Claudio José Von Zuben	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Claudio Luis Frankenberg	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RS)
Claudio Marcio Souza	Univ. Fed. dos Vales do Jequit. e Mucuri (UFVJM)
Claudio Milton C. Montenegro	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Cláudio Moisés S. e Silva	Univ. Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
Cleber Salimon	Universidade Federal do Acre (UFAC)
Cléber Silva e Silva	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Corina da Costa Freitas	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Cristiano Christofaro	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Cristiano Poletto	Universidade Estadual de Maringá (UEM)
Dalton Morisson Valeriano	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Daniel Diego Costa Carvalho	Universidade de Brasília (UnB)
Daniele Maia Bila	Univ. Est. do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.
Danielle Goveia	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Danny M. Vaughn	Indep. Consult., Indiana State University, IN, US
Débora Astoni Moreira	Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
Deborah Arnsdorff Roubicek	Companhia Ambiental do Estado de SP (CETESB)
Denilson Silva Bezerra	Instituto Maranhense de Meio Amb. e Rec. Hídricos
Denilson Teixeira	Centro Universitário de Araraquara (UNIARA)
Denise de Castro Pereira	Pontifícia Univ. Católica de Minas Gerais (PUC-MG)
Diego Antonio França Freitas	Universidade Federal de Lavras (UFL)
Diego de Souza Sardinha	Universidade Federal de Alfenas (UFA)
Diogenes Salas Alves	Instituto Nac. de Pesquisas Espaciais (INPE)
Dirceu Luis Herdies	Instituto Nacional de Pesq. Espaciais (CPTEC-INPE)
Douglas Francisco M. Gherardi	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Durval Dourado	Universidade de São Paulo (USP-ESALQ)
Edmir Daniel Carvalho	Instituto de Biociências (UNESP Botucatu)
Ednaldo Miranda de Oliveira	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Edson Rodrigues	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Edson Rodrigues Filho	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Eduardo Antonio G. Marques	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Eduardo Bosco Mattos Cattony	Instituto Federal do Ceará (IFCE)
Eduardo Jacob-Lopes	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Eduardo Lucas Subtil	Universidade de São Paulo (USP)

Eduardo Marone	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Eduardo Pereira Cabral Gomes	Instituto de Botânica, SP
Eduardo Rodrigues V. de Lima	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Eduardo von Sperling	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Elaine C. Cardoso Fidalgo	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Eliane Cristina de Resende	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Elisangela de Jesus C. Moraes	Faculdade de Roseira, FARO
Elizabeth da Costa Neves	Instituto Superior de Agronomia (ISA) – Universidade
Fernandes d’Almeida Duarte	Técnica de Lisboa, Portugal
Elmo Rodrigues da Silva	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)
Emilia de Rodat F. Moreira	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Enio F. F. Silva	Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFPE)
Enner Herenio Alcântara	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Eny Maria Vieira	Universidade de São Paulo (USP)
Ernani F. da Rosa Filho	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Essam Saleh Al Sharabi	Taiz University, Yemen
Eugenio Avila Pedrozo	Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGRS)
Eunice da Costa Machado	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Evlyn Márcia Novo	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Fabio de Oliveira Sanches	Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)
Fábio Kummrow	Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)
Fabio Laurindo da Silva	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Fábio Marcelo Breunig	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Fabício Berton Zanchi	Universidade Federal do Amazonas (UFAM)
Fabício S. C. Oliveira	Inst. Ocean. da Universidade de São Paulo (IO-USP)
Fernando Antonio Gonzáles Farias	Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Flávia Cristina Sossae	Centro Universitário de Araraquara (UNIARA)
Flávia Pinheiro Zanotto	Universidade Presbiteriana Mackenzie (UPM)
Flávia Talarico Saia	Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP
Flavio C. B. Mascarenhas	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Flávio Jorge Ponzoni	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Flavio Jose Malta	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Francisco A. Silva Vecchia	Esc. de Eng. de São Carlos Univ. de SP (EESC-USP)
Francisco de Assis de Oliveira	Universidade Federal do Piauí (UFPI)
Francisco de Assis S. de Sousa	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Francisco de Sousa Ramos	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Francisco Gonçalves da Silva	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Francisco Marcuzzo	Ministério de Minas e Energia. Goiânia/GO - Brasil
Francisco Roberto Azevedo	Universidade Federal do Ceará (UFC)
Fúlvio Rodriguez Simão	Empresa de Pesq. Agrop. de Minas Gerais (EPAMIG)
Gabriel Constantino Blain	Instituto Agronômico de Campinas (IAC)
Gannabathula Sree Vani	Universidade de Taubaté, (UNITAU)

Georgina Bond Buckup	Univ. Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Gerson Cardoso Silva Jr.	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Gesinaldo Ataíde Cândido	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Getulio Rincon	Conselho Nac. de Pesca e Aquicultura (CONEPE)
Getulio Teixeira Batista	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Gianmarco Silva David	Agência Paulista de Tecnologia do Agron. (APTA)
Gilberto Fisch	Universidade de Taubaté (UNITAU) / CSA-CTA
Gilson B. Athayde Júnior	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Glicério Trichês	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Guilherme Casoni Rocha	Universidade de São Paulo (USP)
Guilherme Malafaia	Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)
Gustavo Bayma S. da Silva	Embrapa Monitoramento por Satélite
Gustavo Ferreira Simões	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Gustavo Pessin	Universidade de São Paulo (ICMC) (USP)
Gustavo Figueiredo M. Leite	Universidade de Brasília (UnB)
Hélcio José Izário Filho	USP, Escola de Engenharia de Lorena - EEL
Helena Carvalho Lorenzo	Centro Universitário de Araraquara (UNIARA)
Hemlley Maria Acioli Imbuzeiro	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Helio Grassi Filho	Universidade Estadual Paulista (UNESP Botucatu)
Hélio Nóbile Diniz	Instituto Geo. do Est. de São Paulo (IG-SMA/SP)
Henrique Nunes Oliveira	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Herickson Akihito Sudo Lutf	Universidad Carlos III de Madrid, Espanha
Herlane Costa Calheiros	Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI)
Herly Carlos Teixeira Dias	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Hermann Johann Heinrich Kux	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Herminia Yohko Kanamura	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Homero Gorge Cerqueira	Polícia Militar (APMBB) / Univ. Cruzeiro do Sul
Horst Frischkorn	Universidade Federal do Ceará (UFCE)
Hugo Abi Karam	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Hugo Carvalho Guerra	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Hugo Moreira Soares	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Humberto Calloni	Fundação Universidade Federal do Rio Grande (UFRN)
Ijar Milagre da Fonseca	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Iraê Amaral Guerrini	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Iria Fernandes Vendrame	Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA)
Irineu Bianchini Júnior	Universidade Federal de São Carlos - UFSCar
Isabel Cristina de Barros Trannin	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Itamar Alves Martins	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Ivanildo Hespanhol	Universidade de São Paulo (USP)
Jacob Binsztok	Universidade Federal Fluminense (UFF)
Jaildo Santos Pereira	Universidade Fed. do Recôncavo da Bahia (UFRB)
Jaime Cabral	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Jaime L. da M. Oliveira	ENSP/ Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)
Jairo José de Oliveira Andrade	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RS)
Janary Fonseca Pinheiro	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Jarbas Bonetti	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Javier Tomasella	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Jean Carlos Miranda	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)
Jean Pierre Henry B. Ometto	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Jeanedy Maria Pazinato	Instituto Agrônomo do Paraná, IAPAR
João Carlos Pinheiro Beck	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RS)
João Cleps Junior	Universidade Federal de Uberlândia (UFU)
João G. Mendonça Filho	IG da Univ. Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
João Henrique Zonta	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
João Luiz Lani	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
João Paulo de Mesquita	Univ. Fed. dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM)
João Viane Soares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Joel Avruch Goldenfum	Univ. Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Joel Dias da Silva	Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB)
Jorge Ramirez Hernandez	Universidad Autón. de B. California (UABC), MX
Jorge Sobral da Silva Maia	Universidade Estadual do Norte do Paraná (UENP)
Jorge Xavier da Silva	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
José Alberto Quintanilha	Esc. Politécnica da Univ. de São Paulo (Poli-USP)
José Antonio Perrella Balestieri	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
José Antonio Rodrigues de Souza	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
José Carlos Becceneri	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
José Carlos Mierzwa	Universidade de São Paulo (USP)
José Dantas Neto	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
José Dias Corrêa Junior	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
José Eduardo dos Santos	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
José Eloi Guimarães Campos	Universidade de Brasília (UnB)
José Euclides Stipp Paterniani	Universidade de Campinas (UNICAMP)
José Geraldo Querido	Universidade de Taubaté (UNITAU)
José Guilherme Chaui-Berlinck	Universidade de São Paulo (USP)
José Juan Barrera Alba	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
José Luís Costa Novaes	Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA)
Jose Luis Ibarra-Montoya	Instituto Tec. de Estudios Sup. de Moterrey, MX
José Luiz Stech	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
José Marinaldo Gleriani	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
José Marques da Costa	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
José Max Barbosa Oliveira Jr.	Universidade do Estado de Mato Grosso (UEMG)
José Renato Boucas Farias	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
José Rui Camargo	Universidade de Taubaté (UNITAU)
José Tavares Souza	Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

José Vicente Granato Araújo	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Josino Costa Moreira	Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)
Juacyara Carbonelli Campos	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Juliana Cristina Barreiro	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Julieta de Jesus da Silveira Neta	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Julio Cesar Pascale Palhares	Pecuária Sudeste (EMBRAPA)
Julio Cesar Raposo de Almeida	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Junior Alexandre Moreira Pinto	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Junior Cesar Avanzi	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Jurandir Zullo	Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP
Justina Chibuogwu Orji	Federal University of Technology, Owerri, Nigeria
Kelly Cristina Tonello	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Laércio A. Gonçalves Jacovine	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Leandro Redin Vestena	Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná
Leonardo Santos Collier	Universidade Federal do Tocantins (UFTO)
Leonor Almeida Souza-Soares	Fundação Universidade Fed. do Rio Grande (FURG)
Lia Osório Machado	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRGS)
Liber Martin	Universidad Nacional de Cuyo en Mendoza, Argentina.
Lidriana de Souza Pinheiro	Universidade Estadual do Ceará (UFCE)
Lino Carlos Borges	Instituto Fed. Goiano - Campus Morrinhos, IFGOIANO
Loreley Gomes Garcia	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Lucia Maria Sa Antunes Costa	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Luciana Camargo Oliveira	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Luciana Sarmento	Agência Nacional de Águas (ANA)
Luciano Brito Rodrigues	Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB)
Luciano Farinha Watzlawick	Universidade Estadual do Centro-Oeste (UECO)
Luis A. Bartolucci	Florida International University (FIU), EUA
Luis Alberto Basso	Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Luis Antonio Merino	Inst. Medicina Reg. - Univ. Nacional del Nordeste
Luis Antônio Serrão Contim	Centro Educacional Adalberto Valle (CEAV)
Luis Eduardo Aragon	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Luís Fernando Roveda	Fac. Est.de Filos., Ciênc. e Letras de Paranaguá (FAFIPAR)
Luís Fernando Stone	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Luis Nery Rodrigues	Inst. Fed. de Ed., Cienc. e Tec. do Pará (IFPA)
Luiz Carlos Laureano da Rosa	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Luiz Carlos Pinheiro M. Filho	Universidad de la República de Uruguay, Uruguay.
Luiz Eduardo Oliveira	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Luiz Fernando C. Oliveira	Univ. Fed. Lavras / Univ. Fed. Goiás (UFLA/UFGO)
Luiz Fernando Nascimento	Universidade Estadual Paulista (UNESP)/UNITAU
Luiz Gonsaga de Carvalho	Universidade Fed. de Lavras (UFL)
Luiz Guerreiro Lopes	Universidade da Madeira, UMA, Portugal
Lyda Patricia Sabogal Paz	Universidade de São Paulo (USP)

Magali Rezende Gouvea Meireles	Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC)
Magda Adelaide Lombardo	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Mairo Fabio Camargo	Universidade do Estado de Mato Grosso (UEMT)
Manoel Alonso Gan	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Manuel Eduardo Ferreira	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Mara Regina Rizzatti	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RGS)
Marçal José Rodrigues Pires	Pontifícia Univ. do Rio Grande do Sul (PUC-RGS)
Marcelo de Julio	Instituto Tecnológico de Aeronáutica –(ITA)
Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Marcelo Friederichs L. Souza	Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
Marcelo Sandin Dourado	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Marcelo Santos Chaves	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Marcelo Zaiat	Escola de Engenharia de São Carlos (USP)
Márcio Balbino Cavalcante	Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Márcio J. Estefano de Oliveira	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Marcio Murilo Barbosa Tenorio	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Marco Antonio Igarashi	Universidade Federal do Ceará (UFCE)
Marcos Adami	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Marcos Antonio Gomes	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Marcos Esdras Leite	Univers. Estadual de Montes Claros (UNIMONTES)
Marcos Gervasio Pereira	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Marcos Rivail Silva	Universidade Regional de Blumenau (URB)
Marcos Vinícius Folegatti	Universidade de São Paulo (ESALQ/ USP)
Marcus Aurélio Soares Cruz	Tabuleiros Costeiros, CPATC (EMBRAPA)
Marcus Cesar Avezum Castro	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Maria Anita Mendes	Universidade de São Paulo (USP)
Maria C. Vidotte B. Tarrega	Universidade Federal de Goiás (UFGO)
Maria Cecília P. Rodrigues	Universidade Federal Fluminense (UFF)
Maria Claudia Barbosa	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Maria Cristina Crispim	Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
Maria do Carmo C. Gastaldini	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Maria do Carmo Calijuri	Universidade de São Paulo (USP)
Maria do Carmo P. Batitucci	Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)
Maria do Carmo Vieira	Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)
Maria Dolores Alves Cocco	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Maria Elaine de Oliveira	Universidade Federal Fluminense (UFF)
Maria Gizelda de Oliveira Tavares	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Maria Helena Arruda Leme	Universidade Presbiteriana Mackenzie
Maria Hermínia F. Tavares	Universidade Est. do Oeste do Paraná (UNIOESTE)
Maria Inês Salgueiro Lima	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Maria Isabel Queiroz	Fundação Univ. Federal do Rio Grande (FURG)
Maria Jesus Robim	Instituto Florestal (IF-SMA-SP)

Maria Júlia Martins-Silva	Universidade de Brasília (UnB)
Maria Lúcia Ribeiro	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Maria Paulete Pereira Martins	Instituto Nac. de Pesquisas Espaciais (INPE)
Maria Sallydelandia S. Farias	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Mariko Ueno	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Mário Augusto Jardim	Museu Paraense Emilio Göeldi (MPEG, PA)
Marisete Dantas Aquino	Universidade Federal do Ceará (UFCE)
Marta Bustos Romero	Universidade de Brasília (UnB)
Masato Kobiyama	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Mauricio Almeida Noernberg	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Maurício Alves da M. Sobrinho	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Mauricio Alves Moreira	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Mauricio José Borges	Instituto Taquaritinguense de Ensino Superior
Maurício Ranzini	Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF)
Mauro Antonio Homem Antunes	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)
Mauro Martinez	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Mayesse Aparecida da Silva	Universidade Federal de Lavras (UFL)
Messias Borges Silva	Universidade de São Paulo (USP)
Michele Moraes Oliveira Pereira	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Miguel Mansur Aisse	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Milton Kampel	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Mirza Hasanuzzaman	Faculty of Agriculture, Kagawa University, Japan
Mohammed Mahabubur Rahman	Dhaka Imperial College, Dhaka, Bangladesh
Mônica Luisa Kuhlmann	Cia. Ambiental do Est. de SP (CETESB)
Mônica Maria Diniz Leão	Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)
Monica Maria Pereira da Silva	Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)
Murali Krishna M. P. S.	Gov. Polytechnic for Women, Nandigama, India
Napoleão E. de M. Beltrão	Univ. Est. da Paraíba, UEPB, / CNPA, EMBRAPA
Naziano Pantoja Filizola	Universidade Federal do Amazonas (UFAM)
Nei Kavaguichi Leite	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMG)
Neida Patias Volpi	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Nelson Wellausen Dias	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)
Nestor Aldo Campana	Universidade de Brasília (UnB)
Néstor Antonio Heredia Zárate	Universidade Fed. da Grande Dourados (UFGD)
Ney Augusto Nascimento	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Neylor Alves Calasans Rego	Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC
Núbia Natália de Brito	Universidade Federal de Goiás (UFG)
Orivaldo Brunini	Instituto Agrônomo de Campinas (IAC)
Osmar Alves Lameira	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Otávio Coaracy Brasil Gandolfo	Inst. de Pesquisas Tecnológicas de SP (IPT)
Otidene Rossiter Sa da Rocha	Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Pablo Santana Santos	Instituto Nac. de Pesquisas Espaciais (INPE)

Patrícia Bilotta	Universidade de São Paulo USP
Patrick Thierry Seyler	Universidade de Brasília (UnB)
Paula Benevides de Moraes	Universidade Federal do Tocantins (UFTO)
Paulo Cesar Sentelhas	Universidade de São Paulo (USP-ESALQ)
Paulo de Tarso Amorim Castro	Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)
Paulo Fortes Neto	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Paulo José Adissi	Universidade Federal da Paraíba (UFP)
Paulo Renato Schneider	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Paulo Roberto Cecon	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Paulo Roberto Meneses	Universidade de Brasília (UnB)
Paulo Romera e Silva	Dept. Águas e Energia Elétrica de SP (CTH-DAEE)
Paulo Sergio G. Magalhães	Universidade de Campinas (UNICAMP)
Pedro Roberto Jacobi	Universidade de São Paulo (USP)
Pedro Teixeira Lacava	Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA)
Perola de Castro Vasconcellos	Universidade de São Paulo (USP)
Plínio Carlos Alvalá	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Raimundo Cosme de Oliveira Jr.	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Rauquírio A. A. M. da Costa	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Regina Peralta Moreira	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Regis Alexandre Lahm	Pontifícia Univ. Cat. do R. G. do Sul (PUC-RS)
Regla Duthit Somoza	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Reinaldo José da Silva	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Rejane M. de M. Pimentel	Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFPE)
Renato Fontes Guimarães	Universidade de Brasília (UnB)
Renato Igor da Silva Alves	Universidade de São Paulo (USP)
Renato Mello Prado	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
René Peter Schneider	Universidade de São Paulo (USP)
Ricardo de Oliveira Figueiredo	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Ricardo Santos	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Ricardo Valcarcel	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)
Richarde Marques Silva	Universidade Federal da Paraíba (UFP)
Roberto Antonio F. de Almeida	Centro de Prev. Tempo e Est. Clim. (CPTEC/INPE)
Roberto Chiaranda	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
Roberto de Oliveira	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Roberto José Carvalho	Pontifícia Universidade Católica do RJ (PUC-RJ)
Roberto Luiz Carmo	Universidade de Campinas (UNICAMP)
Roberto Porro	Empresa Bras.de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Roberto Naime	Centro Universitário FEEVALE, RS
Rodrigo F. dos S. Salazar	Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS)
Rodrigo Medeiros	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)
Rodrigo Nóbrega	Mississippi State University, MI, US
Rogério Nora Lima	Centro Federal de Edu. Tecn. do Piauí (CEFETPI)

Ronaldo Angelini	Universidade Fed. do Rio Grande do Norte (UFRN)
Ronaldo Borges Barthem	Museu Paraense Emílio Göeldi (MPEG, PA)
Ronaldo de Almeida	Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)
Ronaldo Fia	Universidade Federal de Lavras
Ronaldo Teixeira Pelegrini	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Ronaldo Viana Soares	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Rosa Maria Formiga Johnsson	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)
Rosa Toyoko Shiraishi Frighetto	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Rouverson Pereira da Silva	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Rubem La Laina Porto	Escola Politécnica da USP (Poli USP)
Sandro Froehner	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Sandro G. de Castro Britto	Laboratório de Biologia e Ecologia de Peixes
Sebastião do A. Machado	Universidade Federal do Paraná (UFPR)
Sérgio Campos	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Sergio Francisco Aquino	Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)
Sérgio Marcos Sanches	Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto (USP)
Sergio Nascimento Duarte	E. S. de Agric. "Luiz de Queiroz" (USP-ESALQ)
Sergio Valiengo Valeri	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Sergio Zolnier	Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UEOP)
Servio Tulio Cassini	Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)
Shiguenoli Miyamoto	Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)
Shozo Shiraiwa	Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT)
Sílvia de N. Monteiro Yanagi	Universidade Federal de Lavras (UFLA).
Silvia Helena Govoni Brondi	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)
Silvio Bueno Pereira	Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)
Silvio Jorge Coelho Simões	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Simey Thury Vieira Fisch	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Simone Pinheiro Pereira	Universidade Federal do Pará (UFPA)
Solon Jonas Longhi	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Sonia Cristina J. G. de A. Perez	Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
Stelio Maia Menezes	Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Sueli Pércio Quináia	Univ. Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO)
Susana Inés Segura Muñoz	Universidade de São Paulo (USP)
Syed Abu Sayeed Mohammed	HKBK College of Engineering, Bangalore, India
Tadeu Fabricio Malheiros	Universidade de São Paulo (USP)
Tamara Maria Gomes	E. S. de Agric. "Luiz de Queiroz" (USP-ESALQ)
Teodorico Alves Sobrinho	Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)
Tereza Cristina Souza de Oliveira	Universidade Federal do Amazonas, UFAM
Teresa Cristina Tarlé Pissarra	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Teresinha Guerra	Univ. Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Thereza C. Almeida Rosso	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UFRJ)
Thomaz Correa e Castro Costa	Empresa Bras. de Pesq. Agropecuária (EMBRAPA)

Twiggy Cristina Alves Batista	Secretaria de Estado da Saúde, Tocantins
Ubirajara Aluizio Mattos	Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UFRJ)
Ubiratan Ferruccio Faccini	Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UVRS)
Ulisses Thadeu Vieira Guedes	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Valdemar Luiz Tornisielo	Universidade de São Paulo (USP)
Valdira de Caldas Brito Vieira	Centro Federal de Edu. Tecn. do Piauí (CEFETPI)
Valter José Cobo	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Vanessa Lucena Empinotti	Universidade de São Paulo (USP)
Vanessa Moraes de Andrade	Univ. do Extremo Sul Catarinense (UNESC)
Vera Lucia Antunes Lima	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Veraldo Liesenberg	Freiberg Univ. of Mining and Technology, Germany
Vicente de P. Rodrigues Silva	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Vicente Paulo Soares	Universidade Federal de Viçosa (UFV)
Vinícius Batista Campos	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Vinicius Ribeiro	Centro Universitário Ritter dos Reis (UniRitter, RS)
Viviane Moschini-Carlos	Universidad de Barcelona / UNESP
Wagner Cotroni Valenti	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP)
Wagner W. A. Alves	Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Waterloo Pereira Filho	Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Walter de Paula Lima	Universidade de São Paulo (USP)
Washington Franca Rocha	Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)
Wendell de Queiróz Lamas	Universidade de Taubaté (UNITAU)
Wesley A. Conde Godoy	Universidade de São Paulo (ESALQ/USP)
Yahia Y Mosleh	Suez Canal University, Ismailia, Egypt
Yanko M. de Alencar Xavier	Univ. Federal do Rio Grande de Norte (UFRN)
Yoshiya Nakagawara Ferreira	Universidade Estadual de Londrina (UEL)
Yosio Edemir Shimabukuro	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)
Yuri Tavares Rocha	Universidade de São Paulo (USP)
Z.V.P. Murthy	Sardar Vallabhbhai Nat. Instit.of Techn., Surat, India

Note: This list includes reviewers from the launching of the journal in 2006 updated to December 2013.

ÍNDICE

CAPA:

TIN surface of the São Paulo portion of Paraíba do Sul Basin using spatial analysis tools available in GIS software

Source: SIMÕES, S. J. C. Interaction between GIS and hydrologic model: A preliminary approach using ArcHydro Framework Data Model. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, vol. 8 n. 3, p. 83-92, 2013. [doi: 10.4136/ambi-agua.1251](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1251)

EXPEDIENTE

Ad Hoc Peer Reviewers that effectively evaluated submissions in 2013 (Ambiente & Água Journal, volume 8, nº. 1, 2 e 3, 2013) ii-v

Getulio Teixeira Batista

Peer Reviewer Panel registered in the Journal Ambiente & Água (Updated in December, 2013) vi-xvii

Getulio Teixeira Batista

EDITORIAL

Editorial of the twenty third edition of Ambiente & Água Journal
[doi:10.4136/ambi-agua.1258](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1258) 20-21

Getulio Teixeira Batista

ARTIGOS

01	Experimental plant for the physical-chemical treatment of groundwater polluted by Municipal Solid Waste (MSW) leachate, with ammonia recovery
doi: 10.4136/ambi-agua.1250
Massimo Raboni; Vincenzo Torretta; Paolo Viotti; Giordano Urbini	22-32
02	Effects of initiating anaerobic digestion of layer-hen poultry dung at sub-atmospheric pressure
doi: 10.4136/ambi-agua.1238
Chima C. Ngumah; Jude N. Ogbulie; Justina C. Orji; Ekperechi S. Amadi	33-42
03	Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the Municipal Wastewater Treatment Plant
doi: 10.4136/ambi-agua.1187
Juacyara Carbonelli Campos; Bruno da Silva Machado; Maria Emília Drummond Blonski; Daniele Maia Bila; João Alberto Ferreira	43-53
04	Land-use effects on river habitat quality and sediment granulometry along a 4th-order tropical river
doi: 10.4136/ambi-agua.1232
Iola Gonçalves Boëchat; Aparecida Beatriz das Mercês de Paiva; Sandra Hille; Björn Gucker	54-64
05	Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat images
doi: 10.4136/ambi-agua.1229
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo; Luciana de Resende Londe; Claudio Barbosa; Carlos A. S. de Araujo; Camilo Daleles Rennó	65-82
06	Interaction between GIS and hydrologic model: A preliminary approach using ArcHydro Framework Data Model
doi: 10.4136/ambi-agua.1251
Silvio Jorge C. Simões	83-92
07	Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes
doi: 10.4136/ambi-agua.1176
Ainhoa Rubio Clemente; Edwin Lenin Chica Arrieta; Gustavo Antonio Peñuela Mesa	93-103

08	Estimación del balance hídrico mediante variables climáticas, en la cuenca del río Cazones, Veracruz, México	104-117
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1147</i>	
	Eduardo Santillán Gutiérrez; Gustavo Davila-Vazquez; José de Anda Sánchez; José de Jesús Díaz Torres	
09	Tecnologías verdes para el aprovechamiento de aguas residuales urbanas: análisis económico	118-128
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1174</i>	
	Horacio Alfredo Gil; José Manuel Cisneros; Jorge Dante de Prada; José Omar Plevich; Angel Ramon Sanchez Delgado	
10	Biorreatores com Membranas Submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso	129-142
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1230</i>	
	Eduardo Lucas Subtil; Ivanildo Hespanhol; José Carlos Mierzwa	
11	Impacto de estratégias nutricionais em indicadores de produtividade hídrica para suínos	143-150
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1163</i>	
	Julio Cesar Pascale Palhares	
12	Gestão dos recursos hídricos na área do Sistema Produtor de Água Cantareira: um olhar para o contexto rural	151-165
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1162</i>	
	Rafael Eduardo Chiodi; Oscar Sarcinelle; Alexandre Uezu	
13	Análise crítica da Pegada Hídrica Cinza na produção de celulose	166-177
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1184</i>	
	Vanessa Lucena Empinotti; Natalia Dias Tadeu; Renata de Souza Leão Martins	
14	Geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária	178-190
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1236</i>	
	Rafael Pires Fernandes; Robson Willians da Costa Silva; Luiz Felipe Salemi; Tatiana Morgan Berteli de Andrade; Jorge Marcos de Moraes	
15	Avaliação do desempenho ambiental e racionalização do consumo de água no segmento industrial de produção de bebidas	191-202
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1212</i>	
	Luciana Miranda Cavalcante; Luíza Carla Girad Teixeira Machado; Aline Maria Meiguins de Lima	
16	Intensidade da seca utilizando índices de precipitação	203-213
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1245</i>	
	Claudia Fernanda Almeida Teixeira; Rita de Cássia Fraga Damé; Luiz Carlos Salgueiro Bacelar; Gisele Machado da Silva; Rosiane Schwantz do Couto	
17	Estudo de tendência de chuvas de longo prazo	214-228
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1168</i>	
	Fabio de Oliveira Sanches; Roberto Verdum; Gilberto Fisch	
18	Metais pesados no rejeito e na água em área de descarte de resíduos sólidos urbanos	229-238
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1155</i>	
	Luiz Ermindo Cavallet; Sebastião Garcia de Carvalho; Paulo Fortes Neto	
19	Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão	239-246
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1160</i>	
	Anne Relvas Pereira; Aldecy de Almeida Santos; Welitom Ttatom Pereira da Silva; José Cesar Frozzi; Klenna Livia Gomes Peixoto	
20	Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil	247-257
	<i>doi: 10.4136/ambi-agua.1192</i>	
	Marlyete Chagas de Araújo; Maria Betânia Melo de Oliveira

Editorial of the twenty third edition of Ambiente & Água Journal

doi:10.4136/ambi-agua.1258

Getulio Teixeira Batista

Universidade de Taubaté, SP, Brazil
Graduate Program in Environmental Sciences
Editor-in-Chief of Ambi-Agua Journal
e-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

ABSTRACT

The year 2013 marks a turning point in the journal's trajectory. This year, the "Open Access Year", is a year to remember for our journal. At the beginning of the year, we were chosen to be included in the SCOPUS Collection. In July, we were admitted to the Scientific Electronic Library Online (SciELO). In August, the US National Agricultural Library (NAL) invited Revista Ambiente & Água to be catalogued in the AGRICOLA database. We also were ranked in the B1 stratum of the Interdisciplinary Area by the "Qualis CAPES", the most important journal index in Brazil. By year's end, the Bid MCTI / CNPq / MEC / CAPES N° 44/2013 had awarded us a grant aimed at encouraging the editing and publication of highly specialized Brazilian scientific journals in all areas of knowledge in order to significantly advance the country's scientific and technological development and innovation. We also participated in two major publishing events: SciELO 15 Years and The XIV ENEC (Brazilian National Conference of Science Editors). As with recent editions, this issue includes 20 peer-reviewed articles. We continue our policies of complete open access and of working to increase the visibility of articles.

Keywords: Ambigua, environment, water resources, Qualis CAPES, SciELO.

Editorial da vigésima terceira edição da revista Ambiente & Água

RESUMO

O ano 2013 marca um ponto de inflexão na trajetória da Revista Ambiente & Água. Neste ano de 2013, o "Ano do Acesso Aberto", não é para ser esquecido pela Ambi-Agua. No início do ano, a revista foi aceita para integrar a Coleção SCOPUS. Em Julho, foi admitida na Scientific Electronic Library Online (SciELO). Em agosto, a Biblioteca Nacional de Agricultura dos EUA (NAL) convidou Revista Ambiente & Água para integrar o banco de dados AGRICOLA. A revista também foi classificada no estrato B1 na Área Interdisciplinar do indexador de revistas mais importante do Brasil o "Qualis CAPES". Antes do final do ano, a Ambi-Agua foi contemplada na Chamada MCTI / CNPq / MEC / CAPES N° 44/ 2013, que teve como objetivo selecionar propostas para apoio financeiro para incentivar a editoração e publicação de periódicos científicos brasileiros de alta especialização em todas as áreas de conhecimento de forma a contribuir significativamente para o desenvolvimento científico e tecnológico e inovação do País. Participamos de dois importantes eventos de divulgação científica: SciELO 15 Anos e o XIV ENEC (Encontro Nacional de Editores Científicos). Como as recentes edições, esta edição inclui 20 artigos revisados por pares. Continuamos nossa política de acesso aberto completo e empenhados em aumentar a visibilidade dos artigos.

Palavras-chave: Ambigua, ciências ambientais, recursos hídricos, Qualis CAPES, SciELO.

DISCUSSION

Both the SciELO 15 Years and XIV ENEC conferences underscored the fact that the Open Access (OA) publishing model had reached a point of no return. The concept is ample and covers a large spectrum of access licenses for scientific articles and data. The benefits of this system have been discussed worldwide, as, for example, at the Open Access Week 2013 (<http://www.openaccessweek.org/>). The most important aspect of the OA initiative is the high visibility and the increased chance of citation that the articles afford. However, the costs of Open Access remain an issue. It is challenging to go from a journal subscription model or pay-per-article access to completely free and open access to articles. In this model, the author's institution or the author himself must pay publishing expenses or the journal must be sponsored by an institution, a member society or a research funding agency. However, the costs of publication must be covered in order to make the publication available free of charge. Funds from governmental research support agencies to directly support journals are quite limited. The trend is to support the researchers and have the researchers use part of their budget to cover the expense of publication.

The Ambiente & Água Journal has practiced the OA policy since its inception and is completely committed to this policy. However, as the journal has increased in recognition, it has begun to receive a large number of submissions that require an expert team to handle the editorial process with timeliness and accuracy. As a result of the growing impact of the journal, it was selected to receive a grant from CNPq/CAPES under the public bid n° 44/2013 funds meant to encourage editing and publication. It should be noted, however, that these funds cover less than 20% of the journal's publication costs, even though the journal was ranked 37th out of 188 selected journals in a very competitive bid. But the important point is the fact of the journal's selection, considering that the judgment criteria included: Qualification of the Proponent / Editor and Scope of the Editorial Board; Qualis and Indexing in Databases; Scope of the Publication (National / International); Uniqueness of the Journal; Consistency of Editorial Policy and Punctuality and Efficiency of Publication of Articles.

Other points that were emphasized in the SciELO and ABEC meetings were the need for journals to be internationalized, professional and interoperable. To be internationalized, there is a clear need to increase publication in English, the language of science, and to select world class papers that promote the advancement of science. Professionalism implies having a competent and efficient editorial team working with a competent Editorial Committee. To increase interoperability, the articles and their metadata must be in the XML format in the initial phase of editing and must use flexible platforms capable of interacting with search engines to allow for interfacing with social media in order to take advantage of the new alternative metrics which are growing in popularity, such as "altmetrics", for example (<http://altmetrics.org/about/>).

Considering the requirements to remain in SCOPUS and in the prestigious SciELO Brazil Collection, and further considering the trend towards high-standard scientific journals, Revista Ambiente & Água will pursue several procedural changes. We have already changed the layout of articles. Next year, we will change page numbering and increase the geographic and thematic scope of our Scientific Committee, which already includes several new international members that are committed to the journal and whose selections will be announced early next year. The Editorial Board is therefore exploring possible means to adequately finance a professional editing system.

Experimental plant for the physical-chemical treatment of groundwater polluted by Municipal Solid Waste (MSW) leachate, with ammonia recovery

doi: 10.4136/ambi-agua.1250

Received: 29 Nov. 2013; Accepted: 13 Dec. 2013

Massimo Raboni¹; Vincenzo Torretta¹; Paolo Viotti²; Giordano Urbini^{1*}

¹University of Insubria - Varese, Italy

Department of Biotechnologies and Life Sciences

²University of Roma "La Sapienza" - Rome, Italy

Department of Hydraulics, Transportation and Roads

*Corresponding author: e-mail: giordano.urbini@tin.it,
massimo.raboni@uninsubria.it, vincenzo.torretta@uninsubria.it,
paolo.viotti@uniroma1.it

ABSTRACT

The paper documents the results of the experimental treatment of groundwater (flow rate: 300 m³ h⁻¹) polluted by the leachate of an old MSW landfill (7 million tonnes) in northern Italy. The process consists of a coagulation-flocculation pre-treatment at pH > 11, and subsequent ammonia stripping, after heating the water to 35-38 °C by means of the biogas produced by the landfill. The stripped ammonia was recovered by absorption with sulfuric acid, producing a 30% solution of ammonium sulfate, which was reused as a base fertilizer. In addition, the paper reports important operational aspects related to the scaling of the stripping tower's packing and its effect on pH and temperature profiles inside the towers caused by the closed loop, which recirculates the stripping air coming from the ammonia absorption towers with sulfuric acid. The average removal efficiency of ammonia reached 95.4% with an inlet mean concentration of 199.0 mg L⁻¹.

Keywords: ammonia-stripping, landfill leachate, aquifer reclamation.

Estação experimental para o tratamento físico-químico de águas subterrâneas poluídas por chorume de um aterro de resíduos sólidos urbanos, com recuperação de amônia

RESUMO

O estudo relata os resultados de um tratamento experimental de águas subterrâneas (vazão: 300 m³ h⁻¹) poluídas pelo chorume de um antigo aterro onde foram acondicionadas cerca de 7 · 10⁶ toneladas de resíduos sólidos urbanos no norte da Itália. O processo de tratamento é constituído numa primeira etapa de coagulação-floculação a pH > 11, e subsequente remoção da amônia em torres de arraste após o aquecimento das águas residuais a 35-38 °C por meio do biogás do aterro. A amônia foi recuperada por absorção com o ácido sulfúrico, com a produção de uma solução a 30% de sulfato de amônia reutilizado como fertilizante de base. Neste artigo, são evidenciados importantes aspectos operacionais relacionados com a formação de incrustação nos materiais de enchimento das torres de arraste e os efeitos sobre o pH e perfis de temperatura no interior das torres de arraste causados pelo

circuito fechado de recirculação do ar vindo das torres de absorção de amônia com ácido sulfúrico. A eficiência média de remoção da amônia foi de 95,4%, com uma concentração média de entrada de 199,0 mg L⁻¹.

Palavras-chave: extração de amoníaco, aterro sanitário, remediação de aquíferos.

1. INTRODUCTION

Groundwater is the main source of drinking water in many areas of the world, mainly in Europe. For this reason, it is important to preserve its quality. The leachate of municipal solid waste (MSW) landfills is one of the major potential sources of groundwater pollution (Regadío et al., 2012). The most important contaminants present in MSW leachate are ammonia, organic compounds (represented by the COD) and heavy metals (Kjeldsen et al., 2002). For landfill leachate treatment, various biological and physical-chemical techniques are used and more often than not the integration of different techniques is needed due to the waste complexity (Renou et al., 2008). One of the biggest problems is the removal of the very high concentrations of ammonia (400÷1200 mg L⁻¹) that remain stable throughout the life of the landfill, as opposed to other pollutants, which concentrations considerably change over time (Kjeldsen et al., 2002). Biological techniques for ammonia removal are widely used in the treatment of wastewaters with medium-low concentrations of this compound, such as domestic sewage (Raboni et al., 2013). This kind of process is somewhat limited in the treatment of leachate because of the very high concentrations of ammonia. However, some experiences are reported for biological treatment using a bio-filter (Fu et al., 2011), SBR-sequencing batch reactor (Spagni and Marsili-Libelli, 2009), wetland (Sun et al., 2012) and ponds (Leite et al., 2011), especially for old landfill leachates. In the Italian context, it is common to subject the leachate to pre-treatment (in general coagulation-flocculation) and then send the effluent to a municipal sewage treatment plant.

The physical-chemical processes proposed for the removal of ammonia from the leachate are indeed numerous. Among them are: air stripping, precipitation as magnesium ammonium phosphate (struvite), photochemical and electrochemical processes, ion-exchange and membrane processes, chemical oxidation and adsorption (Martin et al., 2005; Rada et al., 2013; Renou et al., 2008; De Brito et al., 2010). Particular mention must be made of the stripping process, which involves several applications in full-scale plants, even if most of them are based on rudimentary techniques, in order to carry out even simple leachate pre-treatments. Only in a few cases, the stripping process is the option for achieving a high ammonia removal efficiency and subsequent recovery (Kabdasli et al., 2000; Campos et al., 2013; Ferraz et al., 2013).

The experience reported in this paper is also based on a similar process, albeit applied to a very specific and unique situation. In fact, the experience concerns the treatment, with ammonia recovery, of groundwater contaminated by the leachate of an old municipal solid waste landfill located in an area north of Milan, Italy. Seven million tonnes of MSW were disposed in this landfill, without proper leachate control systems, before the first national legislation came into force in the field. The high COD, ammonia and other contaminants concentrations found in groundwater and their progressive migration enforced the remediation through pumping and treatment technology (Urbini and Conti, 2007), using five extraction-wells and a water treatment plant with the final effluent discharged to a nearby river.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. The treatment plant

The physical-chemical plant for the treatment of polluted groundwater consisted of two parallel lines. Figure 1 presents the simplified schematic of the process.

Groundwater drawn from the three most contaminated wells ($Q = 160 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) are first treated by coagulation-flocculation dosing 41% and 35% solutions of ferric chloride (dosage: 400 mg L^{-1} , as FeCl_3) and sodium hydroxide (dosage: 720 mg L^{-1} , as NaOH), respectively (pH increase up to $\text{pH} > 11$ to convert the ion ammonium into free ammonia, in keeping with the subsequent stripping process). The chemicals' dosage was preliminary assayed in lab tests.

The additional possibility of dosing powdered activated carbon is an option in the event of strong peaks of COD in the water. The effluent produced by the coagulation-flocculation phase is heated to a temperature of $35\text{--}38^\circ\text{C}$ (by means of the landfill biogas) to improve the efficiency of ammonia stripping. The decision to carry out stripping using preheated water was determined by the need to achieve highly efficient ammonia removal in order to comply with the limit imposed by legislation for the final discharge in a nearby stream (15 mg L^{-1} of ammonia). The stripping air has a flow rate of $120,000 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ for each line and crosses the towers in countercurrent to the water.

Figure 1. Schematization of the physical-chemical process for the treatment of polluted groundwater.

The two stripping towers (one tower per line), made of concrete, with an inner lining in polypropylene, have an internal diameter of 5.5 m and a 12 m packing height (Pall rings), divided into two consecutive stages to avoid excessive loads on the rings and the risk of crushing.

All the plant operating conditions (e.g. water heating temperature, stripping air flow rate) and features (e.g. packing height) were defined during preliminary tests carried out on a small pilot plant.

The air leaving the stripping towers, enriched with ammonia, fed the absorption towers (two towers per line) made of polypropylene, with an internal diameter of 3.6 m and a 9 m packing height. A countercurrent recirculating absorbent solution containing sulfuric acid is fed to the air flow. The towers bottom flow consisted of a 30% ammonium sulfate solution (approximately 2,500 kg d⁻¹ as pure ammonium sulfate), which was reused as base fertilizer.

The air is therefore used in a closed circuit between the stripping and the absorption units. The effluent from the stripping towers was cooled with heat recovery and then filtered through sand beds prior to the final pH neutralization and discharge into the stream. Weakly contaminated groundwater ($Q = 140 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) is fed through in this final stage of filtration and neutralization, giving the added benefit of reducing consumption of the neutralizing acid. In particular, the weakly contaminated groundwater quality was reported as follows: COD < 20 mg L⁻¹; NH₃ < 6 mg L⁻¹; Cl⁻ < 36 mg L⁻¹; Fe < 1 mg L⁻¹; Ni < 0.031 mg L⁻¹; Zn < 0.070 mg L⁻¹; Cu < 0.015 mg L⁻¹; Pb < 0.010 mg L⁻¹.

As stipulated by local regulations, the main quality target values for the final effluent are: 15 mg L⁻¹ for ammonia; 120 mg L⁻¹ for COD; pH in the range 5.5÷9.5.

2.2. Research main lines and analytical methods

The research focused on two main aspects:

a) Checking the concentrations of the main pollution parameters of the groundwater fed into the physical-chemical process and the removal efficiency of the various stages of treatment. For this purpose, analytical determinations were carried out at the following sampling points (Figure 1): incoming highly polluted waters (1); output of pre-treatment (coagulation-flocculation) at pH > 11 (2); output of the stripping tower (3); final effluent sent to the water course (4). For each point, the following parameters were analyzed (three times a week), since significant results had been obtained during previous analytical groundwater tests: COD, ammonia, chloride, iron, nickel and zinc.

b) Checking the effects on the operation of the stripping towers where high values of pH and temperature occurred and also the effects of using air in a closed circuit. For this purpose, analytical determinations were carried out at points 1, 2, 3, 4 for hardness and alkalinity in relation to the risk of precipitation and scaling. Scaling was assessed by measuring both its weight and composition on single packing elements. Furthermore, pH and temperature levels in the stripping towers were also measured at input and output to assess the effects of the closed loop air flow coming from the absorption tower with the sulfuric acid.

The monitoring campaign lasted for three months. For the various parameters analyzed, average daily values and deviation standards were obtained and shown in the illustrative graphs. Official standard methods approved by Italian law and developed by APAT IRSA CNR (2003) were adopted for sampling and analysis.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Performance of the plant with reference to the main pollution parameters

Figure 2 shows the analytical results relating to the four points monitored on the plant. What appears to be particularly significant is the contamination of raw wastewaters by COD (370.7 mg L⁻¹ as mean value; peak of 480 mg L⁻¹) and ammonia (199 mg L⁻¹ as the average value; peak of 340 mg L⁻¹). Following the coagulation-flocculation phase, the COD shows an average 51% decrease and there is a further, albeit small, removal in the stripping tower, which is believed to be caused partly by the transportation of volatile organic

compounds in the air phase and partly by the oxidative action of oxygen on a few reducing compounds. The end stage (point 4) reduced the COD to an average level of 77.8 mg L^{-1} .

Ammonia present in raw groundwater at an average concentration of 199 mg L^{-1} undergoes noticeable removal during the coagulation-flocculation step because of the high pH, while, as expected, the most significant removal occurs during the stripping phase, where the outlet concentration drops to the mean value of 22.5 mg L^{-1} (average efficiency of 93%). The final result (point 4) shows a reduction in ammonia concentration to an average level of 9.2 mg L^{-1} .

Chloride occurs in raw water at an average concentration of 155.2 mg L^{-1} , and undergoes a significant increase following the coagulation-flocculation stage because of the dosage of ferric chloride as coagulant reagent. The end result (point 4) raises chlorides to an average level of 210.4 mg L^{-1} .

Figure 2. Concentrations of COD, ammonia and chloride at the four sampling points on the plant (average values and standard deviation).

With regard to the ammonia removal efficiency in the stripping towers, it should be noted that the two towers were prone to such severe scaling on the packing as to require periodic washing (every six months) with a 30% solution of hydrochloric acid. During operation periods with cleaned packing, efficiency reached average values of over 99% with average ammonia concentrations in the output of 4.1 mg L^{-1} (and peak values of 8.2 mg L^{-1}).

As regards the metals (Figure 3), findings showed their progressive removal during the various stages of treatment, with obviously greater incidence during the initial stage of coagulation-flocculation at high pH, when metals precipitate as hydroxides. A certain amount of removal was also detected in the stripping tower, which can be correlated to the formation of carbonate and hydroxide precipitates that were found in low concentrations in the scale on the packing.

Figure 3. Concentrations of metals (iron, nickel and zinc) at the four sampling points of the plant (average values and standard deviation).

3.2. Checking operating problems

Lime scale coating the stripping tower packing was found to be the greatest operating problem (however, it also affected the first heat-exchanger for raising the temperature of the water). The progressive increase of scaling led to a loss of over 40% of the packing interfacial surface: the weight of each Pall rings increased approximately sevenfold (Figure 4).

Figure 4. Single components (Pall ring) of the stripping towers packing, clean and at the highest degree of scaling.

The scaling phenomenon is inevitably influenced by the temperature, but another important factor is the hardness and alkalinity parameters of the water. The graph in Figure 5 shows the values of these parameters at the four sampling points during the whole physical-chemical process.

Figure 5. Concentrations of total hardness and total alkalinity at the four sampling points of the plant (average values and standard deviation).

The total hardness (consisting of approximately 90% of calcium hardness) present in the raw water at an average concentration of 295 mg CaCO₃ L⁻¹ undergoes a sharp reduction in the coagulation-flocculation stage. In fact, the high operating pH involves the precipitation of calcium carbonate and magnesium hydroxide, according to the following reactions:

A further, albeit small, removal of total hardness occurs in the stripping stage due to chemical precipitation. The final concentration of 148.4 mg CaCO₃ L⁻¹ in the final effluent is merely the consequence of mixing it with poorly contaminated groundwater, whose total hardness is roughly 290÷340 mg CaCO₃ L⁻¹. As regards the formation of precipitates, a crucial role is played by the alkalinity of the water (mainly carbonatic) whose significant increase, as the result of increased pH, leads to exceed the solubility product of calcium carbonate.

Total alkalinity shows appreciable removal in the stripping tower. This is not only due to the precipitation of carbonate salts and ammonia stripping, but also to the acidic character of

stripping air coming from the absorption towers with sulfuric acid. This last effect was mitigated by an efficient demister with which all towers were equipped (even if it is impossible to avoid saturating the air flow with the acidic solution crossing the absorption towers). This phenomenon results in an average loss of about 0.6 pH points in the water crossing the stripping, as shown in Figure 6. The same figure shows the trend of the average water temperature at the input and output of the towers.

Figure 6. Variations of temperature and pH of the water crossing the stripping towers (10 measurements taken over two winter months).

The values of pH and temperature reported in Figure 6 refer to ten samplings carried out over a two-month period in winter. It was noted that the water crossing the stripping towers also undergoes a significant cooling effect from the mean value of 36.5 °C (inlet) to an average value of 24.0 °C (outlet) due to the stripping air flow.

It is worth observing that the "closed loop" of stripping air has the advantage of maintaining a stable temperature level for the same air and consequently for the water, especially in winter. The use of an "open" system utilizing ambient air for stripping would in fact lead to a more drastic drop in temperature and to the phenomena of "icing", considering that in winter the ambient air temperature may fall to 10-15 °C below zero.

These phenomena (the lowering of pH and temperature) inevitably draw attention to the validity, or not, of a "closed loop" air system such as the one used in the plant for the stripping air, as compared with an "open" system that utilizes fresh air and disperses the air flow from the absorption tower into the atmosphere. This latter solution would eliminate the acidification effect in the stripping tower and would allow the stripping process to operate at a lower pH or at lower temperatures for the inlet water, with beneficial effects on scale formation, but it would also create an excessive drop in temperature in winter and a considerably negative impact on the efficiency of the stripping process, not to mention causing icing problems inside the towers.

4. CONCLUSIONS

The trials consisted of testing a physical-chemical plant for the treatment of groundwater contaminated by the leachate of an old MSW landfill without proper leachate control systems. Groundwater fed into the plant is drawn from five barrier wells, three of which are highly

contaminated by ammonia (mean 199.0 mg L^{-1} ; peak of 340.0 mg L^{-1}) and COD (mean 370.7 mg L^{-1} ; peak of 480.0 mg L^{-1}) while the other two barrier wells are weakly contaminated (ammonia $< 6 \text{ mg L}^{-1}$; COD $< 20 \text{ mg L}^{-1}$). The whole process involves the treatment of the highly contaminated groundwater ($Q = 160 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) by means of coagulation-flocculation at $\text{pH} > 11$, heating at $35\text{--}38^\circ\text{C}$ (supported by landfill biogas) to favor the next phase of ammonia stripping in packed towers. Once stripped, ammonia is recovered in the absorption tower as a 30% solution of ammonium sulfate which is reused as a base fertilizer. The stripping air circulates between the stripping towers and the absorption towers in a “closed loop”, i.e., without emission into the atmosphere. After the stripping stage, the water is subjected to cooling with heat recovery, sand filtration and final neutralization of pH, with final discharge to a small watercourse. Weakly contaminated groundwater ($Q = 140 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) is fed directly into the final stage of filtration-neutralization.

The experimental results demonstrate the ability of the plant to restore the pollution parameters in accordance with the limits of acceptability for the discharge into surface watercourses, as stated by local regulations (COD: 120 mg L^{-1} ; ammonia: 15 mg L^{-1} ; pH: $5.5\div 9.5$). In particular, the COD plummets from the mean value of 370.7 mg L^{-1} in raw waters to 77.5 mg L^{-1} in the final effluent. Similarly, ammonia is reduced from 199.0 mg L^{-1} to 9.20 mg L^{-1} . Moreover, the main metals (e.g. Fe, Zn, Ni) undergo adequate removal.

The experiment also highlighted important operational aspects related to the progressive scaling (predominantly limestone) of stripping packing materials (Pall rings) with a loss of more than 40% of the interfacial surface and an increase in weight of up to 7 times the initial weight (clean Pall rings). One cause of this phenomenon is the high water temperature, but additional factors are the high values of water total hardness and alkalinity. To avoid excessive removal efficiency losses, the packing is periodically washed (every six months) with a 30% solution of hydrochloric acid. A further operational problem that came to light is the noticeable drop in the pH of water while crossing the stripping tower. This is caused not only by the loss of ammonia and limestone precipitation, but also by the acidic character of the recirculated process air fed into the stripping towers. This phenomenon results in an approximate 0.6 point reduction in pH, without which it is believed that less drastic operating conditions in terms of pH and temperature could be used. In this sense, attention should be given to finding a solution for ammonia recovery by using air in an open circuit, i.e., with the use of ambient air for the stripping phase. However, results show that the closed-loop air system adopted in the experimental plant allows a water temperature of $24.0\div 36.5^\circ\text{C}$ into the stripping towers during winter (also with outside temperatures of -15°C), whereas the open system would lead to drastic reductions in temperature in the towers with significant losses of efficiency and the risk of icing.

5. ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by the Research Funds of the Insubria University, Varese, Italy.

6. REFERENCES

AGENCY FOR THE ENVIRONMENTAL PROTECTION AND TECHNICAL SERVICES – APAT; WATER RESEARCH INSTITUTE - IRSA; NATIONAL RESEARCH COUNCIL – CNR (Italy). **Analytical methods for waters - vol. I**. Rome, 2003 1160p.(Handbook and Guidelines, 29/2003)

- CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. D. F.; CAMMAROTA, M. C. et al. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **J. Environ. Sci. Heal. A**, v. 48, n. 9, p. 1105-1113, 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2013.774658>
- DE BRITO, N. N.; STIPP PATERNIANI, J. E.; BROTA, G. A.; TEIXERA PELLEGRINI, R. Ammonia removal from leachate by photochemical process using H₂O₂. **Rev. Ambient. Água**, v. 5, n. 2, p. 51-60, 2010. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.136>
- FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption. **Environ. Technol.**, v. 34, n. 15, p. 2317-2326, 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2013.767283>
- FU, J.; SHANG, J.; ZHAO, Y. Simultaneous removal of iron, manganese and ammonia from groundwater in single biofilter layer using BAF. **Adv. Mat. Res.**, v. 183-185, p. 442-446, 2011. <http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.183-185.442>
- KABDASLI, I.; TÜNAY, O.; ÖZTÜRK, I.; YILMAZ, S.; ARIKAN, O. Ammonia removal from young landfill leachate by magnesium ammonium phosphate precipitation and air stripping. **Water Sci. Technol.**, v. 41, n. 1, p. 237-240, 2000.
- KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Crit. Rev. Env. Sci. Tec.**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380290813462>
- LEITE, V. D.; PEARSON, H. W.; DE SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; DE LUNA, M. L. D. The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. **Water Sci. Technol.**, v. 63, n.4, p. 666-670, 2011. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.103>
- MARTIN, A.; LUCK, F.; ARMBRUSTER, U.; PATRIA, L.; RADNIK, J.; SCHNEIDER, M. Ammonia removal from effluent streams of wet oxidation under high pressure. **Top. Catal.**, v. 33, n. 1-4, p. 155-169, 2005. <http://dx.doi.org/10.1007/s11244-005-2522-4>
- RABONI, M.; TORRETTA, V.; URBINI, G. Influence of strong diurnal variations in sewage quality on the performance of biological denitrification in small community wastewater treatment plants (WWTPs). **Sustainability**, v. 5, n. 9, p. 3679-3689, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/su5093679>
- RADA, E. C.; ISTRATE, I. A.; RAGAZZI, M.; ANDREOTTOLA, G.; TORRETTA, V. Analysis of electro-oxidation suitability for landfill leachate treatment through an experimental study, **Sustainability**, v. 5, n. 9, p. 3960-3975, 2013. <http://dx.doi.org/10.3390/su5093960>
- REGADÍO, M.; RUIZ, A. I.; DE SOTO, I. S.; RODRIGUEZ RASTRERO, M.; SÁNCHEZ, N.; GISMERA, M. J.; Sevilla, M. T. et al. Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills. **Waste Manage.**, v. 32, n.3, p. 482-497, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.008>
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **J. Hazard. Mater.**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

-
- SPAGNI, A.; MARSILI-LIBELLI, S. Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. **Bioresource Technol.**, v. 100, n. 2, p. 609-614, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.064>
- SUN, G.; ZHU, Y.; SAEED, T.; ZHANG, G.; LU, X. Nitrogen removal and microbial community profiles in six wetland columns receiving high ammonia load. **Chem. Eng. J.**, v. 203, p. 326-332, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.052>
- URBINI G.; CONTI F. Chemico-physical treatment of groundwater polluted by landfill leachate (in Italian). In: REMEDIATION TECHNOLOGY CONFERENCE & EXHIBITION, 1, 26-28 Sept. 2007, Ferrara. **Proceedings...** Ferrara, 2007. p. 1-17.

Effects of initiating anaerobic digestion of layer-hen poultry dung at sub-atmospheric pressure

doi: 10.4136/ambi-agua.1238

Received: 02 Nov. 2013; Accepted: 12 Dec. 2013

Chima C. Ngumah^{*}; Jude N. Ogbulie; Justina C. Orji; Ekperechi S. Amadi

Federal University of Technology Owerri - Owerri, Imo State. Nigeria

Department of Microbiology

^{*}Corresponding author: e-mail: ccngumah@yahoo.com, ogbujuan@yahoo.com, chiookolo@yahoo.com, amadies2001@yahoo.com

ABSTRACT

This study investigated the effects of initiating anaerobic digestion (AD) of dry layer-hen poultry dung at the sub-atmospheric pressure of -30 cmHg on biodegradation, biogasification, and biomethanation. The setup was performed as a batch process at an average ambient temperature of 29 ± 2 °C and a retention time of 15 days. Comparisons were made with two other experiments which were both begun at ambient atmospheric pressure; one was inoculated with digestate from a previous layer-hen dung AD, while the other was not inoculated. The bioreactors initiated at sub-atmospheric pressure, ambient atmospheric pressure without inoculum, and ambient atmospheric pressure with inoculum showed the following for biogas and biomethane yields respectively: $16.8 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$ and $15.46 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$, $25.10 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$ and $12.85 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$, $21.44 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$ and $14.88 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$. In the same order, after AD, the following values were recorded for volatile solids and total viable counts (prokaryotes and fungi) in the digestates: 40.33% and $23.22 \times 10^6 \text{ cfu mL}^{-1}$, 43.42% and $22.17 \times 10^6 \text{ cfu mL}^{-1}$, 41.11% and $13.3 \times 10^6 \text{ cfu mL}^{-1}$. The feedstock showed values of 83.93% and $3.98 \times 10^6 \text{ cfu mL}^{-1}$ for volatile solids and total viable count respectively. There was a slight difference in the volatile solids of the digestates of the three bioreactors after AD. The pH recorded for the feedstock slurry before AD was 7.9 at 30°C, while after AD, the digestates from all the three bioreactors showed the same pH of 5.9 at 29 °C. Statistical analysis using ANOVA showed no significant difference in biogas yields of the feedstock for the three bioreactors (A, B, C). ANOVA showed no significant difference for biomethane yields in the bioreactors initiated at sub-atmospheric pressure and for those initiated at ambient atmospheric pressure with inoculums. However, it showed significant difference in the bioreactor initiated at sub-atmospheric pressure and that initiated at ambient atmospheric pressure without inoculums, and significant difference in the two sets of bioreactors initiated at ambient atmospheric pressure (with and without inoculum). Initiating AD at reduced atmospheric pressure (-30 cmHg) and the addition of inoculum at ambient atmospheric pressure both increased biomethanation, by 20.31% and 15.80% respectively. The AD initiated at sub-atmospheric pressure yielded the least amount of carbon dioxide (a greenhouse gas), and improved biodegradation and biomethanation. The results also suggest that biomethane production is dependent on specific methanogenic growth. Analyzing the populations of methanogens isolated from the different bioreactors in relation to their biomethane yields suggests that *Methanosarcina barkeri* may have been largely responsible for the differences in biomethane yields.

Keywords: alternative energy, biofuel, waste management.

Efeitos do início da digestão anaeróbica da camada de esterco de aves à pressão sub-atmosférica

RESUMO

Os efeitos do início da digestão anaeróbica (DA) da camada de estrume seco de galinha à pressão sub-atmosférica de -30 cmHg na biodegradação, biogaseificação, e biometanização foram investigados. Foi realizado um processo em lote a uma temperatura ambiente média de 29 ± 2 °C e um tempo de retenção de 15 dias. As comparações foram feitas com duas outras experiências; ambas foram iniciadas à pressão atmosférica ambiente, enquanto que uma foi previamente inoculada com digestores de uma camada de estrume de galinha AD, a outra sem inoculação. Os biorreatores foram iniciados à pressão sub-atmosférica, à pressão atmosférica ambiente sem inóculo, e à pressão atmosférica ambiente com inóculo e foram registradas as seguintes produções do biogás e do biometano, respectivamente: 16.8 cm³ g⁻¹ VS e 15.46 cm³ g⁻¹ VS, 25.10 cm³ g⁻¹ VS e 12.85 cm³ g⁻¹ VS, 21.44 cm³ g⁻¹ VS e 14.88 cm³ g⁻¹ VS. Na mesma ordem, depois do DA, no produto resultante da digestão foi registrado o seguinte para sólidos voláteis e contagem total de viáveis (procariotas e fungos): 40.33% e 23.22×10^6 cfu mL⁻¹, 43.42% e 22.17×10^6 cfu mL⁻¹, 41.11% e 13.3×10^6 cfu mL⁻¹. Na matéria-prima foram registrados 83.93% e 3.98×10^6 cfu mL⁻¹ para sólidos voláteis e contagem viável total, respectivamente. Houve pequena diferença nos sólidos voláteis no material digerido dos três reatores após a DA. O pH registrado para a pasta de matéria-prima antes do DA foi de 7,9 a 30°C, enquanto que após a DA, os digestores de todos os três reatores registrou o mesmo pH de 5,9 a 29 °C. A Análise de variância não mostrou diferença significativa na produção de biogás da matéria-prima nos três biorreatores (A, B, C). Para a produção de biometano a ANOVA revelou que não houve diferença significativa nos biorreatores iniciados à pressão sub-atmosférica e aqueles iniciados à pressão atmosférica ambiente com inóculo, porém, houve diferença significativa nos biorreatores iniciados à pressão sub-atmosférica e naqueles iniciados à pressão atmosférica ambiente, sem inoculação, e diferença significativa nos dois conjuntos de biorreatores iniciados à pressão atmosférica ambiente (com e sem inóculo). Iniciando a DA à pressão atmosférica reduzida (-30 cmHg) e a adição de inóculo à pressão atmosférica ambiente, tanto por aumento biometanização 20,31 % e 15,80 %, respectivamente. A DA iniciada à pressão sub-atmosférica produziu a menor quantidade de dióxido de carbono (um gás de efeito estufa) e melhorou a biodegradação e biometanização. Os resultados obtidos sugerem que a produção de biometano é dependente de crescimento metanogênico específico. A análise das populações de isolados metanogênicos de diferentes biorreatores em relação às suas produções de biometano sugere que a espécie *Methanosarcina barkeri* pode ter sido em grande parte responsável pelas diferenças na produção de biometano.

Palavras-chave: energia alternativa, os biocombustíveis, gestão de resíduos.

1. INTRODUCTION

Anaerobic digestion (AD) is a widely accepted method of organic waste management due to its high performance in volume reduction, product stabilization, and production of valuable resources (biogas and biofertilizer), which makes the process profitable. Ancient and modern information and practice attest to the fact that AD is a viable means of treating biomass (Abassi et al., 2012). However, in a highly competitive market, the overall process performance needs to be enhanced in order to optimize both the treatment of waste and the generation of resource products at reduced cost (Vindis et al., 2009). As reported by Delgenes et al. (2003) and Insam et al. (2010), means of optimizing the AD process have been of keen

interest to many researchers. Palmowski and Muller (2000) described the influence of size reduction of organic waste on digestion efficiency. Ultrasonic treatment has been reported by Tiehm et al. (2001) and Bougrier et al. (2005) to increase digestibility through a size reduction of the organic waste particulate matter. Alkaline pretreatment of spruce and birch to improve bio-ethanol and biogas production was described by Mirahmadi et al. (2010). Muthangya et al. (2009) proposed a two-stage fungal treatment for improved biogas production from sisal leaf decortication residues. Jurcoane et al. (2009) and Pakarinen et al. (2011) in their separate works investigated the effect of enzymatic hydrolysis of feedstock prior to AD on biogas generation and product stabilization. On the other hand, it has been reported that the efficiency of the AD process is also influenced by environmental and operational parameters (treatment), such as: temperature, nutrient availability, light, oxygen levels, pH, presence of inhibitors, and so on (Monnet, 2003). Thus skillfully manipulating these parameters, singularly or in combination, may lead to an improvement in the overall efficiency of the process (Schnurer and Jarvis, 2010). For instance, it has been reported that the regular removal of biogas from a bioreactor, which in turn resets its operation pressure, favors biogas yield. The reasons given were that the removal of produced biogas can increase the attainable microbial population (this can be up to a factor of 12 in the case of extremely thermophilic methanogens), and the removal of gases, for example hydrogen sulfide and ammonia, which may inhibit methanogenesis (Deublein and Steinhauser, 2008).

Jedrzejewska et al. (2006) investigated the effect of maintaining the methane fermentation of blood from slaughter waste at reduced pressure for a 28 day retention period. Their experiments revealed that the bioreactor maintained at sub-atmospheric pressure yielded biogas with higher methane concentrations (by 5.15%), and a higher and more stable pH value (7.9 on average) throughout the AD when compared to the control experiment maintained at ambient atmospheric pressure. In a separate study, Jiang et al. (2010) reported a strong buffering capacity of AD also, but a lower bio-methane production rate of municipal solid waste at lower ambient atmospheric pressure when compared to the control experiment conducted under a higher ambient atmospheric pressure.

Waste management has remained a perennial problem, especially in developing countries where adequate funding, technology, and skill are lacking. A cheap and simple process of gainfully optimizing organic waste treatment would make waste management more feasible (Al Seadi et al., 2008). This study investigates the effect of initiating the AD of dry layer-hen dung at the sub-atmospheric pressure of -30 cmHg on biodegradation, biogasification, and biomethanation in a 15 day retention time batch process. Its results are compared to the results of two other similar experiments initiated at ambient atmospheric pressure; one was inoculated with digestate from a previous AD, while the other was not inoculated.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Collection of feedstock

Dry (air-dried) poultry dung was collected from a household layer-hen battery-cage poultry farm in Owerri (Imo State, Nigeria).

2.2. Preparation of feedstock slurries

For each bioreactor, 200 g of poultry dung (feedstock) was homogenized in 600 mL of untreated bore-hole water.

2.3. Experimental set-up

Three sets of 12 x 20 cm Equitron stainless steel anaerobic culture jars (Model: 8151) were used as batch reactors. They were labeled 'A', 'B', 'C' and each set was replicated three times to give a triplicate sample. The slurries were prepared in 10 x 11 cm plastic containers

and labeled 'A', 'B', 'C' to correspond with the labeling of the bioreactors. About 15 cm³ of inoculum from a previous layer-hen dung AD was added to each plastic container labeled 'C' and homogenized. All the plastic containers were covered with perforated lids. The lidded plastic containers were then put into the correspondingly labeled bioreactors. Anaerobiosis was achieved in reactors 'B' and 'C' using the candle jar method. The bioreactors labeled 'A' were depressurized using a vacuum pump to -30 cmHg, which also served the purpose of oxygen removal. All the bioreactors were then placed on a level stable table in a closed room and operated at an average ambient mesophilic temperature of 29±2°C for a hydraulic retention time (HRT) of 15 days. The bioreactors were mixed manually by gently shaking or swirling them once daily.

2.4. Collection of gas samples

Gas production was indicated by readings on the pressure gauge of the bioreactor. Gas samples were collected using a modified version of Nda-Umar and Uzowuru (2011). Biogas generation was measured by passing the gas via a tube through a clear solution of filtered saturated calcium chloride solution (2 g L⁻¹) in a transparent calibrated vessel. The instant downward displacement of the calcium hydroxide solution was recorded as biogas volume. The biomethane content of biogas was measured by allowing the set-up to stand for 24 hours and the remaining gas volume after the upward replacement of calcium hydroxide solution was recorded as the biomethane volume. The carbon dioxide content was computed as the difference between the biogas and bio-methane volumes.

2.5. Microbial analysis.

A tenfold serial dilution of feedstock and the digestate were carried out up to 10⁶ tubes in sterile distilled water. Using a sterile syringe, 0.01 ml aliquots (a drop from a 2 ml disposable hypodermic needle) were inoculated on to sterile solidified nutrient agar, sabauraud dextrose agar (SDA), and methanogenic media plates using spread-plate technique for the isolation of bacteria, fungi, and methanogens respectively. The methanogenic media was formulated as described in the Manual of Environmental Microbiology (Stetzenbach, 2002). One set of nutrient agar plates were incubated aerobically and the other anaerobically at 37 °C for 24 hours. Similarly, one set of the SDA plates were incubated aerobically and the other anaerobically at ambient room temperature for 3-7 days. The methanogenic media plates were incubated anaerobically at 37°C for 7-10 days. Each set of cultures was done in triplicate with control plates inoculated with 0.01ml aliquots of untreated bore-hole water. Plates with microbial colonies of 30 - 300 emerging after incubation were counted and their average recorded as colony forming units per millimeter (cfu mL⁻¹) of the sample. The different colonies were repeatedly sub-cultured on fresh media plates in order to obtain pure isolates. Bacteria, yeast, and methanogens isolates were gram stained and subjected to biochemical tests as described by Wistreich (2003). The bacteria and methanogens were identified by comparing their characteristics with those of known taxa using the schemes of Bergey's Manual of Determinative Bacteriology (Hensyl and Folifer, 1994) and The Prokaryotes (2006). Fungi were characterized based on macroscopic, microscopic, and biochemical examinations as described by Domsch et al. (1980).

2.6. Physicochemical analysis

Temperature was measured using a mercury thermometer (range, 0 – 110 °C) and pH determined with a Hanna Instrument pH meter (Model: H196107). Total solids (TS) and Volatile solids (VS) of TS were determined using the methods of Pillai (2009).

2.7. Statistical analysis

All graphs and ANOVA were generated using Microsoft Excel 2003 software.

3. RESULTS AND DISCUSSIONS

Table 1 shows the cumulative biogas and biomethane yields for all the bioreactors. Though the highest biogas yield was seen in the bioreactor initiated at ambient atmospheric pressure (without inoculum), it also recorded the least biomethane content; while the bioreactor initiated at sub-atmospheric pressure yielded the lowest biogas volume, but had the highest biomethane content. ANOVA revealed that statistically there was no significant difference in biogas yields; however there were significant differences in biomethane yields between the bioreactor initiated at sub-atmospheric pressure and that initiated at ambient atmospheric pressure without inoculum, and between the two bioreactors initiated at ambient atmospheric pressure (with and without inoculum). The average daily biogas yield per gram of feedstock digested obtained here ($0.76 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$) at ambient atmospheric pressure (without inoculum) is higher than those obtained by Monnet (2003) – $0.60 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ and Ojolo et al. (2007) – $0.58 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$.

Table 1. Biogas and biomethane yields.

Bioreactors		Cumulative yield		
		per gram of feedstock ($\text{cm}^3 \text{ g}^{-1}$)	per gram of total solids ($\text{cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ TS}$)	per gram of volatile solids ($\text{cm}^3 \text{ g}^{-1} \text{ VS}$)
(A) Initiated at sub-atmospheric pressure (-30cmHg)	Biogas	11.43	13.77	16.81
	Biomethane	10.51	12.66	15.46
(B) Initiated at atmospheric pressure without inoculum	Biogas	17.07	20.57	25.10
	Biomethane	8.75	10.53	12.85
(C) Initiated at atmospheric pressure with inoculum	Biogas	14.58	17.57	21.44
	Biomethane	10.13	12.19	14.88

Figures 1, 2, and 3 show the daily pattern of biogas yields for the different bioreactors - their biomethane and carbon dioxide contents. The bioreactor (A) initiated at sub-atmospheric pressure (Figure 1) gives a picture of an AD process with a relatively more evenly distributed gas yield as depicted by gentle slopes in its graphs as opposed to the sharp gradients seen in the graphs of the other two bioreactors, (B) and (C). As biogas yield seems to be evenly distributed within the fifteen-day retention time in bioreactor A, the bulk of biogas yields in bioreactors B and C are rather concentrated between days four to nine and one to six respectively. Biogas yield reached its peak on day six in bioreactor B, and on day four in bioreactor C. This supports the well-known concept that inoculating with stock culture prior to fermentation induces a quicker and more stable process (Adelekan, 2012). Results obtained here also show that initiating AD at sub-atmospheric pressure had the similar effects of increasing biomethanation and thus biodegradation as did maintaining AD at sub-atmospheric

pressure throughout the retention period as reported by Jedrzejewska et al. (2006). It should be noted that in the bioreactor (A), initiated at sub-atmospheric pressure, there was an indication of gas yield after the first 24 hours as detected by the pressure gauge, but it was not possible to collect and record gas samples then as the interior pressures of the bioreactors were still below ambient atmospheric pressure.

Figure 1. Biogas yield analysis of bioreactor (A) initiated at sub-atmospheric pressure (-30 cmHg).

Figure 2. Biogas yield analysis of bioreactor (B) initiated at ambient atmospheric pressure without inoculum.

Figure 3. Biogas yield analysis of bioreactor (C) initiated at ambient atmospheric pressure with inoculum.

Table 2 shows the pH and volatile solids (VS) of total solids (TS) of the feedstock and the digestates from the different bioreactors. From the readings, the different parameters employed (depressurizing at inception for bioreactor A and the addition of inoculum for bioreactor C) did not influence the final pH (as the digestates of all three set-ups recorded a pH of 5.9 at the end of AD). Initiating AD at sub-atmospheric pressure appears not to have the same buffering effect on the pH as when AD is maintained at low pressures throughout the retention time, as reported by Jedrzejewska et al. (2010) and Jiang et al. (2005). Table 2 also reveals the microbial diversity and density of the feedstock and digestates of the bioreactors. Of all the fungi isolated from the feedstock, only *Sporothrix schenkii* and *Cryptococcus albidus* persisted in the digestate. Digestate from the bioreactor (C) initiated at atmospheric pressure with inoculum had the lowest microbial load due to a far reduced fungal population than the other two bioreactors, while the digestates from the bioreactor initiated at sub-atmospheric pressure (A) and that initiated at atmospheric pressure without inoculum (B) had similar total viable counts. *Bacillus circulans*, a facultative, which may have been responsible for scavenging traces of residual oxygen thus maintaining low oxygen potential in the bioreactors, were seen in equal measures in the digestates of all three bioreactors. The highest populations of methanogens were isolated from the digestate of the bioreactor (A) initiated at sub-atmospheric pressure, followed by the digestate of the bioreactor (C) initiated at ambient atmospheric pressure with inoculum. This correlated with their respective biomethane yields as shown in Table 2. Results obtained here appear to disagree with claims made by Ofoefule et al. (2010) that biogas production is highly dependent on total viable counts; rather the results here suggest that biomethane (not biogas) production is dependent on specific methanogenic growth (and not total viable count). This assertion agrees with the findings of Nopharatana et al. (2007) and, Abubakar and Ismail (2012). Analyzing the populations of methanogens isolated from the different bioreactors relative to their biomethane yield suggests that *Methanosarcina barkeri* may have been largely responsible for most of the biomethane yield. The microbiological analysis also suggests that initiating AD with inoculum at ambient atmospheric pressure had a better sanitizing effect on the feedstock (with particular reference to eliminating the occurrence of *Cryptococcus albidus* and minimizing the

explosion of fungal population in general) than initiating AD at ambient atmospheric pressure without inoculum or initiating AD at sub-atmospheric pressure.

Table 2. Microbial analysis, pH and volatile solids (VS) of feedstock and digestate

	Prokaryotes (cfu mL ⁻¹) (bacteria and methanogens)	Fungi (cfu mL ⁻¹)	Total viable count, TVC (cfu mL ⁻¹)
Feedstock pH, 7.9 (30 °C) volatile solids (VS) of total solids (TS), 81.93%	<i>Aeromonas salmonicida</i> – 1.30 x 10 ⁶ <i>Staphylococcus aureus</i> - 0.15 x 10 ⁶ Total = 1.45 x 10 ⁶	<i>Aspergillus flavus</i> - 0.4 x 10 ³ <i>Fusarium culmorum</i> - 2.0 x 10 ³ <i>Rhizopus nigricans</i> - 5.0 x 10 ³ <i>Sporothrix schenkii</i> - 9.0 x 10 ³ <i>Fusarium oxysporum</i> - 10 x 10 ³ <i>Cryptococcus albidus</i> - 2.5 x 10 ⁶ Total = 2.53 x 10 ⁶	3.98 x 10 ⁶
Bioreactor (A) initiated at sub-atmospheric pressure pH, 5.9 (29 °C) volatile solids (VS) of total solids (TS), 40.33%	<i>Bacillus circulans</i> – 4 x 10 ⁶ <i>Methanobrevibacter ruminantium</i> – 2.4 x 10 ⁴ <i>Methanobrevibacter arboriphilicus</i> – 2.8 x 10 ⁶ <i>Methanosarcina barkeri</i> – 2.8 x 10 ⁶ Total = 9.62 x 10 ⁶	<i>Cryptococcus albidus</i> – 12.5 x 10 ⁶ <i>Candida krusei</i> – 6 x 10 ⁵ <i>Candida albicans</i> – 3 x 10 ⁵ <i>Sporothrix schenkii</i> – 2 x 10 ⁵ Total = 13.6 x 10 ⁶	23.22 x 10 ⁶
Bioreactor (B) initiated at atmospheric pressure without inoculum pH, 5.9 (29 °C) volatile solids (VS) of total solids (TS), 43.42%	<i>Bacillus circulans</i> – 4 x 10 ⁶ <i>Methanobrevibacter ruminantium</i> – 0.4 x 10 ⁶ <i>Methanobrevibacter arboriphilicus</i> – 2.2 x 10 ⁶ <i>Methanosarcina barkeri</i> – 0.8 x 10 ⁶ Total = 7.4 x 10 ⁶	<i>Cryptococcus albidus</i> – 13.5 x 10 ⁶ <i>Candida krusei</i> – 2.7 x 10 ⁵ <i>Candida albicans</i> – 2.8 x 10 ⁵ <i>Sporothrix schenkii</i> – 3.2 x 10 ⁵ Total = 14.37 x 10 ⁶	23.97 x 10 ⁶
Bioreactor (C) initiated at atmospheric pressure with inoculum pH, 5.9 (29 °C) volatile solids (VS) of total solids (TS), 41.11%	<i>Bacillus circulans</i> – 4 x 10 ⁶ <i>Methanobrevibacter ruminantium</i> – 0.6 x 10 ⁶ <i>Methanobrevibacter arboriphilicus</i> – 2.9 x 10 ⁶ <i>Methanosarcina barkeri</i> – 1.2 x 10 ⁶ Total = 8.7 x 10 ⁶	<i>Candida krusei</i> – 3.3 x 10 ⁶ <i>Candida albicans</i> – 8 x 10 ⁵ <i>Sporothrix schenkii</i> – 5 x 10 ⁵ Total = 4.6 x 10 ⁶	13.3 x 10 ⁶

4. CONCLUSIONS

Initiating AD at reduced atmospheric pressure (-30 cmHg) and the addition of inoculum at ambient atmospheric pressure both increased biomethanation by 20.31% and 15.80%, respectively. The slurries of the bioreactors initiated at sub-atmospheric pressure recorded the highest population of methanogens (corresponding to its high biomethane yield), while the bioreactors initiated at ambient atmospheric pressure with inoculum had a far reduced fungal population, thus the lowest total viable count. It should be noted here that from the results obtained in this study, biomethane yields (not biogas yields) were directly related to biodegradation (that is using VS reduction as a measure of biodegradation) and specific methanogens population. Hence biomethanation, as opposed to biogasification, appears to be a better index for estimating biodegradation and vice versa in an anaerobic digestion batch process. It should be noted also that initiating AD at the sub-atmospheric pressure of -30 cmHg yielded the least amount of carbon dioxide. Thus initiating AD at sub-atmospheric pressure improved biodegradation and biomethanation, and reduced carbon dioxide (a greenhouse gas) production. Further experiments could be carried out, initiating AD at different sub-atmospheric pressures with a view to determining the optimum sub-atmospheric pressure for maximum biodegradation and biomethanation. Also, the parameters of initiating at sub-atmospheric pressure and the addition of inoculum could be

combined in one experiment in order to study their synergistic effects on biodegradation and biomethanation.

5. REFERENCES

- ABBASI, T.; TAUSEEF S. M.; ABBASI S. A. **Biogas energy**. New York: Springer, 2012. p. 11-23.
- ABUBAKAR, B.; ISMAIL, N. Anaerobic digestion of cow dung for biogas production. **ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences**, v. 7, n. 2, p. 169-172, 2012.
- ADELEKAN, B. A. Potentials of selected tropical crops and manure as sources of biofuels. Chapter 1. In: **Biogas**. Rijeca: InTech Europe, 2012. Available in: <http://www.intechopen.com/download/get/type/pdfs/id/31318>. Access in: 13 Dec. 2013.
- AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KOTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas handbook**. Esbjerg: University of South Denmark, 2008.
- BOUGRIER, C.; CARRERE, H.; DELGENES, J. P. Solubilisation of waste activated sludge by ultrasonic treatment. **Chemical Engineering**, v. 106, p. 163, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2004.11.013>
- DELGENES, J. P.; PENAUD, V.; MOLETTA, R. Pretreatments for Enhancement of Anaerobic Digestion of Solid Waste. Chapter 8. In: MATA-ALVAREZ, J. (Ed.). **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. London: IWA Publishing, 2003. p.7.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. Weinheim: Wiley-VCH, 2008. p. 100-128.
- DOMSCH, K. H.; GAMS, W.; ANDERSON, T. H. **Compendium of soil fungi**. London: Academic Press, 1980.
- HENSYL, W. R.; FOLIFER, L. E. (Ed.). **Manual of determinative bacteriology**. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins, 1994.
- JEDRZEJEWSKA, M.; KOZAK, K.; KRZEMIENIEWSKI, M. Effect of reduced pressure on anaerobic blood biodegradation. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 5, n. 1, p. 87-93, 2006.
- JIANG, J.; DU, X.; NG, S.; ZHANG, C. Comparison of atmospheric pressure effects on the anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6361-6367, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.068>
- JURCOANE, S.; RADOI-MATEI, F.; TOMA, R.; STELIAN, P.; VINTILOIU, A.; DIGUTA, C. Hydrolysis of agricultural biomass by combined pretreatment and enzymatic methods in order to Produce Biofuels. **Zootehnie si Biotehnologii**, v. 42, n. 1, p. 58-63, 2009.
- INSAM, H.; WHITTLE, I.; GOBERNA, M. **Microbes at work: from waste to resources**. London: Springer, 2010. p. 40-47.
- HURST, C. J.; CRAWFORD, R. L.; KNUDSEN, G. R.; MCINERNEY, M. J.; STETZENBACH, L. D. (Ed.). **Manual of environmental microbiology**. Washington, D.C.: ASM Press, 2002. p. 1008-1016.

- MIRAHMADI, K.; KABIR, M.; JEIHANIPOUR, A.; KARIMI, K.; TAHERZADEH, M. Alkaline pretreatment of spruce and birch to improve bio-ethanol and biogas production. **BioResources**, v. 5, n. 2, p. 928-938, 2010.
- MONNET, F. **An introduction to anaerobic digestion of organic wastes**. Beaulieu: Remade, 2003. p. 1-24.
- MUTHANGYA, M.; MSHANDETE, A.; KIVAISI, A. Two stage fungal pre-treatment for improved biogas production from sisal leaf decortication residues. **International Journal of Molecular Science**, v. 10, p. 4805-4815, 2009. <http://dx.doi.org/10.3390%2Fijms10114805>
- OFOEFULE, A. U.; UZODIMMA, E. O.; ANYANWU, C. N. Studies on the effect of anaerobic digestion on the microbial flora of animal waste 2: digestion and modeling of process parameters. **Trends in Applied Sciences Research**, v. 5, p. 39-47, 2010. <http://dx.doi.org/10.3923/tasr.2010.39.47>
- OJOLO, S. J.; OKE, S. A.; ANIMASAHUN, K.; ADESUYI, B. K. Utilization of poultry, cow, and kitchen waste for biogas production: a comparative analysis. **Iran Journal Environmental Health Science Engineering**, v. 4, n. 4, p. 223-228, 2007.
- NDA-UMAR, U. I.; UZOWURU, M. G. Anaerobic co-digestion of fruit waste and abattoir effluent. **Journal of Biological Science and Bioconservation**, v. 3, n. 1, p. 26-34, 2011.
- NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; CLARKE, W. P. Kinetic and Dynamic Modeling of Batch Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste in a Stirred Reactor. **Waste Management**, v. 27, p. 595-603, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.010>
- PALMOWSKI, L. M.; MULLER, J. A. Influence of the Size Reduction of Organic Waste on their Anaerobic Digestion. **Water Science Technology**, v. 41, n. 3, p. 155-162, 2000.
- PAKARINEN, A.; MAIJALA, P.; JAAKKOLA, S.; STODDARD, F.; KYMALAINEN, M.; VIIKARI, L. Evaluation of preservation methods for improving biogas production and enzymatic conversion yields of annual crops. **Biotechnology for Biofuels**, v. 4, n. 20, p. 1-13, 2011.
- PILLAI, S. P. R. **A comprehensive laboratory manual for environmental science and engineering**. New Delhi: New Age International Publishers, 2009. p. 7-11.
- SCHNURER, A.; JARVIS, A. **Microbiological handbook for biogas plants**. Malmö: Avfall Sverige, 2010. p. 8-22.
- TIEHM, A.; NICKEL, K.; ZELLHORN, M.; NEIS, U. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. **Water Research**, v. 35, p. 2003-2009, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00468-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00468-1)
- VINDIS, P.; MURSEC, B.; JANZEKOVIC, M.; CUS, F. The impact of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion on biogas production. **Journal of Architecture Material and Manufacturing Engineering**, v. 36, n. 2, 2009.
- WISTREICH, G. A. **Microbiology laboratory**. Fundamentals and Applications. 2nd Ed. New Jersey: Pearson Education, 2003. p. 139-256.

Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the Municipal Wastewater Treatment Plant

doi: 10.4136/ambi-agua.1187

Received: 09 Sep. 2013; Accepted: 22 Oct. 2013

Juacyara Carbonelli Campos^{*1}; Bruno da Silva Machado;¹
Maria Emília Drummond Blonski;¹ Daniele Maia Bila;²
João Alberto Ferreira²

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) - Rio de Janeiro, RJ, Brasil
Departamento de Processos Inorgânicos

²Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) - Rio de Janeiro, RJ, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

*Autor correspondente: e-mail: juacyara@eq.ufrj.br,
brumac53@bol.com.br, mariaemiliablonski@hotmail.com,
danielebila@yahoo.com.br, joaf@uerj.br

ABSTRACT

The combined treatment of leachate from urban solid waste landfills in a Municipal Wastewater Treatment Plant (MWTP) minimizes the implementation and operation costs of a landfill. This work investigated the combined treatment of the leachate from Morro do Céu Landfill in Niterói, RJ and sewage samples from Icaraí MWTP with different proportions (0, 0.5, 2.0 and 5.0 %). This MWTP features a physical chemical treatment followed by expulsion through a submarine emissary, and so the physical chemical treatment was simulated. The coagulants used were ferric chloride, aluminum sulfate, Tanfloc SG, Tanfloc SL and PanflocTM Hiper Plus in different concentrations (20, 40 and 60 mg L⁻¹). During testing, polyelectrolytes in concentrations of 0.5 and 1.0 mg L⁻¹ were added in some samples to stimulate flocculation. The statistical analysis of COD removals showed that Tanfloc SG achieved better results than the other coagulants in all conditions studied, without requiring the addition of polyelectrolytes. Toxicity tests were performed on the raw sewage with a mixture of 5.0 % of landfill leachate and in the mixture treated with Tanfloc SG. The results indicated that the toxicity of the samples is lower than the limit established by current Rio de Janeiro State legislation (NT-213, INEA).

Keywords: physical-chemical treatment, sewage, toxicity.

Avaliação do processo de coagulação / floculação no tratamento de lixiviados de aterro sanitário em estação de tratamento de águas residuais

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos em uma Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) é um procedimento que tem sido aplicado para minimizar os custos de implementação e operação de um aterro sanitário. Neste trabalho, o tratamento combinado de lixiviado oriundo do Aterro do Morro do Céu, Niterói, RJ, com esgoto doméstico, oriundo da ETE Icaraí, em diferentes proporções (0, 0,5, 2,0 e 5,0 %) foi

realizado. Esta ETE apresenta um tratamento físico-químico e posterior lançamento em emissário submarino, dessa maneira o presente trabalho simulou o tratamento físico-químico realizado na ETE. Os coagulantes utilizados foram o cloreto férrico, sulfato de alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc Hiper Plus® em diferentes concentrações (20, 40 e 60 mg L⁻¹). Em alguns ensaios, polieletrólitos foram adicionados como auxiliares de floculação, em concentrações de 0,5 e 1,0 mg L⁻¹. A análise estatística de remoções de DQO mostrou que Tanfloc SG obteve os melhores resultados do que os outros coagulantes em todas as condições estudadas, sem necessidade de adição de polieletrólitos. Os testes de toxicidade foram conduzidos com a mistura de 5,0 % de lixiviado em esgoto bruto e na mistura tratada com Tanfloc SG. Os resultados indicaram que a toxicidade das amostras é inferior ao limite estabelecido pela legislação em vigor no Rio de Janeiro (NT-213, INEA).

Palavras-chave: tratamento físico-químico, esgoto doméstico, toxicidade.

1. INTRODUCTION

The industrial and commercial growth in many countries around the world in the past decade has been accompanied by rapid increases in solid waste production. The latest Brazilian National Survey on Basic Sanitation performed by the Brazilian Institute of Geography and Statistics - IBGE, held in 2008 (IBGE, 2010), found that of the 5,562 Brazilian municipalities that practice solid waste management, 50.8 % disposed of the waste at open dumping sites, 21.5 % at controlled landfills and 27.7 % at sanitary landfills.

The “landfill” method for final disposal of urban solid waste uses engineering techniques pre-established rules for planning, construction and operation, thus minimizing risks and environmental problems. The landfill site is carefully selected, planned and prepared. In landfills, the urban solid waste is spread in thin layers, compacted and covered with clay at the end of each operation (Qasim and Chiang, 1994). However, one of the main problems in solid waste management relates to the production and treatment of the landfill leachate.

The National Policy on Solid Waste (PNRS), approved in August 2010, regulates the collection, treatment and final destination of hazardous and industrial wastes, among others. The law establishes important goals for the sector, such as the suspension of open dumping until 2014, the requirement that any part of the waste that cannot be recycled must be sent to a sanitary landfill, and the development and improvement of municipal waste plans.

There is no consensus on the best treatment system for landfill leachate due to variations in its composition. According to Campos et al. (2013), the physical, chemical and biological characteristics of the leachate depend on the type of waste, the degree of waste decomposition, climate, season, landfill age, the depth of the landfill cells and the type of operation of the landfill, among other factors.

The combined treatment of landfill leachate with domestic wastewater in a Municipal Wastewater Treatment Plant (MWTP) has been adopted in many countries as a way to reduce the operational costs of the landfill, where the leachate treatment can be very expensive, especially because it remains necessary even decades after the landfill's closure (Diamadopoulos et al., 1997; Cossu et al., 1998; Ehrig, 1998; Ebert, 1999; Martinen et al., 2003). The combined treatment can be a viable alternative in Brazilian cities that practice domestic wastewater treatment.

According to Mannarino et al. (2010), combined treatment solves the problems found in treating leachate separately. From the operational perspective of the sewage treatment plants, consideration must be given to the difficulties the leachate might cause in the treatment process, to include an increase in toxicity of the treated effluent.

Icaraí MWTP is located in Niterói City (Rio de Janeiro State), where leachate from Morro do Céu Landfill is mixed with domestic wastewater in a treatment system that features

primary treatment (coagulation/flocculation) followed by disposal through a submarine emissary.

The current work evaluates the impact of adding different proportions of landfill leachate to sewage in order to simulate a Municipal Wastewater Treatment Plant performing physical chemical treatment (as Icaraí MWTP – RJ State).

2. MATERIAL AND METHODS

Domestic wastewater was collected at Icaraí Municipal Wastewater Treatment Plant (MWTP), in Niterói, Rio de Janeiro State. Leachate was collected at the Morro do Céu Landfill, also in Niterói (RJ). The samples were transferred to the laboratory and stored in plastic containers that were kept under 4°C until use.

All parameters (pH, COD - Chemical Oxygen Demand, turbidity, ammonia nitrogen, Total Solids -TS and Total Suspended Solids -TSS) were measured based on methodology described in the Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2005)

This study was performed in three steps. In the first step, mixtures of landfill leachate and raw sewage (0.5, 2.0 and 5.0%) were treated with different coagulants and polyelectrolytes. For each coagulant, the minimum concentration that achieved 30% of COD removal (legal requirement for disposal in a submarine emissary) was chosen. In the second step, these steps were repeated with six different samples of landfill leachate and raw sewage for statistical analysis in order to determine the best coagulant. In the third step, toxicity analyses were performed with 5% landfill leachate in the sewage mixture (the higher proportion) and in the treated mixture with the best coagulant chosen in the second step.

2.1. First step: Definition of the optimum condition for each coagulant

The tests reproduced the actual situation at Icaraí MWTP, where leachate is mixed with domestic wastewater in a treatment system that features primary treatment (coagulation/flocculation) followed by the disposal in a submarine emissary.

The laboratory tests were performed in jar-test equipment (Nova Etica). The methodology was adapted from Jordão and Pessoa (2009) and Castilhos Jr. (2006). The tests conditions were: fast stirring step at 150 rpm (2 min); slow stirring at 30 rpm (20 min) and sedimentation for 30 minutes. The parameters evaluated were:

- coagulant: Aluminum sulfate (Vetec), Ferric chloride (Vetec), Tanfloc SG and Tanfloc SL (samples obtained from Tanac Industry) and Panfloc Hiper Plus™ (sample obtained from Panamericana Industry) were used.
- coagulant concentration: the dosages used were 20, 40 and 60 mg L⁻¹. These values were obtained from literature (Jordão and Pessoa, 2009) and agree with those used at Icaraí MWTP.
- flocculation auxiliary addition: in some tests flocculation auxiliaries were added to determine if this would improve the process. Cationic (FX CS7) and anionic (FX AS6) polyelectrolytes were evaluated, both donated by Faxon Industry. The dosages studied were 0.5 and 1.0 mg L⁻¹.

Sedimentation experiments without chemical additives were also performed. The sedimentation time was 30 minutes.

Table 1 presents the tests performed for each coagulant. All of the experiments were conducted without pH adjustment. The leachate concentrations in the mixture were 0.5, 2 and 5 %, and tests without leachate addition (only raw domestic wastewater) were also conducted.

A minimum COD removal of 30% was established as the efficiency standard for the experiments. State laws 2,661 and 4,692 (Rio de Janeiro, 1996 and 2005) establish minimum

levels of domestic wastewater treatment for later disposal through a submarine emissary (30 % removal of BOD – Biochemical Oxygen Demand). Although legislation indicates BOD as the monitoring parameter, COD measurements were done in present work, in order to achieve faster results.

2.2. Second Step: Determination of the best coagulant

Six tests of replicas (with different wastewater sampled on different days) in the optimum coagulant condition were conducted during 6 months. The tests were performed for each leachate dilution in domestic wastewater, based on the results of the previous step. The aim of this step was to analyze if the removal rates obtained using different coagulants were equivalent, using statistical data analysis. The best coagulant among the five studied was then determined. The experimental conditions were the same as described in the previous item. Statistical data analysis was also used to determine whether the introduction of landfill leachate in sewage treatment reduces the efficiency of COD removal.

The statistical analyses were done by Minitab 15 software. ANOVA test was used at one factor (*One-Way ANOVA*), adopting 95% confidence.

Table 1. Experiments performed at Step 1.

Experiments			
Test Code	Coagulant Concentration (mg L ⁻¹)	Polyelectrolyte	
		Dose (mg L ⁻¹)	Type
A	20	-	-
B		0.5	Cationic
C			Anionic
D		1.0	Cationic
E			Anionic
F	40	-	-
G		0.5	Cationic
H			Anionic
I		1.0	Cationic
J			Anionic
K	60	-	-
L		0.5	Cationic
M			Anionic
N		1.0	Cationic
O			Anionic

2.3. Third step: Toxicity test

Toxicity tests were performed to evaluate the toxicity level on live organisms using INEA (Environmental State of Rio de Janeiro Institute) methodology, MF-456. R-0 and ABNT (2004) in order to determine the acute lethal effect of liquid wastewater on the *Danio rerio* fish species. This test was done with a raw sample (mixture of 5 % of landfill leachate in sewage) and with a corresponding treated sample with the best coagulant selected.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. First Step: Definition of the optimum condition for each coagulant

The samples were collected in monthly intervals, in different periods of the year. The physicochemical parameters characterization results of the leachate and sewage samples are shown in summary in Table 2. Also Table 2 shows COD values for the raw mixtures of leachate in domestic wastewater in the different proportions.

The characterization parameters did not show large variations, except for N-NH₃ and COD.

- Raw sewage

The coagulants FeCl₃, Al₂(SO₄)₃, Tanfloc SL and Panfloc showed the same results, according ANOVA analysis. ANOVA analysis also verified that Tanfloc SG is more efficient than the other coagulants. These results are evident in the Figure 1.

- Mixture 0.5 % (landfill leachate)

ANOVA analysis shows that Tanfloc SL and SG and Panfloc are similar to each other, being more efficient than the ferric chloride and aluminum sulfate. Aluminum sulfate did not show good results even though tested with 1.0 mg L⁻¹ of anionic polyelectrolyte addition.

- Mixture 2.0 % (landfill leachate)

Aluminum sulfate showed the worst performance in this mixture of landfill leachate and sewage, even when 1.0 mg L⁻¹ of anionic polyelectrolyte was added. The other coagulants showed statistically similar results. However, the coagulation using Panfloc included 1.0 mg L⁻¹ of anionic polyelectrolyte.

- Mixture 5.0 % (landfill leachate)

The ANOVA test indicates that the aluminum sulfate results are statistically different from other coagulants. Even though the aluminum sulfate was used with the addition of 1.0 mg L⁻¹ anionic polyelectrolyte, its results were lower than those of other coagulants. The results for the ferric chloride, Tanfloc SG and SL and Panfloc were better than the aluminum sulfate and are equal to each other. It is important to note that the test with Tanfloc SL was performed with the addition of 1.0 mg L⁻¹ of cationic polyelectrolyte. In this work, the polyelectrolyte addition (cationic or anionic) was performed to reach the minimum of 30% COD removal.

These variations can be explained by weather changes, such as rainfall, since the collection point was the same for all samplings. Mannarino et al. (2010) monitored the Icarai MWTP leachate from Morro do Céu during a year. The authors obtained the following value ranges:

- for raw sewage, pH: 6.7 – 7.6; Turbidity: 11.0 – 328.4 NTU; COD: 53-316 mg.L⁻¹; TSS: 100-250 mg.L⁻¹ and N-NH₃:11-70 mg.L⁻¹;
- for landfill leachate, pH: 7.5-8.5; Turbidity: 2.0-70.5 NTU; COD: 685-1913 mg.L⁻¹; TSS: 40-473 mg.L⁻¹ and N-NH₃:522-1394 mg.L⁻¹;
- Except for the pH of sewage and landfill leachate, which showed similar value ranges for both studies, the study from Mannarino (2010) shows greater variation than this study, probably because the sampling had been done during a year and so the samples showed a large range of variation.
- Table 3 shows results of COD and Turbidity in the minimum conditions (coagulant and polyelectrolyte dosage) that achieved the minimum removal COD (30 %). In addition, the results of sedimentation tests without the addition of chemicals did not show removal of COD greater than 30 % (results not shown).
- The results show that, in general, the lowest coagulant concentration produced results higher than 30 % of COD removal. Turbidity results varied, without any specific trend. The COD removal rates tended to decline as the leachate concentration in the mixture increased

The conditions of the second step experiments were based on the results shown in Table 3

Table 2. Sampling characterization results of landfill leachate, raw sewage and mixtures landfill leachate plus sewage.

Parameter	Raw sewage		Landfill leachate		0.5 %of leachate in mixture		2.0 %of leachate in mixture		5.0 %of leachate in mixture	
	Average	Range	Average	Range	Average	Range	Average	Range	Average	Range
pH	7.13	7.09-7.19	7.83	7.50-8.16	*	*	*	*	*	*
Turbidity (NTU)	71.4	51.2-91.5	15.0	12.5-27.9	*	*	*	*	*	*
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	89.5	26.0-153	547	431-663	*	*	*	*	*	*
COD (mg L ⁻¹)	379.5	253-506	1688	1066-2310	309	255-543	406	376-436	472	360-584
TSS (mg L ⁻¹)	178	145-210	72	66-78	*	*	*	*	*	*

Note: *not performed

Table 3. COD and Turbidity results for the coagulation/flocculation conditions that achieved the minimum removal COD (30 %).

RAW SEWAGE						
Coagulant	Concentration (mg L ⁻¹)	Polyelectrolytes	Final COD (mg L ⁻¹)	COD removal (%)	Final Turbidity (NTU)	Turbidity removal (%)
Aluminum sulfate	20	no	270	30	63	31.4
Ferric chloride	20	no	152	55.6	45	59
Tanfloc SG	40	no	104	50.5	*	*
Tanfloc SL	20	no	145	65.1	57	70.8
Panfloc	20	no	67	73.6	*	*
0.5 % LEACHATE IN THE MIXTURE						
Aluminum sulfate	60	Anionic 0.5 mg L ⁻¹	164	39.8	22	46.2
Ferric chloride	20	no	278	36.1	62.4	53.5
Tanfloc SG	20	no	94	42.9	*	*
Tanfloc SL	20	no	118	65.2	69	78.2
Panfloc	20	no	75	70.3	*	*
2.0 % LEACHATE IN THE MIXTURE						
Aluminum sulfate	20	Anionic 1.0 mg L ⁻¹	151	44.5	32	45.9
Ferric chloride	20	no	199	54.3	103	23.5
Tanfloc SG	20	no	107	35.3	*	*
Tanfloc SL	20	no	195	47.3	38	50.9
Panfloc	20	no	164	35.3	23	47.3
5.0 % LEACHATE IN THE MIXTURE						
Aluminum sulfate	20	Anionic 0.5 mg L ⁻¹	227	37.6	43	28.3
Ferric chloride	20	no	237	36.3	59	39.5
Tanfloc SG	20	no	133	33.6	*	*
Tanfloc SL	20	Cationic 1.0 mg L ⁻¹	181	30	31	50
Panfloc	20	no	168	40.5	33	27.7

*not performed

3.2. Second Step: Determination of the best coagulant

Table 4 shows, in summary, the results achieved at the second step.

Mannarino et al. (2010) also monitored the inflow and outflow of Icaraí MWTP, which during the monitoring period received 0.37 to 1.22% of landfill leachate. In this period, according to the authors, the treatment efficiency of coagulation/flocculation (chemicals not reported) was on average 55.6% COD removal. These results are in agreement with those obtained in this work.

The results shown in Table 4 were box plotted using *Minitab 15* software (Figure 1).

All of the results were analyzed using ANOVA, fixing a 95% confidence interval for the test. The results of this analysis are listed below.

Table 4. Summary of the results of the second step of the work (n=6 experiments).

FERRIC CHLORIDE				
Leachate landfill in the mixture (%)	Coagulant concentration (mg L ⁻¹)	Polyelectrolytes (mg L ⁻¹)	COD removal (%)	
			Average Value	Range
0.0	20	no	63	55-75
0.5			56	48-73
2.0			61	53-83
5.0			66	52-76
PANFLOC				
0.0	20	-	61	47-68
0.5		69	62-75	
2.0	20	1.0 (anionic)	69	56-81
5.0	20	-	68	54-76
ALUMINUM SULFATE				
0.0	20	-	53	52-57
0.5	20	1.0 (anionic)	61	58-63
2.0			55	51-60
5.0			50	44-60
TANFLOC SG				
0.0	40	no	81	72-90
0.5	20	no	72	68-75
2.0			71	60-80
5.0			69	55-75
TANFLOC SL				
0.0	20	no	61	46-68
0.5			69	62-74
2.0	20	1.0 (cationic)	64	58-68
5.0			69	53-76

Figure 1. Distribution of COD removal results.

The results showed that Tanfloc SG is the most efficient coagulant tested in this work, regardless of whether applied to raw sewage or a mixture, because it was the most efficient in all tests without requiring the addition of a polyelectrolyte.

An ANOVA test was applied in order to determine whether COD removals of each coagulant could vary with the leachate concentration in sewage. The results showed that, aside from aluminum sulfate, the addition of landfill leachate did not affect the COD removals, showing that the leachate addition did not impact treatment efficiency.

In case of aluminum sulfate, only the 0.5 % mixture resulted in a statistically significant difference. The results were 58 - 62 % removal of COD for a 0.5 % mixture, while the other mixtures showed removals in the range of 45 – 55 %.

3.3. Third step: Toxicity test

According to the *Danio rerio* toxicity tests, the toxicity factor of the raw sample (5 % mixture) was 4.0 units of toxicity. The same result was obtained for this sample after treatment with Tanfloc SG. These results are below the limit of toxicity for effluents established in current Rio de Janeiro State legislation which is 8 units of toxicity (NT-213, INEA), showing that the coagulant left no toxic residue in the treated effluent.

This result is in agreement with Mannarino et al. (2010) that showed values of 2-4 units of toxicity for 0.37 to 1.22% of landfill leachate in sewage (the same parameters used in this work).

4. CONCLUSIONS

In the present work, laboratory tests were conducted to evaluate the coagulation-flocculation process in the treatment of mixtures of domestic sewage and landfill leachate, in order to simulate what happens at Icaraí MWTP. It is important to note that the treatment occurs at the original pH of the mixture (which is not the optimal coagulation pH) and the samples showed significant variations of content during the entire study period. Because of this fact, it was necessary to do statistically analyze the results in order to better evaluate them.

The results show that the primary decantation (without the addition of coagulants) was unable to reach the minimum COD removal of 30 %. All of the coagulants effected higher COD removals than the minimum established standard.

Tanfloc SG was found to be the best coagulant and aluminum sulfate the worst. The landfill leachate addition did not affect the results of removal for any of the coagulants, with the exception of aluminum sulfate.

Toxicity tests were performed on the mixture with the highest leachate concentration studied (5.0 %). The raw sample and the sample treated with Tanfloc SG presented a toxicity factor equal to 4.0 units of toxicity, which is lower than the limit established by current Rio de Janeiro State legislation, i.e., 8.0 unities of toxicity (NT 213 – INEA, 1990).

Based upon this study, it is concluded that the alternative of combining the treatment of leachate in a MWTP configured similarly to Icaraí MWTP (physical chemical treatment and submarine emissary) is viable and results in no degradation of treatment efficiency until a composition of at least 5.0 % landfill leachate.

5. REFERENCES

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Technical Standard NBR 15.088.** Aquatic Ecotoxicology – test method with fish. Rio de Janeiro, 2004.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER POLLUTION CONTROL FACILITY - WPCF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21th ed. New York, 2005. 1055p.
- CAMPOS, J. C.; MOURA, D.; COSTA, A. P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F. V. F.; CAMMAROTA, M. C. et al. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate, **Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 48, n. 9, p. 1105-1113, 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2013.774658>
- CASTILHOS JR., A. B. (Coord). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na Proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Prosab 4. Petrópolis: Sermograf, 2006. 494p.
- COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; ANDREOTTOLA, G. Biological removal of nutrients in co-treatment of leachate and sewage. In: INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE, 1998, Venice. **Proceedings...** Cagliari: CISA, 1998. p. 1-13.
- DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X.; SAKELLAROPOUL, D. P. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. **Water Science & Technology**, v. 36, p. 61-68, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00370-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00370-3)
- EBERT, R. Estudo de regulamentos para recebimento de efluentes não domésticos no sistema público de esgotos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- EHRIG, H. J. Co-treatment in domestic sewage facilities. In: INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR: MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE, 1998, Venice. **Proceedings...** Cagliari: CISA, 1998. p. 1-10.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. 2010. Available in http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Access: 8 Sep. 2013.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE - INEA. Rio de Janeiro. NT-213, aprovada pela Deliberação CECA nº 1.948 de 04 de setembro de 1990. Critérios e padrões para controle de toxicidade em efluentes líquidos industriais. **Diário Oficial [do] Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 18 de outubro de 1990.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 941p.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C.; BILA, D. M.; MAGALHÃES, D. P. Assessment of combined treatment of landfill urban solid waste leachate and sewage using *Danio rerio* and *Daphnia similis*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, p. 274-278, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-010-0087-9>
- MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. **The Science of the Total Environment**, v. 301, p. 1-12, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00302-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00302-9)

QASIM, S.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate**. Lancaster: Technomic Publishing Company, 1994.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Lei n. 2.661, de 27 de dez. de 1996**. Regulamenta o disposto no art. 274 (atual 277) da constituição do Estado do Rio de Janeiro no que se refere à exigência de níveis mínimos de tratamento de esgotos sanitários, antes de seu lançamento em corpos d'água e dá outras providências. Available in: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/c8aa0900025feef6032564ec0060dfff/5a35845b2e69709d032564fb005de9a4?OpenDocument>>. Access in: 8 Sep. 2013.

Land-use effects on river habitat quality and sediment granulometry along a 4th-order tropical river

doi: 10.4136/ambi-agua.1232

Received: 28 Oct. 2013; Accepted: 19 Nov. 2013

**Iola Gonçalves Boëchat^{1*}; Aparecida Beatriz das Mercês de Paiva¹;
Sandra Hille²; Björn Gucker¹**

¹Federal University of São João del-Rei, São João del-Rei, MG, Brazil

Department of Biosystems Engineering

²Aarhus University, Silkeborg, Denmark

Department of Bioscience

* Corresponding author: e-mail: iboechat@ufs.br,
beatrizpaiva12@hotmail.com, shi@dmu.dk, guecker@ufs.br

ABSTRACT

Land-use change is among the most important human impacts on habitat quality and species diversity. In this study, we investigated the effects of land use on river habitat quality and sediment granulometry in a larger tropical river, affected by urbanization and agricultural land use. We selected 15 representative sampling reaches in the Rio das Mortes basin, 12 of them along the main river from its headwater to its mouth, and 3 in major tributaries. A habitat survey was conducted in these reaches in the dry season 2010 and sediment samples were taken for granulometry analyses. Sub-basin land cover of reaches was dominated by natural vegetation (41.6 to 60.2% of total land cover), followed by agricultural land cover (38.4% to 56.9%) and urban land cover (1.4% to 5.6%). Sediments were dominated by poorly to moderately sorted silts to sands, little conducive to diverse biological communities. According to the river habitat survey, all investigated river reaches exhibited moderately to totally disturbed habitat integrity, due to diverse and often co-occurring human impacts, such as riparian deforestation, water abstraction, sand and gravel extraction, and margin erosion. Only one of the investigated sampling reaches exhibited the minimum riparian forest corridor width demanded by the Brazilian Forest Code. Our results indicated that river habitat and sediment quality mainly depended on conditions in the direct vicinity of river reaches. Accordingly, initial cost-effective restoration of aquatic habitats could be achieved by relatively simple channel restoration measures and the protection of the riparian corridor in the investigated tropical river.

Keywords: Neotropical rivers, urbanization, agriculture, structural integrity.

Efeitos do uso do solo sobre a qualidade de habitat e a granulometria do sedimento ao longo de um rio tropical de 4^a ordem

RESUMO

Mudanças no uso e ocupação do solo representam um importante impacto antrópico sobre a qualidade de habitats e a diversidade biológica. Os efeitos do uso do solo sobre a qualidade de habitats e a granulometria do sedimento em um rio tropical impactado por urbanização e agricultura foram investigados. Foram selecionados 15 trechos de amostragem

representativos da bacia do Rio das Mortes, sendo 12 localizados no leito principal, desde a cabeceira até a foz, e os restantes em três dos principais tributários. Um levantamento de habitat foi realizado nestes trechos durante a estação seca de 2010 e amostras de sedimento foram coletadas para análise granulométrica. A cobertura da bacia nos trechos estudados foi dominada por vegetação natural (41.6 a 60.2%), seguida por agricultura (38.4 a 56.9%) e urbanização (1.4 a 5.6%). Os sedimentos foram dominados por silte e areia, pouco favoráveis à diversidade biológica. De acordo com o levantamento de habitat, todos os trechos apresentaram integridade moderada ou totalmente perturbada, devido a diversos impactos frequentes, tais como remoção de mata ciliar, captação de água, extração de areia e cascalho e erosão. Apenas um dos trechos estudados apresentou largura de corredor ripário em concordância com o exigido pelo Código Florestal Brasileiro. Os resultados indicam que a integridade de habitat e a qualidade do sedimento riverinos dependem principalmente das condições presentes na vizinhança imediata dos trechos estudados. Assim, a restauração custo-efetiva dos habitats aquáticos poderia ser alcançada por medidas simples de restauração do canal e a proteção da vegetação ripária neste rio tropical.

Palavras-chave: Rios neotropicais, urbanização, agricultura, integridade estrutural.

1. INTRODUCTION

Land-use change, i.e., the transformation of natural land into agricultural and urban area, is among the most important human impacts on biodiversity and ecosystem functioning (Foley et al., 2005; Pereira et al., 2010). Effects of land-use change range from habitat destruction and pollution to extensive modifications of global biogeochemical cycles (Foley et al., 2005). Globally, land-use change affects the global matter cycles, such as the carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) cycles, as well as global climate and hydrology (Vitousek et al., 1997; Meir et al., 2006). Moreover, global declines in biodiversity may be largely due to habitat loss, modification and simplification (Pimm et al., 1995; Vitousek et al., 1997). Regionally, nutrient and contaminant pollution of water resources and soils (Carpenter et al., 1998; Allan, 2004), climate change, and altered watershed water budgets are frequently reported impacts (Pielke et al., 2002; Kalnay and Cai, 2003).

Patterns of land-use effects may differ between temperate and tropical watersheds, especially those of urban land use, due to the absence of adequate domestic and industrial sewage treatment, and missing or inefficient municipal land development plans in many tropical countries. Impacts of agricultural land use may also differ owing to differences in soil properties, nutrient availability, geology and climate (Dudgeon, 2008). Pristine tropical soils are often highly weathered and leached, and thus strongly N and P limited, making them especially susceptible to eutrophication (Tiessen et al., 2002; Gücker et al., 2009). Additionally, high surface runoff due to intense rainfall frequently causes soil erosion, high suspended sediment loads of running waters, and subsequent sediment deposition in aquatic ecosystems (Dudgeon, 2008). In general, soil erosion of clearcut watersheds in the tropics is higher than in other regions (Hudson, 1971). Agricultural and urban land use is also responsible for more localized erosion types, such as bank erosion at rivers and lakes, and gully erosion, delivering substantial loads of fine sediments to aquatic ecosystems. Associated decreases in stream invertebrate diversity and biomass, as well as impacts on ecosystem functioning have been reported (Wantzen, 2006; Dudgeon, 2008; Gücker et al., 2009).

Monitoring, assessing and understanding the effects of land-use impacts on aquatic habitat quality and diversity, as well on the granulometry and structure of benthic sediments is an important step towards the mitigation and restoration of aquatic systems impacted by human activities (Brauns et al., 2011; Nascimento et al., 2012). In many continental aquatic ecosystems, sediments are the most important habitat for the biotic community (including

microbes, primary producers, and consumers) and human impacts on sediment quality may have important consequences for aquatic food webs and ecosystem functioning (Wantzen, 2006; Brauns et al., 2011). Therefore, the main objective of this study was to investigate effects of watershed land use on river habitat quality and sediment granulometry in a larger tropical river affected by urbanization and agricultural land use. We expected urbanization and agriculture to adversely affect river habitat and sediment quality, and to be associated with riparian deforestation, erosion and sedimentation.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

The investigated tropical watershed is located in the southern part of the Serra do Espinhaço mountain range in the transition zone between the Brazilian Cerrado savanna and the Atlantic rainforest. The region's climate is characterized by warm, rainy summers (September - March) and mild, dry winters (March - September). The soils are sandy and poor in nutrients, rich in iron and manganese and subjected to erosion in areas where the original savanna or semi-deciduous forest vegetation has been removed (Klink and Machado, 2005). The investigated river, the Rio das Mortes, is a 4th-order tributary to the Rio Grande in the upper Paraná basin. Land cover in its watershed is mainly native vegetation (52.0% of total area), as well as pasture and agriculture (44.4%), and little urban land cover (3.4%). We selected 15 sampling reaches in the Rio das Mortes basin, 12 of them along the main river from its headwater to its mouth (Figure 1), and 3 in major tributaries. All reaches represented typical channel and riparian zone characteristics for each sub region of the watershed. A habitat survey was conducted in all reaches in the dry season 2010. Sediment samples were taken in triplicate in each reach, with exception of sampling reach 1 that was subdivided in a pool and a riffle reach, which were then sampled separately.

Figure 1: Study sites in the Rio das Mortes watershed. Sites 1 to 12 are situated along the main river; sites 13 to 15 are the tributaries Rio Peixe, Rio Elvas and Pequeno Rio das Mortes, respectively.

2.2. Land cover

We performed a land cover characterization of the entire river basin adopting supervised classification techniques (Silva-Junior et al., 2014). Thereby, 16 land use categories were distinguished (listed at the end of this paragraph). We delimited sub-watersheds upstream of each study reach based on hypsometric maps and land cover distributions for these sub-watersheds were calculated based on the previous land cover characterization. We also delimited a riparian corridor of 300 m width and 500 m length for each reach and calculated land cover distributions in these corridors. Land use categories were classified as natural land cover (primary and secondary forest, Cerrado savanna, rupestrian fields, Campo Limpo grassland, rock outcrops and surface waters), agricultural land cover (pasture, crop plantation, open soil, eucalyptus plantation and burnt areas) and urban land cover (mainly urban areas, roads, railways and mining). Contributions of these land use categories were subsequently summed up and the aggregated categories (natural, agricultural and urban land cover) were used in further analyses.

2.3. Habitat assessment

We investigated the structural integrity of each study reach using the German river habitat on-site survey methodology (Kamp et al., 2007). Following this methodology, each sampling reach received a score, representing the structural integrity of the river bed, banks and a 100 m wide floodplain corridor. This habitat assessment method considers six main parameters (longitudinal profile, bank structures, etc.) defined by 14 functional units (sinuosity, constructions, etc.). The final assessment score value varies from 1 (undisturbed condition) to 7 (totally disturbed) (Kamp et al., 2007).

2.4. Granulometry

We dried sediment samples for 48 h at 85°C prior to analysis. Mean ($\pm$ 1SD) sample dry mass was 265 ± 113 g. Samples were separately dry-sieved for a minimum of 30 min with an analytical test sieve set (mesh sizes 0.075, 0.15, 0.3, 0.6, 1.18, 2.36, 4.75, 6.3, 9.5, 12.5, and 25 mm; Bertel, São Paulo, Brazil) until constant weight for each size fraction was achieved. Sediment material for each size fraction was weighed to the nearest 0.01 g with an analytical balance (Marte AL-500C, São Paulo, Brazil). Thereby obtained sediment particle size spectra were analyzed with the computer program GRADISTAT version 7.0 (Blott and Pye, 2001) using Folk and Ward graphical measures that have proven useful for comparative analyses (Blott and Pye, 2001). We used the Wentworth scale to classify sediments into particle size fractions (Blott and Pye, 2001). Sediments with sorting coefficient intervals of 1.27 to 1.41, 1.42 to 1.62, 1.63 to 2.0, 2.01 to 4, and 4.01 to 16 were classified as well sorted, moderately well sorted, moderately sorted, poorly sorted, and very poorly sorted, respectively. Skewness intervals of -1.0 to -0.3, -0.29 to -0.1, -0.09 to 0.1, 0.11 to 0.3, and 0.31 to 1.0 were used to describe sediments as very fine skewed, fine skewed, symmetrical, coarse skewed, and very coarse skewed, respectively. Kurtosis values of 0.67 to 0.9, 0.91 to 1.11, and 1.12 to 1.5 were used to describe sediment particle size distributions as platykurtic, mesokurtic, and leptokurtic, respectively.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Land cover

Sub-watershed land cover of the investigated reaches was dominated by natural vegetation, i.e., 13 of the investigated 15 reaches had more than 50% natural land cover in their sub-watersheds (Table 1). Contributions of agricultural and urban land cover to total sub-watershed area ranged from 38.4% to 56.9%, and from 1.4% to 5.6%, respectively. Land cover in a 300 m wide and 500 m long riparian corridor at each sampling reach exhibited a

wider variability, and contributions of natural, agricultural and urban land cover ranged from 4.2% to 57.9%, 0.4% to 76.7%, and 18.7% to 71.5%, respectively.

3.2. Habitat assessment

According to the river habitat survey, none of the investigated river reaches exhibited undisturbed or little disturbed conditions (scores 1 and 2, Table 2). The headwater sampling site 1 received score 3 (moderately disturbed), mainly due to partial riparian clearcutting and pasture in the riparian zone, but exhibited high habitat and sediment variability. Two stream reaches received score 4 (clearly disturbed), i.e. the headwater sampling reach 2 with a relatively intact riparian forest and the lower river reach 9 with a high habitat and sediment diversity, and a forest reserve on the right river bank (i.e., the Floresta Nacional de Ritópolis). The remaining 12 sampling reaches, including representative reaches of the river's main three tributaries, received scores ranging from 5 (heavily disturbed) to 7 (totally disturbed), due to diverse and often co-occurring human impacts, such as complete riparian deforestation, water abstraction, sand and gravel extraction, and excessive margin erosion (Table 2). Accordingly, habitat quality of the entire river system can be regarded as considerably disturbed (Kamp et al., 2007). Interestingly, only one of the investigated reaches (headwater reach 2) exhibited the minimum riparian forest corridor, i.e., a protected riparian reserve of 5 m width, demanded by the Brazilian Forest Code (Nazareno, 2012). Thus, considerable improvements of river habitat quality could already be achieved by landowners respecting prevailing environmental law.

Table 1. Land cover (% contribution) in the entire watershed upstream of each sampling reach and in a 300 m wide riparian corridor. Nat = natural, Urb = urban, Agr = agricultural.

Reach	Watershed land cover			Riparian land cover		
	Nat	Urb	Agr	Nat	Urb	Agr
1	41.6	1.5	56.9	49.8	0.4	49.8
2	49.0	4.7	46.3	37.7	7.4	54.9
3	52.6	5.6	41.8	4.6	76.7	18.7
4	53.5	5.1	41.3	30.4	4.0	65.6
5	53.6	5.0	41.4	37.1	4.9	58.0
6	53.6	5.0	41.4	28.6	4.1	67.3
7	53.7	5.0	41.3	4.2	35.1	60.7
8	53.7	4.1	42.2	29.7	11.0	59.3
9	52.5	4.5	42.9	20.3	8.2	71.5
10	52.6	4.4	43.0	57.9	13.2	28.9
11	53.4	3.8	42.8	38.5	20.1	41.4
12	52.7	3.6	43.6	32.1	14.2	53.7
13	57.3	2.2	40.6	29.1	3.1	67.8
14	53.7	2.0	44.3	23.9	5.6	70.5
15	60.2	1.4	38.4	46.3	7.3	46.4

3.3. Granulometry

The sediments of the Rio das Mortes were dominated by poorly to moderately sorted, silty to sandy sediments (Table 3). Sediments with coarser elements, i.e. ranging from medium sands to gravel were only encountered in five sampling reaches (the two headwater reaches, reach 7, the forest reserve reach 9, and the tributary reach 14). Sediment skewness categories ranged from very fine to coarse, but most samples were very fine to fine skewed, potentially indicating fine sediment deposition (Awasthi, 1970). Sediment kurtosis values ranged from very platykurtic to very leptokurtic, indicating variable deviations from normally distributed sediment size. In conclusion, the river's predominantly fine sediments may not be very conducive to diverse biological communities. Coarser sediment elements in more structurally intact river reaches indicate that erosion and subsequent fine sediment deposition may contribute additional fine sediments in many of the more disturbed reaches of the studied river (Nascimento et al., 2012). Accordingly, additional structural elements, such as coarse particulate organic matter, may be especially important for the biotic community and should be a focus of habitat restoration in human-impacted tropical rivers (Acuña et al., 2013). Conversely, massive gravel extraction in the few river reaches exhibiting coarser sediments should be especially deleterious.

Table 2. Structural Integrity Score (SIS) and associated habitat characteristics of the studied river reaches. SIS are 1=undisturbed, 2=little disturbed, 3=moderately disturbed, 4=clearly disturbed, 5=heavily disturbed, 6=very heavily disturbed, and 7=totally disturbed.

River reach	SIS	Habitat characteristics
1	3	Pasture in the riparian zone and partial riparian clearcutting; disruptor elements such as bridges and vicinity to roads; high habitat and sediment diversity.
2	4	Sewage discharge and vicinity to roads; incised channel; presence of backwaters; relatively pristine riparian forest.
3	6	Crop plantation, pasture and buildings in the riparian zone; margin erosion; natural vegetation largely removed; solid waste deposition and sewage discharge, vicinity to roads.
4	5	Vicinity to roads; industrial sediment (sand) extraction; massive margin erosion and siltation; relatively pristine forest at right riverbank; dead wood in the river channel.

River reach	SIS	Habitat characteristics
5	7	Artificial transversal barriers; very low substrate diversity; massive margin erosion and channel incision; riparian deforestation and pasture in the riparian zone; solid waste deposition at the margins and in the main channel; vicinity to roads.
6	7	Altered margins with low width variation; riparian deforestation and pasture, crop plantation and buildings in the riparian zone; very low substrate diversity; solid waste deposition; vicinity to a fish farm and roads.
7	6	Altered margins with low width variation; gravel banks; urban elements, such as bridges, houses, gardens, and roads in the riparian zone; sewage discharge and solid waste deposition.
8	6	Very homogenous sediment structure; low diversity in channel morphology; low width variation and habitat diversity; riparian deforestation and pasture, eucalypt plantation; vicinity to roads.
9	4	Riparian deforestation, erosion and vicinity to roads on the left riverbank; gravel bars, high habitat diversity and pristine forest on the right bank.
10	5	Bridges and vicinity to roads; bank erosion; solid waste deposition; sewage discharge by a slaughterhouse; water and sand abstraction.
11	5	Partial riparian deforestation; pasture and buildings in the riparian zone; cattle with direct access to the river; bridges, mining activity and water abstraction.
12	6	Strongly altered margin structure and riparian deforestation; bank erosion, channel incision and pasture; vicinity to roads; low habitat diversity.

River reach	SIS	Habitat characteristics
13	7	Riparian deforestation, crop plantation and pasture in the riparian zone; margin erosion; natural vegetation completely removed; entire riverbed composed of shifting sands.
14	7	Riparian deforestation, crop plantation and pasture in the riparian zone; homogeneous fine sediments, little habitat heterogeneity; water abstraction.
15	5	Partial riparian deforestation; pasture in the riparian zone.

Table 3. Sediment classification, mean particle size (MPS), sorting, skewness, and kurtosis of the investigated river reaches.

Reach	Sediment classification	MPS (μm)	Sorting	Skewness	Kurtosis
1	Poorly sorted, coarse sand to well sorted, medium gravel	920 – 8730	0.9 – 2.6	-0.3 – -2.3	-0.5 – 1.0
2	Moderately sorted, medium sand	259	1.8	0.0	1.0
3	Poorly sorted, fine sand	139	2.2	-0.3	1.6
4	Poorly sorted, very fine sand	96	2.4	-0.4	2.3
5	Poorly sorted, very fine sand	97	2.5	-0.4	2.3
6	Poorly sorted, very coarse silt	61	3.0	-0.5	1.2
7	Very well sorted, fine gravel	6708	0.4	0.3	0.5
8	Poorly sorted, very coarse silt	53	2.9	-0.6	0.9
9	Poorly sorted, fine sand	207	3.2	0.1	1.6
10	Poorly sorted, very fine sand	120	2.4	-0.3	1.7
11	Poorly sorted, fine sand	204	2.1	-0.2	1.4
12	Poorly sorted, coarse silt	30	3.3	-0.1	0.7
13	Moderately sorted, coarse sand	549	2.0	0.2	1.1
14	Moderately sorted, fine sand	166	1.6	-0.2	0.8
15	Moderately sorted, fine sand	163	1.7	-0.3	1.1

3.4. Relationships between land cover, habitat quality and granulometry

There were no significant relationships (Spearman correlations, $p > 0.1$, $n = 15$) between agricultural and urban land use – both in the entire sub-basins and the riparian corridors – and habitat quality or sediment characteristics, with the exception of a positive correlation between urban land cover and sediment kurtosis (Spearman correlation, $\rho = 0.54$, $p < 0.05$,

$n = 15$). This correlation may point to an important aspect of the urban stream syndrome (Walsh et al., 2005), i.e., that increased hydraulic stress and increased flash floods in urbanized rivers may lead to more leptokurtic, structurally uniform sediments, thereby affecting the river's biological community. Natural land cover was expected to exhibit a positive relationship with sediment grain size (i.e., more natural land cover leading to coarser sediments) and a negative relationship with the habitat quality score (i.e., more natural land cover leading to better habitat quality), but no such relationships were found, indicating that river habitat and sediment quality only depended on conditions in the direct vicinity of a given river reach. Indeed, a marginally significant negative correlation between natural land cover in the 300 m riparian corridor and the habitat quality score (Spearman correlation, $\rho = -0.47$, $p = 0.07$, $n = 15$) supported the view that mostly the riparian zone of the river influenced habitat quality.

4. CONCLUSIONS

All river reaches studied in the Rio das Mortes basin exhibited moderately to totally disturbed habitat integrity, due to co-occurring human stressors, such as riparian deforestation, water abstraction, sand and gravel extraction, and margin erosion. Interestingly, only one of the investigated sampling reaches exhibited the minimum riparian forest corridor width demanded by the Brazilian Forest Code. Habitat integrity and sediment characteristics were largely unrelated to whole watershed land cover, but high habitat integrity and coarser sediment elements were restricted to river reaches with a partially intact riparian zone, such as headwater reaches or a reach flanked by a forest reserve. Thus, our results suggest that river habitat and sediment quality mainly depended on environmental conditions in a narrow riparian corridor. Accordingly, initial cost-effective restoration of aquatic habitats could be achieved by relatively simple channel restoration measures and riparian corridor protection in tropical rivers subjected to land-use change.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank F.L. Nascimento, R.C. Chaves, A.P.C. Carvalho, and E.M. Soares for their help with sampling. Two anonymous reviewers are acknowledged for their valuable comments to a first version of the manuscript. This study was supported by the Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de Minas Gerais (FAPEMIG; project number APQ-01609-09).

6. REFERENCES

- ACUÑA, V.; DÍEZ, J. R.; FLORES, L.; MELEASON, M.; ELOSEGI, A. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 988-997, 2013. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12107>
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 257-284, 2004. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- AWASTHI, A. K. Skewness as an environmental indicator in the Solani river system, Roorkee (India). **Sedimentary Geology**, v. 4, n. 1, p. 177-183, 1970. [http://dx.doi.org/10.1016/0037-0738\(70\)90010-2](http://dx.doi.org/10.1016/0037-0738(70)90010-2)

- BRAUNS, M.; GÜCKER, B.; WAGNER, C.; GRACIA, X.F.; WALZ, N.; PUSH, M. T. Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 4, p. 916-925, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02007.x>
- BLOTT, S. J.; PYE, K. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 26, n. 11, p. 1237-1248, 2001. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.261>
- CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- DUDGEON, D. **Tropical stream ecology**. London: Academic Press, 2008. 316 p.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>
- GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2069-2085, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>
- HUDSON, N. W. **Soil conservation**. Ithaca: Cornell University Press, 1971. 391 p.
- KALNAY, E.; CAI, M. Impact of urbanization and land-use change on climate. **Nature**, v. 423, n. 6939, p. 528-531, 2003. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01675>
- KAMP, U.; BINDER, W.; HÖLZL, K. River habitat monitoring and assessment in Germany. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 127, n. 1-3, p. 209-226, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9274-x>
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- MEIR, P.; COX, P.; GRACE, J. The influence of terrestrial ecosystems on climate. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 5, p. 254-260, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.005>
- NASCIMENTO, F. L.; BOËCHAT, I. G.; TEIXEIRA, A. O.; GÜCKER, B. High variability in sediment characteristics of a Neotropical stream impacted by surface mining and gully erosion. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 1, p. 389-398, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-011-0866-x>
- NAZARENO, A. G. Brazil: combat the effects of forest code changes. **Nature**, v. 486, n. 7402, p. 191, 2012. <http://dx.doi.org/10.1038/486191d>
- PEREIRA, H. M.; LEADLEY, P. W.; PROENÇA, V.; ALKEMADE, R.; SCHARLEMANN, J. P.; FERNANDEZ-MANJARRES, J. F. et al. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science**, v. 330, n. 6010, p. 1496-1501, 2010. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1196624>

-
- PIELKE, R. A.; MARLAND, G.; BETTS, R. A.; CHASE, T. N.; EASTMAN, J. L.; NILES, J. O. et al. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. **Philosophical Transactions of the Royal Society A**, v. 360, n. 1797, p. 1705-1719, 2002. <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2002.1027>
- PIMM, S. L.; RUSSELL, G. J.; GITTLEMAN, J. L.; BROOKS, T. M. The future of biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 347-350, 1995. <http://dx.doi.org/10.1126/science.269.5222.347>
- SILVA-JUNIOR, E. F.; MOULTON, T. P.; BOËCHAT, I. G.; GÜCKER, B. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 36, n. 1, p. 195-204, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.027>
- TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; CHACON, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. **Nature**, v. 371, n. 6500, p. 783-785, 2002. <http://dx.doi.org/10.1038/371783a0>
- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997. <http://dx.doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005. <http://dx.doi.org/10.1899/04-028.1>
- WANTZEN, K. M. Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 16, n. 7, p. 733-749, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.813>

Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat images

doi: 10.4136/ambi-agua.1229

Received: 23 Oct. 2013; Accepted: 10 Dec. 2013

**Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo¹; Luciana de Resende Londe^{2*};
Claudio Barbosa¹; Carlos A. S. de Araujo¹; Camilo Daleles Rennó¹**

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - São José dos Campos, SP, Brazil
Divisão de Sensoriamento Remoto – DSR

²Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais – CEMADEN
Cachoeira Paulista, SP, Brazil

*Corresponding author: e-mail: luciana.londe@cemaden.gov.br,
evlyn@dsr.inpe.br, claudio@dpi.inpe.br, carlos@dsr.inpe.br, camilo@dpi.inpe.br

ABSTRACT

This work proposes a trophic state index based on the remote sensing retrieval of chlorophyll- α concentration. For that, in situ Bidirectional Reflectance Factor (BRF) data acquired in the Ibatinga reservoir were resampled to match Landsat/TM spectral simulated bands (TM_sim bands) and used to run linear correlation with concurrent measurements of chlorophyll- α concentration. Monte Carlo simulation was then applied to select the most suitable model relating chlorophyll- α concentration and simulated TM/Landsat reflectance. TM4_sim/TM3_sim ratio provided the best model with a R^2 value of 0.78. The model was then inverted to create a look-up-table (LUT) relating TM4_sim/TM3_sim ratio intervals to chlorophyll- α concentration trophic state classes covering the entire range measured in the reservoir. Atmospheric corrected Landsat TM images converted to surface reflectance were then used to generate a TM4/TM3 ratio image. The ratio image frequency distribution encompassed the range of TM4_sim/TM3_sim ratio indicating agreement between in situ and satellite data and supporting the use of satellite data to map chlorophyll- α concentration trophic state distribution in the reservoir. Based on that, the LUT was applied to a Landsat/TM ratio image to map the spatial distribution of chlorophyll- α trophic state classes in Ibatinga reservoir. Despite the stochastic selection of TM4_sim/TM3_sim ratio as the best input variable for modeling the chlorophyll- α concentration, it has a physical basis: high concentration of phytoplankton increases the reflectance in the near-infrared (TM4) and decreases the reflectance in the red (TM3). The band ratio, therefore, enhances the relationship between chlorophyll- α concentration and remotely sensed reflectance.

Keywords: water quality, phytoplankton, monitoring.

Proposta de um indicador de estado trófico a partir de imagens do sensor TM/Landsat

RESUMO

Este trabalho propõe a criação de um índice de estado trófico baseado na estimativa da concentração de clorofila através de sensoriamento remoto. Para atingir este objetivo, medidas do fator de reflectância bidirecional (BRF) adquiridas no reservatório de Ibatinga foram

reamostradas para serem combinadas com bandas espectrais simuladas do Landsat/TM (TM_sim) e foram usadas para o cálculo da correlação linear com medidas de concentração de clorofila-a. A simulação de Monte Carlo foi aplicada para selecionar o modelo mais adequado para relacionar concentração de clorofila e reflectância simulada do TM/Landsat. A razão TM4_sim/TM3_sim forneceu o melhor modelo, com um valor de 0.78 para R^2 . O modelo foi então invertido para criar uma tabela (LUT) com as relações entre os intervalos das razões TM4_sim/TM3_sim e as classes de estado trófico, abrangendo todo o intervalo de valores medidos no reservatório. Imagens do Landsat TM, corrigidas atmosféricamente e convertidas para reflectância de superfície, foram usadas para gerar uma imagem para a razão TM4/TM3. A distribuição de frequência da imagem da razão englobou todo o intervalo da razão TM4_sim/TM3_sim, indicando concordância entre os dados orbitais e os dados medidos *in situ* e corrobora o uso de dados de satélite para mapear a distribuição do estado trófico no reservatório. Com base nestas observações, a LUT foi aplicada à imagem razão Landsat/TM para mapear a distribuição espacial das classes de estado trófico no Reservatório de Ibitinga. Apesar da seleção estocástica da razão TM4_sim/TM3_sim como melhor variável de entrada para modelagem da concentração de clorofila-a, esta escolha foi baseada em fatores físicos: altas concentrações de fitoplâncton aumentam a reflectância na região do infra-vermelho próximo (TM4) e diminuem a reflectância na região espectral do vermelho (TM3). A razão entre bandas, portanto, realça a relação entre a concentração de clorofila-a e a reflectância medida por sensoriamento remoto.

Palavras-chave: qualidade da água, sensoriamento remoto, monitoramento.

1. INTRODUCTION

During the second half of the twentieth century, standardized methods for quantifying the degradation of water resources (USEPA, 1978; OECD, 1982) were developed as a tool to lessen the growing cost of water treatment. One of the main insights of those studies was to connect the excessive load of phosphorus and nitrogen to the degradation of water resources (Vollenweider, 1968). Those studies also pointed out the importance of geographical, geological and ecological features of the drainage basin as controlling factors in the eutrophication process (OECD, 1982). Studies (Dillon, 1974; 1975) highlighted the importance of hydraulic retention time as a key aspect in the relationship between nutrient load and the primary productivity of aquatic systems.

These studies were focused on aquatic systems from the northern hemisphere; therefore, several studies were developed in Brazil during the 1970's to assess to what extent those concepts could be applied to tropical environments (CETESB, 1978; Toledo Jr. et al., 1983; Toledo Jr., 1990) where radiation and temperature are not limiting factors to primary production.

The trophic state indexes represent an objective measurement which can be used to compare the trophic state of different aquatic systems. Until the 1980's, aquatic systems were classified either as eutrophic or oligotrophic based on the knowledge of the observer (USEPA, 1978). Between 1970 and 1980, the literature shows several proposals (USEPA, 1978) to provide a unique Trophic State Index (TSI), but most of them were hard to apply for monitoring purposes.

Among those indexes, Carlson Trophic State (Carlson, 1974) is the most widely used. In Brazil, Carlson TSI was modified (Toledo Jr., 1990) and has been used by São Paulo State Environmental Company (CETESB) to monitor water quality in São Paulo State. Classes of TSI used to assign different trophic status to inland waters, according to CETESB, are shown in Table 1.

Table 1. Variables and classes of Trophic State Index used to classify inland water in São Paulo State.

Trophic State Classification –TSI				
Classes	Intervals	Secchi S (m)	Total Phosphorus (mg.m⁻³)	Chlorophyll – a (µg.L⁻¹)
Ultraoligotrophic	TSI ≤ 47	S ≥ 2.4	P ≤ 8	CL ≤ 1.17
Oligotrophic	47 < TSI ≤ 52	2.4 > S ≥ 1.7	8 < P ≤ 19	1.17 < CL ≤ 3.24
Mesotrophic	52 < TSI ≤ 59	1.7 > S ≥ 1.1	19 < P ≤ 52	3.24 < CL ≤ 11.03
Eutrophic	59 < TSI ≤ 63	1.1 > S ≥ 0.8	52 < P ≤ 120	11.03 < CL ≤ 30.55
Super-eutrophic	63 < TSI ≤ 67	0.8 > S ≥ 0.6	120 < P ≤ 233	30.55 < CL ≤ 69.05
Hypereutrophic	TSI > 67	S > 0.6	233 < P	69.05 < CL

Source: CETESB (1978).

CETESB's trophic state index is based on three different trophy indicators: chemical indicator (total Phosphorus and/or orthophosphate concentration), biological indicator (chlorophyll-*a* concentration) and physical indicator (water transparency – Secchi Depth). Except for the chemical indicator, the others may be estimated by remote sensing methods.

Chlorophyll - *a* is an optically active component of aquatic systems: its presence in varying concentrations affects water absorption and scattering coefficients (Kirk, 2011) and, consequently, the depth of the euphotic zone. This effect varies along the electromagnetic spectrum and can be seen as changes in water spectral reflectance properties.

Different authors, however, applied different methods to retrieve Chlorophyll-*a* concentration out of the spectral reflectance data. For Lake District (England) (George, 1997), different information extraction methods were necessary to assess water according to Chlorophyll concentration. For chlorophyll - *a* concentrations smaller than 10 µg L⁻¹, the most efficient spectral band ratios involved the intervals 520-600 nm and 450-520 nm (George, 1997). For concentrations larger than 10 µg L⁻¹, an algorithm with band centered in 520-600 nm showed the best performance. According to George and Malthus (2001), the 685 nm/745 nm ratio, suggested for Dutch aquatic systems (Malthus and Dekker, 1995), was also suitable for Whales aquatic systems (Great Britain). Other studies (Gitelson and Kondratyev, 1991) pointed out that band ratios from 670 to 710 nm were useful for estimations of chlorophyll concentration in continental environments, which are rich in colored dissolved organic matter – CDOM.

More recently, following increasing interest on water quality, there has been an increase in the number of studies aiming to use remote sensing for trophic state evaluation in continental aquatic systems. Chlorophyll - *a* concentration in Chagan Lake (China's Northeast region) was estimated from TM sensor (Landsat satellite) images (Duan et al., 2007). The band ratio TM4/TM3, which includes the Chlorophyll absorption peak in 670 nm and a spectral reflectance peak (fluorescence and phytoplankton cell backscattering) in 700 nm, provided the best performance. According to the authors, band ratios mitigate atmospheric and water surface reflectivity effects on measurements from satellite sensors. In Table 2 there is a summary of studies regarding the methods for estimation of chlorophyll-*a* concentration from remote-sensor measurements.

Table 2. Summary of studies regarding chlorophyll-*a* estimation from remote-sensing measurements in optically complex water environments.

Chlorophyll-<i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Environment	Sensor	Reference
37-196	Moon Lake, Mississippi, USA.	Landsat/TM Landsat/MSS	Ritchie et al. (1990)
5-350	Reflectance from laboratory simulated water systems.	spectroradiometer	Mittenzwey et al. (1992)
3-7	Lake Kinneret, Israel.	Landsat/TM	Mayo et al. (1995)
3-185	<i>In situ</i> reflectance measurements.	spectroradiometer	Gons et al. (2002)
7-194	<i>In situ</i> reflectance in European lakes and laboratory-simulated water systems.	spectroradiometer	Dall'Olmo et al. (2003)
4-217	<i>In situ</i> reflectance in lakes from the USA MidWest.	spectroradiometer	Gitelson et al. (2005)
107 - 3000	<i>In situ</i> reflectance in lakes from the USA MidWest.	spectroradiometer	Zimba and Gitelson (2006)
0.2-1951.9	<i>In situ</i> data in lakes from Amazon floodplain lakes.	Terra/MODIS (MOD09)	Novo et al. (2006)
0.5 - 12	<i>In situ</i> data from Garda Lake, Italy.	EO-1/Hyperion	Giardino et al. (2007)
1.2 -236	<i>In situ</i> data in lakes from the USA Midwest.	spectroradiometer	Gitelson et al. (2008)
0.63- 65	Case 2 water environments in Taganrog Bay and Azov Sea (Russia).	Envisat/MERIS	Moses et al. (2009)
4 -21	Lake Kinneret, Israel.	spectroradiometer	Yacobi et al. (2011)
2.27-81.17	Fremont Lakes, Nebraska.	Airborne Hiperspectral sensor (AISA-Eagle)	Moses et al. (2012a)
1.09 – 107.82	Case 2 Water systems in Taganrog Bay and Azov Sea (Russia).	Envisat/MERIS HICO	Moses et al. (2012b)

Londe (2008) measured the bidirectional reflectance factor (BRF) from the hypertrophic Ibitinga Reservoir concurrently to 51 surface water samples to characterize the phytoplankton spectral behavior. This work intended to support the use of satellite remote-sensing methods to monitor eutrophication processes in continental aquatic systems. In situ collection was made during 5 days in 2005, when the reservoir was covered by large extensions of CYANOPHYCEAE blooms. Chlorophyll - α concentrations measured by Londe (2008) varied widely from upstream (from 6 to 15 $\mu\text{g L}^{-1}$) to downstream (from 1,500 to 76,809 $\mu\text{g L}^{-1}$).

For the same dataset, Londe et al. (2011) pointed out the following changes in the water reflectance spectrum for increasing Chlorophyll- α concentration: (1) decreasing BRF in blue spectral region; (2) increasing BRF in near-infrared (NIR) spectral region; (3) shift of the maximum BRF region from green to NIR. Testing different predictive models for Chlorophyll- α concentration, Londe et al. (2011) found the best results using NIR values in band ratios and indexes.

Based on previous study results, this study aimed to propose a remote sensing trophic index. Two separated but integrated tasks were carried out to achieve this goal: the first task dealt with the analyses of in situ reflectance spectra in order to identify candidate bands and band ratios to be used in algorithms for retrieving chlorophyll- α concentrations in surface waters; the second task was to create a look-up table based on the analyses of in situ data which allows mapping chlorophyll-a concentration using TM Landsat images. The look-up table could be then used as a surrogate for a trophic state index. UHE Ibitinga reservoir was selected to carry out the study because of in situ data availability (Londe, 2008).

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

Ibitinga Reservoir is part of Tietê River dam complex, formed by the following Reservoirs (from upstream to downstream): Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava and Três Irmãos. It extends 70 km along Tietê River and has two branches almost 26 km long following its main tributaries: Jacaré-Guaçu River and Jacaré-Pepira River. Its main characteristics are summarized in Table 3.

Table 3. Ibitinga Reservoir main characteristics.

Drainage Basin Area	43 500 km ²
Dam Coordinates	21° 45'00 S/48° 59'00 O
Flooded Area	114 km ²
Mean Depth	9 m
Maximum Depth	22 m
Total Volume	11 x 10 ⁸ m ³
Average Discharge	524 m ³ s ⁻¹
Hydraulic Residence	from 12 to 43 days

Source: Guimarães et al. (1998).

Several authors (Vieira et al., 2002, Guimarães Jr. et al., 1998) have pointed out that the land use in the reservoir drainage basin contributed to the long-term rising of the reservoir's trophic level due to inputs of urban sewage and agriculture. Carvalho et al. (2005) reported that in 2001 more than 70 % of the UHE Ibatinga reservoir underwent macrophyte infestation, a typical symptom of eutrophication. Galo et al. (2002) pointed that the total reservoir's area covered by macrophytes in 2001 varied from 874 ha in summer to 1645 ha in the dry season, suggesting seasonal changes in trophic level. Tundisi et al. (2008) identified many problems concerning Ibatinga's drainage basin, such as increasing sources of Phosphorus and Nitrogen related to sugarcane expansion and degradation of urban rivers associated to population growth.

Studies carried out by Luzia (2009) in lotic and lentic aquatic systems in the reservoir's drainage basin during wintertime (June 2005) and summertime (January 2006) concluded that most of the samples from lotic systems were either eutrophic or hypertrophic, according to the Carlson Index (Carlson, 1977), regardless the time of the year. UHE Ibatinga Reservoir was classified as hypertrophic during the rainy season and eutrophic during the dry season. Data collected by Londe (2008) in October/2005, in 51 different sampling stations, showed a wide range of Chlorophyll concentration: from $6.14 \mu\text{g L}^{-1}$ to $76,809.84 \mu\text{g L}^{-1}$. Although these numbers may seem too high, some reservoirs' areas were covered by phytoplankton scum in the ultimate state of eutrophication. According to Londe's dataset (Londe, 2008), the reservoir should be classified as mesotrophic for some regions and hypertrophic for other regions (Table 1), depending on the sampling station location. Results obtained by Londe (2008) and Londe et al. (2011) point to a huge spatial variability in Ibatinga Reservoir's trophic state.

2.2. Data approach

The following data were used in this research: outflow data from the Brazilian Electric System National Operator (ONS) webpage (www.ons.org.br), precipitation data from the National Water Agency (ANA) webpage (<http://hidroweb.ana.gov.br>), Thematic Mapper images (TM-Landsat) from the National Institute for Space research (INPE) website (www.dgi.inpe.br/CDSR) and chlorophyll - α concentration data from Londe's dataset (Londe, 2008).

During five days in October, 2005, fifty-one stations were sampled in Ibatinga Reservoir. They were distributed along the entire reservoir surface (Londe, 2008) and intended to cover a wide range of Chlorophyll-a concentration. At every sampling station, the upward radiance, L_u , above the water surface and the downward radiance of a Lambertian Spectralon reference plate, L_d , was measured with a ASD Fieldspec HandHeld (Analytical Spectral Devices, Inc.) hyper-spectral radiometer (350-1100 nm, 1 nm bandwidth) with 25° field-of-view. These data were used to derive the Bidirectional Reflectance Factor (Deering, 1989; Duggin and Philipson, 1982; Milton et al., 1987). The measurements were carried out using a sensor-viewing geometry of 45° zenith angles and an 180° azimuth with respect to the Sun direction to minimize water surface reflectance, instrument and platform shading and sky and sun glint (Mobley, 1999). In this study, water surface reflectance was assumed negligible due to the selected sun-sensor geometry. More details about the measurement setup and the derivation of the BRF measurements can be found in Londe (2008).

Concurrently to radiometry, water samples integrated up to the Secchi depth were also acquired for determination of Chlorophyll-a concentration in laboratory. Chlorophyll-a from algae concentrated on Whatman GF/F filters was extracted in hot ethanol, and its concentration was quantified according to Nush e Palme (1975) e Nush (1980).

The BRF spectra collected at each station were smoothed using a moving average (window size of 5 nm) and used to simulate TM Landsat reflectance. The weighted averages

of simulated bands were calculated by using as weights the spectral TM band responses (http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php.) resulting in the following data set: TM1_sim, TM2_sim, TM3_sim, TM4_sim.

Discharge data from Ibitinga Dam and Bariri Dam were used to identify sample stations showing similar hydraulic residence time in order to minimize environmental effects on the relationship between chlorophyll concentration and water surface reflectance (Barbosa and Novo, 2009). After sample selection, the reflectance of simulated bands and band ratios were correlated to Chlorophyll- α concentration to identify the best set of input variables for regression analyses.

Due to the small number of samples remaining from sample selection, Monte Carlo simulation was applied to identify the best model among the two band ratios with the highest correlation with chlorophyll-a concentration. Monte Carlo simulation is a technique that assumes that an event's frequency tends to be similar to its occurrence probability when the experiment is repeated many times in a random mode (Mooney, 1997). For the simulation, we run the following experiment: i) the sampling stations were split into two subsets, being 9 samples for model calibration (calibration set) and 8 for model validation (validation set); ii) the stations were randomly allocated to calibration and validation sets 10,000 times, generating 10,000 different models for each input ratio; iii) the r squared for each output model was used to test the frequency in which $R^2_{TM2_sim/TM1_sim} > R^2_{Log(TM4_sim/TM3_sim)}$; iv) the 95% credibility range of R^2 for the selected model based was computed.

The selected model was then used to generate a look-up table which associates chlorophyll - α concentration intervals to band ratio intervals. These band ratio intervals were then applied to the atmospheric-corrected TM/Landsat image from October 11, 2005 to map chlorophyll - α concentration distribution at Ibitinga Reservoir.

The atmospheric correction of TM Landsat data performed a key aspect in the study due to the need to make the reflectance extracted from image compatible with the reflectance measured in situ as described in Londe (2008). The first step in the atmospheric correction was the radiometric calibration based on Chander et al. (2009) parameters and image heading information (solar elevation angle and acquisition date). After calibration, the Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes (FLAASH) algorithm was used to calculate atmosphere radiance for each band using MODTRAN (Moderate Spectral Resolution Atmospheric Transmittance Algorithm). Central coordinates, acquisition time (from image heading) and average scene elevation, as well as sensor information (altitude and pixel size) are inputs for MODTRAN. The scene average elevation data (km) were calculated through Ground Digital Model (MDT) from SRTM (Valeriano, 2008), available at INPE's webpage (<http://www.dsr.inpe.br/topodata>).

Due to sensor limitations and poor data for atmosphere correction, different input model datasets were tested to define those more suitable for the study area. The assessment of atmospheric correction quality was carried out by trial looking at the spectra of reference targets resulting from the different input datasets. As UHE Ibitinga is near Latitude 20° S, both the Tropical (T) and Mid Latitude Summer (MLS) atmospheric models fit the specification. The Rural Model was used for the reservoir's image because, in spite of being a highly urbanized region, this area is not severely affected by industrial particles. The atmospheric correction application also estimates the atmosphere visibility through automatic identification of dark pixels (Kaufman, 1997). This method standardizes the image visibility.

After radiometric and atmospheric correction, the image underwent geometric correction, based on a georeferenced GeoCover catalogue image for the same scene (<ftp://ftp.glcf.umd.edu/glcf/Landsat/>) (Tucker et al., 2004).

Landsat TM band 5 was selected to create a water mask to isolate the reservoir from land. As previously documented in many studies (Schowengerdt, 2007) Landsat Thematic Mapper (TM) is subjected to noise, mainly over uniform dark objects, due to differences in gain and offset among the 16 detectors within a band. Due to its periodic nature, it causes regular linear patterns of dark and light stripes which are known as image striping. The amount of striping is, however, scene dependent. In places of low water reflectance the striping impact on the image was much higher. A series of tests was carried out to choose the best combination of striping and filtering according to image quality. The application of a striping removal algorithm and a low-pass median filter to the TM bands was the best combination for most of the dates. The choice of the filter window size was based on visual inspection of the images to avoid boundary blurring. The striping removal was carried out before computing the selected band ratio. The image ratio was then submitted to a density slicing according to the look-up table relating ratio intervals to chlorophyll-a trophic index classes.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Selection of sampling stations

The hydraulic residence time is crucial in the reservoir stratification processes and nutrients availability, affecting the phytoplankton development (Straškraba, 1999). A reduction in the hydraulic residence time is often related to losses in phytoplankton biomass through hydraulic washing and mechanical shock, while an increase in hydraulic residence time promotes phytoplankton growth through concentration of nutrients and water column stability.

Figure 1 shows the daily flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) both in Ibitinga Reservoir and in Bariri Reservoir, located upstream from it. From October 1st, 2005 to October, 24th, 2005, Ibitinga Reservoir hydraulic residence time varied from 41 to 25 days, showing a progressive reduction from the beginning to the end of the month. On October 24th, the outflow in Bariri Reservoir increased 75 % compared to October 23th, causing a 25 % increase in Ibitinga's flow on October 25th. This caused a reduction in Ibitinga Reservoir hydraulic residence time, which varied from 15 to 21 days during the *in situ* data collection by Londe (2008).

Figure 1. Daily flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) in Ibitinga Reservoir and Bariri Reservoir and acquisition dates for TM/Landsat image and *in situ* data.

From Figure 1, we concluded that it is not possible to use data collected by Londe (2008) to calibrate a predictive model for chlorophyll- α , because the hydrodynamic conditions changed. It is likely that samples from October 24th (Figure 2) are not severely affected by the abrupt increase in Bariri Reservoir outflow, because the sampling stations were 50 km away from Bariri dam. Sampling stations from October 25th, however, included regions where phytoplankton would suffer from two stress factors: excessive flow from Bariri during two following days and increasing flow in Ibitinga, as they were near its dam. Also, the effect would be intense in the reservoir's axis, due to the increased speed of Bariri's water propagation.

As Bariri's flow decreased to $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ on October 26th, we assumed that the reservoir's central region had recovered its balance state. However, samples from October 27-28 were not used because they were collected throughout the whole reservoir, from upstream to the reservoir's central region, encompassing different optical properties (Kirk, 2011).

Figure 2. Sample station distribution (Londe, 2008) coded according to acquisition date.

3.2. TM/Landsat bands spectral reflectance simulation

Figure 3 shows spectra matching increased concentrations of chlorophyll- α , from the lowest ($16.33 \mu\text{g L}^{-1}$) to the highest ($2661.50 \mu\text{g L}^{-1}$), which corresponds to a total density of $8,761,418 \text{ cells mL}^{-1}$. Despite the small number of useful samples, the available data cover a wide range of chlorophyll- α concentration. Any visible band is strongly sensitive to the whole concentration range, but the NIR band shows higher sensitivity mainly to higher concentrations. As pointed by Londe (2008), it suggests that band ratios are more appropriate to be used to account for the wide concentration range in the Ibitinga reservoir at that season. Blue and red spectral regions, where the chlorophyll- α absorption bands are located, show

poor sensitivity to concentrations higher than $145 \mu\text{g L}^{-1}$. Green spectral region remains sensitive until $564.13 \mu\text{g L}^{-1}$ but does not show good matches to $1,501.65 \mu\text{g L}^{-1}$ and $2,662.50 \mu\text{g L}^{-1}$ concentrations. In dense phytoplankton blooms, which correspond to high chlorophyll concentrations, the colony growth may act as a stress factor, inhibiting photosynthesis. In order to maximize light availability, phytoplankton migrates towards the water surface creating a thick blooming layer which presents spectral behavior similar to crops or forest cover, with an intense scattering on NIR spectral region (Londe et al., 2011). For lower chlorophyll- α concentrations, phytoplankton occupies the entire euphotic zone decreasing the sensitivity NIR due to the high water absorption coefficient in this spectral region (Kirk, 2011).

Figure 3. Bidirectional Reflectance Factor resampled to simulate Landsat/TM bands at sample stations characterized by increasing chlorophyll-a concentration.

Source: Londe (2008).

3.3. Monte Carlo simulation

There are two outstanding band ratios to discriminate chlorophyll- α concentrations, according to Figure 3. Correlation analyses between chlorophyll- α concentration and simulated TM bands and band ratios corroborated this fact: the ratio $\text{TM2_sim}/\text{TM1_sim}$, that captures green scattering variation in relation to blue absorption by phytoplankton pigments and $\text{TM4_sim}/\text{TM3_sim}$, which captures surface bloom scattering in relation to red band absorption by chlorophyll- α presented the highest correlations with chlorophyll- α concentration. Analysis of the spectra shows that green spectral region is not suitable to evaluate extreme conditions while NIR spectral region is less sensitive to low concentrations.

The Monte Carlo simulation using $\text{TM2_sim}/\text{TM1_sim}$ and $\text{TM4_sim}/\text{TM3_sim}$ ratios corroborated objectively the last as the best input variable for predicting chlorophyll-a concentration. During the simulation process, in 76 % of 10,000 simulations $\text{TM4_sim}/\text{TM3_sim}$ models resulted in an R^2 value higher than those of $\text{TM2_sim}/\text{TM1_sim}$ models. From Monte Carlo simulation results, we identified the model that includes

TM4_sim/TM3_sim ratio as the most appropriate for modeling chlorophyll- α concentration, with 95 % of confidence and R^2 values from 0,44 to 0.97.

Considering the varying R^2 values from the simulation (0.44 to 0.97), we chose the model with an R^2 value (0.79) below the distribution median ($R^2=0.84$):

$$\text{Log}_{10} \text{Chl} = 2,1171 + 1,68 \text{Log}_{10} (\text{TM4_sim/TM3_sim})$$

This model was then used in reverse mode to identify chlorophyll- α concentration groups corresponding to TM4_sim/TM3_sim ratio values. Chlorophyll- α concentration groups were set considering Table 1 criteria and were enlarged to include groups encompassing Londe (2008) observations (Table 3).

It is important to point out that the Monte Carlo simulation results are in accordance with most of the literature listed in Table 2, suggesting that this ratio can be used as a proxy of trophic state index mainly in regions characterized by eutrophic waters. This remote sensing trophic state index would be useful to map areas subject to recurrent phytoplankton blooming to support mitigation actions.

Table 3. Intervals for Chlorophyll- α concentration and values for TM4_sim/TM3_sim ratio, based on the model defined by the Monte Carlo simulation.

Chlorophyll - a (CL) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	TM4/TM3 Ratio
$\text{CL} \leq 1.17$	$\text{TM4/TM3} \leq 0.06$
$1.17 < \text{CL} \leq 3.24$	$0.06 < \text{TM4/TM3} \leq 0.11$
$3.24 < \text{CL} \leq 11.03$	$0.11 < \text{TM4/TM3} \leq 0.23$
$11.03 < \text{CL} \leq 30.55$	$0.23 < \text{TM4/TM3} \leq 0.42$
$30.55 < \text{CL} \leq 69.05$	$0.42 < \text{TM4/TM3} \leq 0.68$
$69.05 < \text{CL} \leq 125$	$0.68 < \text{TM4/TM3} \leq 0.97$
$125 < \text{CL} \leq 165$	$0.97 < \text{TM4/TM3} \leq 1.14$
$165 < \text{CL} \leq 199$	$1.14 < \text{TM4/TM3} \leq 1.28$
$199 < \text{CL} \leq 500$	$1.28 < \text{TM4/TM3} \leq 2.21$
$500 < \text{CL} \leq 1,000$	$2.21 < \text{TM4/TM3} \leq 3.33$
$1,000 < \text{CL}$	$3.33 < \text{TM4/TM3}$

3.4. Application of the look up table to 2005 TM landsat image

Despite the uncertainties related to atmospheric correction, Figure 4 shows that the frequency distribution of TM4/TM3 ratio values in October-11-2005 in Ibitinga Reservoir is within the range of the simulated TM4_sim/TM3_sim ratios. This fact suggests that the ratio represents a sound approximation to the chlorophyll- α concentration.

The look up table connecting intervals of band ratios to intervals of chlorophyll- α concentration developed for the simulated TM bands could be theoretically applied to the TM4/TM3 ratio of any Landsat image atmospherically corrected and converted to surface

reflectance. Figure 5 shows the spatial distribution of chlorophyll- α concentration in Ibitinga Reservoir, as a result of Table 3's application.

Figure 4. Frequency distribution of the TM4/TM3 ratio in the Ibitinga reservoir.

Figure 5. Spatial distribution of chlorophyll-a concentration classes based on TM4/TM3 ratio from an image acquired on October 11, 2005.

An analysis of the chlorophyll- α spatial distribution in Ibitinga Reservoir on October 11, 2005 shows that most of the reservoir can be classified as supereutrophic and hypertrophic,

with concentrations higher than $30 \mu\text{g L}^{-1}$. There are small oligotrophic and mesotrophic areas fed by tributaries: River Jarcaré-Pepira (southwards) and River Jarcaré-Guaçu (northwards). Figure 6 shows the impact of good quality water input in the reservoir: immediately after the confluence of the reservoir's tributaries, chlorophyll- α concentration is lower.

Figure 6. Reservoir inlets fed by Jarcaré-Pepira River and Jarcaré-Guaçu River. Chlorophyll- α classification is overlying Landsat TM3 band.

At the reservoir inlets there are ultra-oligotrophic and oligotrophic waters, readily shifted to eutrophic due to contact with hypertrophic waters ($69 - 125 \mu\text{g L}^{-1}$). This fact highlights the importance of preserving springs and reservoir margins.

Around 75 % of Ibatinga Reservoir area presented supereutrophic and hypereutrophic characteristics in October-11-2005 (Figure 7). According to Londe (2008), from October 24 to 28, those high chlorophyll- α concentrations were associated with CYANOPHYCEAE dominance.

Figure 7. Frequency distribution (%) of the chlorophyll- α concentration classes in Ibatinga Reservoir, based on Landsat/TM images acquired on October 11, 2005.

The fact that the TM4/TM3 ratio was appropriate to cover the large range of concentration groups, from $1 \mu\text{g L}^{-1}$ to more than $1,000 \mu\text{g L}^{-1}$ of chlorophyll- α , suggests that CYANOPHYCEAE was also dominant on October 11, 2005. The high reflectance values on TM4 band (Figure 3) suggest the occurrence of surface blooms, possibly from some CYANOPHYCEAE species, considering general water characteristics during that period, such as high turbidity and high nutrient load. Phytoplankton blooms have great impact on water reuse, such as a decrease in leisure opportunities, not only because of aesthetic values (unpleasant smell and color from scum), but also because of toxins that some cyanobacteria produce.

4. CONCLUSIONS

The results suggest that the ratio TM4/TM3 can be applied to assess broad classes of water trophic states. The simulated TM band ratios provided a reliable method to relate band ratios intervals to chlorophyll- α concentration intervals, indicating that this ratio can be used as a trophic index surrogate.

In spite of the stochastic selection of the TM4/TM3 band ratio as the best input variable to estimate chlorophyll- α concentration, the results are in agreement with the literature. This ratio is linked to the physical interaction between the light field and the phytoplankton because it associates an increase in TM4/TM3 ratio with an increase in chlorophyll- α concentration in water. In eutrophic environments, where there is surface blooming, an increase in chlorophyll- α concentration is associated with an increase both in NIR reflectance and in the absorption in the red band. A ratio using these bands, therefore, is particularly favorable to the identification of eutrophic areas in continental water systems with low inorganic particles turbidity, such as Ibitinga Reservoir.

Application of the classification system developed for Londe's data (2008) showed consistent results for an October 11, 2005 image.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

To Dr. Maria do Carmo Calijuri, CAPES (Processo 1773/05-4) and FAPESP (Processos 04/15901-4 e 08/56252-0).

6. REFERENCES

- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M. Remote sensing of the water properties of the Amazon floodplain lakes: the time delay effects between in-situ and satellite data acquisition on model accuracy. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT: SUSTAINING THE MILLENNIUM DEVELOPMENT GOALS, 33., Stresa, 2009. **Proceedings...** Stresa: European Commission; Joint Research Centre, 2009.
- CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes**. Minneapolis: Limnological Research Center, University of Minnesota, 1974. 17 p. (Contribution No. 141).
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361- 369, 1977.
- CARVALHO, F. T.; VELINI, E. D.; CAVENAGHI, A. L.; NEGRISOLI, E.; CASTRO, R. M. Influência da turbidez na água do Rio Tietê e a ocorrência de plantas aquáticas. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 359-362, 2005.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **CETESB estende controle de poluição a 106 municípios**. São Paulo, 1978. 6p.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration 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>
- DALL'OLMO, G.; GITELSON, A.; RUNDQUIST, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 18, 2003. <http://dx.doi.org/10.1029/2003GL018065>
- DALL'OLMO, G.; DILLON, P. J. A critical review of vollenweider's nutrient budget model and other related models. **Water Resources Bulletin**, v. 10, p. 969-989, 1974. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1974.tb00617.x>
- DEERING, D. W. 1989. Field measurements of bidirectional reflectance. G. Asrar (Ed.), **Theory and Applications of Optical Remote Sensing**, Wiley, New York (1989), pp. 14-65.
- DILLON, P. J. A critical review of vollenweider's nutrient budget model and other related models. **Water Resources Bulletin**, v. 10, p. 969-989, 1974.
- DILLON, P. J. The phosphorus budget of Cameron Lake: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy in lakes. **Limnology and Oceanography**, Ontario, v. 19, p. 28-39, 1975.
- DILLON, P. J.; KIRCHNER, W. B. The effects of geology and land use on the export of Phosphorus from Watersheds. **Water Research**, v. 9, p. 135-148, 1975. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90002-0](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(75)90002-0)
- DUAN, H.; ZHANG, Y.; ZHANG, B.; SONG, K.; WANG, Z. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 129, p. 295-308, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9362-y>
- DUGGIN, M. J.; PHILIPSON, W. R. 1982. Field measurement of reflectance: some major considerations. **Applied Optics**, 21: 2833-2840.
- GALO, M. L. B. T.; VELINI, E. D.; TRINDADE, M. L. B.; SANTOS, S. C. A. Uso do sensoriamento remoto orbital no monitoramento da dispersão de macrófitas nos reservatórios do complexo Tietê. **Planta Daninha**, v. 20, p. 7-20, 2002.
- GEORGE, D. G. The airborne remote sensing of phytoplankton chlorophyll in the lakes and tarns of the English Lake District. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, n. 9, p. 1961-1975, 1997. <http://dx.doi.org/10.1080/014311697217972>
- GEORGE, D. G.; MALTHUS, T. J. Using a compact airborne spectrographic imager to monitor phytoplankton biomass in a series of lakes in north Wales. **The Science of the Total Environment**, v. 268, p. 215-226, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00694-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00694-X)

- GITELSON, A.; DALL'OLMO, G.; MOSESA, W.; RUNDQUISTA, D. C.; BARROWB, T.; FISHERD, T. R.; et al. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. **Applied Optics**, v. 44, n. 3, p. 412-422, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.04.015>
- GITELSON, A. A.; KONDRATYEV, K. Y. Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. **International Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 3, p. 373-385, 1991. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169108929659>
- GITELSON, A. A.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W.; RUNDQUIST, D. C.; BARROW, T. FISHER, T. R. et al. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: validation. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3582-3593, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.04.015>
- GIARDINO, C.; BRANDO, V. E.; DEKKER, A. G.; STRÖMBECK, N.; CANDIANI, G. Assessment of water quality in lake Garda (Italy) using hyperion. **Remote Sensing of Environment**, v. 109, n.2, p. 183-195, 2007.
- GONS, H. J.; RIJKEBOER, M.; RUDDICK, K. G. A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (medium resolution imaging spectrometer) of inland and coastal waters. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 947-951, 2002. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/24.9.947>
- GUIMARÃES JR., C.; LEOPOLDO, R. R.; CURZ, J. A.; FONTANA, S. C. Aspectos limnológicos do reservatório de Ibitinga-SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 89-103. 1998.
- KAUFMAN, Y. J.; WALD, A. E.; REMER, L. A.; GAO, B.C.; LI, R. R.; FLYNN, L. The MODIS 2.1- μ m Channel-Correlation with Visible Reflectance for Use in Remote Sensing of Aerosol. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, p. 1286-1298, 1997.
- KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3. ed. Cambridge: Cambridge University, 2011.
- LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 223f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/08.18.12.14>>. Acesso em: 10 de maio 2012.
- LONDE, L. R.; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto ao estudo do fitoplâncton de águas interiores. In: ALCÂNTARA, E.; NOVO, E. M. L. M.; STECH, J. L. (orgs.). **Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos**. Rio de Janeiro: Parêntese, 2011. p. 219-254.
- LUZIA, A. P. Estrutura organizacional do phytoplankton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê- Jacaré (UGRHI-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e trophic state. 2009. Tese (Ph.D.) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.
- MALTHUS, T. J.; DEKKER, A. G. First derivative indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. **Environment International**, v. 21, n. 2, p. 221-232, 1995. [http://dx.doi.org/10.1016/0160-4120\(95\)00012-7](http://dx.doi.org/10.1016/0160-4120(95)00012-7)

- MAYO, M.; GITELSON, A.; YACOBI, Y. Z.; BEN-AVRAHAM, Z. Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 16, n. 1, p. 175-182, 1995. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169508954386>
- MILTON, E. J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1927, 1987. <http://dx.doi.org/10.1080/01431168708954818>
- MITTENZWEY, K.H.; ULLRICH, S.; GITELSON, A. A.; KONDRATIEV, K. Y. Determination of chlorophyll a of Inland Waters on the basis of spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 1, p. 147-149, 1992.
- MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics**, v. 38, p. 7442-7455, 1999. <http://dx.doi.org/10.1364/AO.38.007442>
- MOONEY, C. Z. **Monte Carlo simulation**. Newbury Park: Sage, 1997. (Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Science).
- MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Satellite estimation of Chlorophyll-a concentration using the red and NIR Bands of MERIS-The Azov Sea Case Study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 4, p. 845-849, 2009. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045005>
- MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; PERK, R. L.; GURLIN, D.; RUNDQUIST, D. C.; LEAVITT, B. C. et al. Estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters using airborne hyperspectral data. **Water Research**, v. 46, n.4, p. 993-1004, 2012a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.068>
- MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; SAPRYGIN, V.; POVAZHNYI, V. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters — The Azov Sea case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 121, n. 6, p. 118-124, 2012b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.024>
- NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C.; FREITAS, R. M.; SHIMABUKURO, Y. E.; MELACK, J. M.; PEREIRA FILHO, W. Seasonal changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. **Limnology**, v. 7, p. 153-161, 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10201-006-0179-8>
- NOVO, E. M. L. M.; STECH, J. L. (orgs.). *Novas tecnologias para o monitoramento e estudo de reservatórios hidrelétricos e grandes lagos*. Rio de Janeiro: Parêntese, 2011. p. 219-254.
- NUSH, E.A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beach**. Stuttgart, v. 14 p.14-36. 1980.
- NUSH, E.A.; PALME, G. Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. **GwfWasser/Abwasser**, v. 116 p.562-565. 1975.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. **Eutrophication of water: monitoring, assessment and control**. Paris, 1982.

- RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M.; SCHIEBE, F. R. The relationship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in Moon Lake, Mississippi. **Remote Sensing of Environment**, v. 33, n. 2, p. 137-148, 1990. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(90\)90039-O](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(90)90039-O)
- STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology, In: TUNDISI, J.G.; STRAŠKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos:** International Institute of Ecology; Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 385-410.
- SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: models and methods for image processing.** San Diego: Academic Press, 2007. 515p.
- TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M. C.; AGUDO, S. J.; GARCIA, E. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** São Paulo: CETESB, 34p. 1983.
- TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais.** São Paulo: CETESB, 1990. 43p. Relatório Técnico.
- TUCKER, J.; GRANT, D. M.; DYKSTRA, J. D. NASA's global orthorectified Landsat data set. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 70, p. 313-322, 2004.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON HÄLING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 159-172, 2008.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Summary analysis of the North American (U.S. Portion) OECD eutrophication project: nutrient loading – lake response relationships and trophic state indices.** Corvallis, 1978. (EPA-600/3-78-008, Ecological Research Series).
- VALERIANO, M. M. **Topodata: guia de utilização de dados geomorfométricos locais.** São José dos Campos: INPE, 2008.
- VIEIRA, M. S.; FERREIRA, J. R. P.; CASTRO, M. G.; ROCHA, A. A. Aspectos da química da água e do sedimento do reservatório de Ibatinga (São Paulo- Brasil - 21° 45' S e 48° 50' W). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 77-91, 2002.
- VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.** Paris: UNESCO, 1968. (OECD Technical Report, DAS/CSI/68)
- YACOBI, Y. Z.; MOSES, W. J.; KAGANOVSKY, S.; SULIMANI, B.; LEAVITT, B. C. and GITELSON, A. A. NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. **Water Research**, v. 45, n. 7, p. 2428-2436, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.02.002>
- ZIMBA, P. V.; GITELSON, A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: model tuning and accuracy optimization. **Aquaculture**, v. 256, n. 1-4, p. 272-286, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.02.038>

Interaction between GIS and hydrologic model: A preliminary approach using ArcHydro Framework Data Model

doi: 10.4136/ambi-agua.1251

Received: 29 Nov. 2013; Accepted: 16 Dec. 2013

Silvio Jorge C. Simões

Universidade Estadual Paulista (UNESP) - Campus São José dos Campos, SP, Brazil

Departamento de Engenharia Ambiental

Instituto de Ciência e Tecnologia - ICT

*Autor correspondente: e-mail: silvio.simoess@ict.unesp.br

ABSTRACT

In different regions of Brazil, population growth and economic development can degrade water quality, compromising watershed health and human supply. Because of its ability to combine spatial and temporal data in the same environment and to create water resources management (WRM) models, the Geographical Information System (GIS) is a powerful tool for managing water resources, preventing floods and estimating water supply. This paper discusses the integration between GIS and hydrological models and presents a case study relating to the upper section of the Paraíba do Sul Basin (Sao Paulo State portion), situated in the Southeast of Brazil. The case study presented in this paper has a database suitable for the basin's dimensions, including digitized topographic maps at a 50,000 scale. From an ArcGIS®/ArcHydro Framework Data Model, a geometric network was created to produce different raster products. This first grid derived from the digital elevation model grid (DEM) is the flow direction map followed by flow accumulation, stream and catchment maps. The next steps in this research are to include the different multipurpose reservoirs situated along the Paraíba do Sul River and to incorporate rainfall time series data in ArcHydro to build a hydrologic data model within a GIS environment in order to produce a comprehensive spatial-temporal model.

Keywords: geospatial analysis, water resource management, Paraíba do Sul Basin.

Interação entre SIG e modelo hidrológico: Uma abordagem preliminar usando o ArcHydro Framework Data Model

RESUMO

Em diferentes regiões do Brasil, o crescimento populacional e o desenvolvimento econômico podem degradar a qualidade da água comprometendo a saúde das bacias hidrográficas e abastecimento humano. Sistemas de Informação Geográfica (GIS) constituem uma ferramenta poderosa para o gerenciamento dos recursos hídricos, evitando inundações devido à sua capacidade de colocar, em um mesmo ambiente, dados espaciais e temporais que possibilitem a criação de cenários que contribuem para a gestão de recursos hídricos. Este artigo discute a integração entre GIS e modelos hidrológicos e apresenta um estudo de caso que corresponde à parte superior da bacia Paraíba do Sul (porção de São Paulo) situado no Sudeste do Brasil. O estudo de caso apresentado neste artigo tem um banco de dados que é adequado para a dimensão da bacia incluindo mapas topográficos digitalizados em escala

1:50.000. Neste projeto foi utilizado o ArcGIS®/ArcHydro FrameWork Model Data onde foi criada uma rede de dados topológica para produzir diferentes produtos matriciais. O primeiro mapa derivado do Modelo Digital de Elevação (MDE) foi o mapa direção de fluxo seguido pelo mapa de acumulação de fluxo e mapa de sub-bacias. Os próximos passos desta pesquisa devem incluir os diferentes reservatórios multiusos situados ao longo do rio Paraíba do Sul e incorporar dados de séries temporais de chuvas no ArcHydro com o objetivo de construir um modelo de dados hidrológicos dentro de um ambiente SIG a fim de produzir um modelo completo com componentes espaciais e temporais.

Palavras chaves: análise geoespacial, modelo hidrológico, gerenciamento de recursos hídricos.

1. INTRODUCTION

The management of water resources is naturally a concern of many countries and communities. In different regions of Brazil, population growth and economic development can degrade water quality, compromising watershed health and human supply. Decreases in the availability of water, degradation of water quality, and hydroclimatologic disasters (e.g. floods and landslides) are common in many Brazilian hydrographic basins including the Paraíba do Sul watershed, where several problems directly affect the management of water resources. On the other hand, a cycle of wet and dry years has occurred, leading to extreme floods and long periods of drought in the last decades (Simoes and Barros, 2007).

Because of its ability to not only organize, analyze, and manage geospatial data, but also to contribute to creating models for water resource management (WRM), the Geographical Information System (GIS) is a powerful tool for aiding in flood prevention, water supply estimation, and the management of water resources. For this reason, GIS is ideally suited for WRM activities that need to use spatial and temporal data from different sources. GIS is particularly useful in using different spatial analysis techniques to represent spatial variability related to hydrological cycle elements including precipitation, infiltration, and water quality. (Soares et al., 2012; Faria, 2012)

Because hydrologic phenomena are both spatially and temporally dependent, it is important that GIS and hydrological models integrate geospatial components, such as topographic and soil data, and time series data of precipitation, streamflow and river sedimentation. For this reason, distributed models represent the hydrologic process of the watershed in more detail than lumped models, which do not consider watershed spatial variability (Clark, 1999). However, distributed models are generally more complex, thus requiring more data, more computational resources, and more development time than lumped hydrologic modeling.

A major limitation to in the use of distributed hydrological models in water resource management is the lack of detailed data, especially topographic data. Different distributed hydrological models (e.g. TopModel) use DEM as a primary and essential input to watershed analysis and monitoring. However, in many Brazilian regions, there are no consistent national or regional surveys of topographic data which could provide detailed information about the watershed geomorphology characteristics. However, new geotechnological tools are currently available such as the SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) that is used widely as source of Digital Elevation Model (DEM). The SRTM represents the radar reflective surface; it was collected in 2000 and is now available at a horizontal spatial resolution of 90 meters (averaged from 30 by 30 meters) at vertical increments of 1 meter (Maathuis and Wang, 2006). The data can be downloaded freely (<http://srtm.usgs.gov>), unzipped and processed. For Brazil, INPE has resampled the original SRTM-90 m data by kriging to a 30 m resolution, followed by morphometric analysis using GIS-based algorithms (Valeriano, 2005).

Different distributed hydrological models have been developed for operating within a Geographical Information System and can vary significantly because they could be used for several purposes. As an example, the free ArcHydro model was developed for building hydrologic information systems to synthesize geospatial and temporal water resources data that support hydrologic modeling and analysis (Maidment, 2002). This model has been used for different applications associated with water resources management such as flood analysis, water resource management and stream extraction from DEM ou LIDAR data (Ramroop, 2005; Colson et al., 2006; Kawasaki et al., 2008a, 2008b; Karagiozi et al., 2011). The model is developed as an Add-on to ArcGIS software being used to extract topologic variables from a digital elevation model raster (DEM) for building geometric networks for hydrologic analysis (Dost, 2005; Kraemer and Panda, 2009). The complete model consists of five categories to divide water resource elements, such as network, drainage, channel, hydrography, and time series. The ArcHydro tool generates several datasets that collectively describe the drainage pattern of a catchment. Most watershed managers need this facility for watershed management.

Therefore, the main objective of this study was to develop a preliminary geo-spatial model using the potentiality of integration between ArcGIS® and ArcHydro. The results correspond to the first part of the research and a simplified version of ArcHydro – named ArcHydro Framework – is used to obtain information about river network, watersheds, and monitoring points. The Paraíba do Sul Basin (Sao Paulo State portion), situated in Southeastern Brazil was chosen for this study because it has a large geodatabase available that could be compared with the results of this work.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area characteristics

The study area corresponds to the upper section of the Paraíba do Sul Basin (Sao Paulo State portion), covering an area of close 14,500 km² (CEIVAP, 2011). The Paraíba do Sul River has 1,145 km long and drains 55,400 km² of the Sao Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro states (Figure 1).

Figure 1. Study area (Paraíba do Sul Basin – São Paulo State).

Paraíba do Sul Basin is very important in the history, culture and economy of Brazil with a large amount of urbanization and industrial activity along the Paraíba do Sul River. The basin is characterized by heterogeneous geomorphology, hydrology and soils with elevations varying from about 400 m in alluvial plains up to more than 2400 m in the Mantiqueira mountain ridge. Historically, human activity dramatically transformed the regional landscape, reducing forested areas from nearly 81% to 8.0% over the last 300 years (Fujieda et al., 1997). Currently, the landscape is a complex mosaic of grazing, forest, and urban areas. The population of the Paraíba do Sul Basin was approximately 6,400,000 in 2010 and expanded greatly in the last 30 years (CEIVAP, 2011). Cities continue to expand near or on alluvial plains, contributing to the reduction and elimination of wetland ecosystems and occupying a significant part of the floodplain.

Because of its strategic geographical position, multi-purpose reservoirs (electricity generation, flood control and flow regulation) were built first in the 1950s, and later in the 1970s. Since 1952, water has been diverted from the Paraíba do Sul River into the Guandu River water treatment plant in the Rio de Janeiro State. About 8.7 million people living outside of the basin (in Rio de Janeiro Metropolitan Region) depend on it for water supply. In the study area, mean river discharge is $217\text{m}^3/\text{s}$. The largest withdrawals of water are made for agricultural irrigation ($10.4\text{m}^3/\text{s}$), followed by industrial use, $6.5\text{m}^3/\text{s}$ and domestic use, $3.4\text{m}^3/\text{s}$ (Sao Paulo, 2012). Therefore, the Paraíba do Sul River is an example of complex multipurpose water resource management that links hydropower production to agricultural, industrial and domestic water use.

Previous studies have documented the bimodal character of the annual cycle of precipitation in southeast Brazil (Braga and Molion, 1999), with dry and wet seasons consistent with the transition from tropical to mid-latitude climate regimes. In the Paraíba do Sul Basin, the average annual precipitation is in the order of 1,400 mm, but exhibits large inter-annual variability ranging between 800 mm and 2000 mm. Severe droughts occurred in 1943/1944, 1953-1957, 1963, 1968, 1984, 1994, 1997 and 2001; whereas 1947, 1976, 1983 and 2000, 2008-2010 were exceptionally wet years. Dry and wet spells (1 - 2 years) alternate frequently in the observations.

In 2001, a severe drought was blamed for the severe reduction in water levels in the reservoirs of many Brazilian hydroelectric power plants (Simoes and Barros, 2007). By September 2001, the reservoirs were working at minimum capacity (about 20% of the total volume), evidence of the failure of existing energy and water resource management plans to meet unexpected shortages. The shortage continued until 2004. In contrast, in 2009 a very rainy period began. In January 2010, São Luis do Paraitinga, a small town located about 200 km from São Paulo, was devastated by a flood, and many historical buildings collapsed. In the last three years, other towns of different sizes have been affected along the Paraíba do Sul River.

The region therefore presents a high uncertainty in the long-term assessment of water resources with very high intra- and inter-annual variability in precipitation.

2.2. Database

Several topographic maps are available in the study area (ArcGIS® and AutoCAD® formats) including surveys undertaken at 1:250,000 and 1:50,000 scales covering the entire basin. For the basin size ($13,500\text{km}^2$), this level of topographic scale is suitable and represents a better model than those found in other Brazilian regions. Digitalized topographic maps at a larger scale (1:10,000) are available for only a very small fraction in the basin. The Digital Elevation Model (DEM) was derived from a topographic map at 1:250,000 scale, 30-by-30 minute quadrangle IBGE maps.

2.3. Methodological procedures

Integrating GIS and hydrological models presents a great challenge because is difficult to combine, in the same environment, a non-GIS hydrological model that is coupled to the GIS data input or output data. According Shamsi (2002), the *Integration Method* represents the closest relationship between the GIS and the floodplain models. In this case, two integration approaches are possible: 1) *GIS Model Integration* - all the four tasks of creating model input, editing data, running the model, and displaying output results are available in GIS. 2) *Model Based Integration* - GIS modules are developed in or are called from a computer model

The relationship between ArcGIS® and ArcHydro is an example of GIS model integration because all tasks are developed in the GIS environment. ArcHydro is a hydrologic information system that is a synthesis of geospatial and temporal data supporting hydrologic analysis.

ArcHydro framework is the simplest way of using this software, providing a compact data structure for storing the most important geospatial data. The framework contains geospatial information organized in several levels: geodatabase, feature data set, geometric network, feature class and relationship elements (Figure 2). *Geodatabase* is a Microsoft Access (.mdb) file used as a relational database file; *Feature database set* is a folder that stores feature classes within a geodatabase with a defined map projection and coordinate system; *Geometric Network* is used in topologic operations; *Feature Class* is where the individual geographic features are stored; *Relationship* is where features from one class are related to those in another. In the other words, each watershed, water body, and monitoring point is related to a hydro junction on the network.

Figure 2. The components of the ArcHydro Model.

Source: modified from Maidment (2002).

Therefore, for an ArcHydro project the first step is collect GIS data commonly represented as feature classes, which are collections of geometric objects (points, lines, or polygons) that share common themes and attribute types. A typical resource for hydrological data is the National Hydrography Dataset (NHD) for the United States and HydroWeb/ANA for Brazil. The NHD includes everything necessary for a simple Arc Hydro model. However,

in many regions worldwide, considerable preparation is needed before the database can be loaded into the ArcHydro database.

After preparing the data, a personal geodatabase is created, in which all of the Arc Hydro objects (feature classes, tables) will be stored. During this process, it is important to select a correct projection system and spatial reference frame, which should be one that will accurately represent different geographic areas of the watershed of interest. Geodatabase works best when the feature classes have the correct class names. For that, a Arc Hydro schema is applied, which mainly consists of objects such as feature datasets, feature classes and tables, and relationships among them (for more details, see Maidment, 2000). Figure 3 shows a typical geodatabase with objects that relate to one another. *Hydropoint* represents point features such as gauge station, *Hydroedge* represents line shapefile such as drainage, and *Watershed* represents a polygon feature class, which contains any subdivision of the landscape into drainage areas.

One of the important characteristics of the ArcHydro system is to construct water flow network. The final Arc Hydro Network creates a well-defined topology among polygon features (watershed boundary), lines (drainage system) and points (monitoring points). Therefore, HydroEdge and HydroJunction form a geometric network called HydroNetwork (Figure 3). This way, ArcGIS® can now be used to trace paths between any two network locations. Figure 3 shows the topological connectivity of partial drainage network of the study area near the river outlet.

Figure 3. Drainage network connectivity determined by the flow direction grid in the downstream of the Paraíba do Sul Basin.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The first step in hydrological modeling is to establish a model area by defining the outline of the watershed boundary. Since the model is distributed, which is supposed to describe flow processes in each and every point inside a catchment, a consistent digital elevation model (DEM) is needed to delineate the drainage and to estimate the parameters related to the topography.

In this research, the gridded data is derived from a TIN surface (Figure 4a) using spatial analysis tools available in GIS software. A DEM more appropriately represents land surface and drainage flow, as compared to TIN, because of its regular cell structure. A Hydrology DEM is generated which is a DEM with no sink areas. The sink areas are pixels which have heights that are lower than neighboring pixel values. For drainage analysis to proceed, all sinks need to be filled using available process within the Arc Hydro.

Figure 4. (a) TIN model; (b) Digital Elevation Model (DEM).

This first grid derived from the elevation model grid (DEM) is the flow direction grid (Figure 5a). A flow direction grid consists of values that indicate from which neighboring cell the water will flow. All raster operations involved in the watershed delineation are derived from the premise that water flows downhill according the eight-direction pour point model (Oliveira et al., 2000). It is important to note that the DEM must have enough precision of elevation measurement to support correct flow direction determination. Large extents of flat areas might produce a natural drainage pattern. The Paraíba do Sul Basin could be an example of such a situation, where the floodplain associated with the Paraíba do Sul River occupies an expansive area in the middle of the basin as can be seen in Figure 4a.

Flow accumulation is calculated from the flow direction grid. As highlighted by Oliveira et al. (2000), from the physical point of view the flow accumulation grid is the drainage area measured in units of grid cells. Therefore, it indicates how many cells are upstream or upslope of the current cell. According this model, water in a given cell can flow to one or more of its eight adjacent cells. The resulting flow direction is encoded 1 for East, 2 for Southeast, 4 for South, 8 for Southwest, 16 for West, 32 for Northwest, 64 for North and 128 for Northeast. Flow accumulation has been used along with flow direction, flow length and slope for different applications, such as flood forecasting (Kraus, 2000; Chen et al., 2003). The flow accumulation grid for the Paraíba do Sul Basin clearly shows how drainage areas are accumulated in the downstream sector of the study area (Figure 5a). With a flow accumulation grid, streams may be defined through the use of a threshold drainage area or the flow accumulation value (Oliveira et al., 2000). The cell values are assigned as 1, where there is a stream and “nodata” elsewhere. Therefore, all the stream cells are labeled identically with a value of 1, which were renamed as river channels (Figure 5b).

To define catchments for each stream link, the flow direction grid is used to define the zone of cells whose drainage flows through each stream link (Oliveira et al., 2000). The results of the delineation are stored in a catchment grid. Figure 5c shows catchments and hydrographic reaches for the study area. Note each hydrographic reach has only one catchment. This raster grid may be converted into a set of catchment polygons using ArcHydro (or ArcGIS®) raster-vector conversion functions.

Figure 5. (a) The flow direction grid of the Paraíba do Sul Basin; (b) Drainage lines; (c) Catchment delineation.

4. CONCLUSION

The methodology presented in this paper offers new features that enhance the ability to create more accurate topologically based models of a hydrologic network and its relevant associated attributes. ArcHydro provides a set of objects and features that can be used as a starting point for many water resource projects. On the other hand, the derived data sets obtained from ArcHydro can assist hydrographic basin committees to make better informed decisions regarding the hydrology variables.

The next steps in this research are: a) to include the location of the multipurpose reservoirs situated along the Paraíba do Sul River; b) to incorporate rainfall time series data in ArcHydro to build a hydrologic data model within a GIS environment in order to produce a comprehensive spatial-temporal model.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The author acknowledges the State of Sao Paulo Research Foundation (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP) for the financial support of this research (2009/10573-2).

6. REFERENCES

- BRAGA, B. P. F.; MOLION, L. C. B. Assessment of the impacts of climate variability and change on the hydrology of South America. In: VAN DAM, J. C. (Ed.). **Impacts of climate change and climate variability on hydrological regimes**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 21-35.
- COMITÊ DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL – CEIVAP. **Bacia do Rio Paraíba do Sul – Subsídios às ações de melhoria da gestão 2011**. Resende: AGEVAP/CEIVAP, 2011. Technical Report.
- CHEN, Y.; HU, J.; YU, J. A flash flood forecast model for the Three Gorges basin using GIS and remote sensing. **IAHS publication**, n. 282, p. 282-287, 2003.
- CLARK, M. Putting water in its place: a perspective on GIS in hydrology and water management. In: GURNELL, A. M.; MONTGOMERY, D. R. (Eds.) **Hydrological application of GIS**. Chichester: John Wiley, 1999. p. 3-14.
- COLSON, T. P.; GREGORY, J. D.; MITASOVA, H.; NELSON, S. Comparison of stream extraction models using LIDAR DEMs. In: AWRA SPRING CONFERENCE, 4., 8-10 May 2006, Houston. **Proceedings...** [S.l.]: AWRA, 2006.
- DOST, R. J. J. **Hydrologic information systems as a support tool for water quality monitoring: a case study in Bolivian Andes**. 2005. Thesis (M. S.) - International Institute for Geo-information Science and earth Observation, Enschede, 2005.
- FARIA, D. A. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Guaratinguetá (SP)**. 2012. Thesis (Master) - Graduate Program in Civil and Environmental Engineering, Universidade Estadual Paulista, 2012.
- FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; DE CICCIO, V.; CARVALHO, J. L. Hydrological processes at the subtropical forest catchments of the Serra do Mar, Sao Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 196, p. 26-46, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00015-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00015-2)
- KARAGIOZI, E.; ANDERADAKIS, E.; FOUNTOULIS, I.; KONSTANTINIDIS, A.; NTOUROS, K. Flood hazard assessment based on geomorphological analysis with GIS tools - The case of Laconia (Peloponnesus, Greece). In: SYMPOSIUM GIS, 20114, Ostrava. **Proceedings...** Ostrava: [s.n.], 2011.
- KAWASAKI, A.; TAKAMATSU, M.; HE, J.; ROGERS, P. Potential impact of precipitation and land-cover changes on stream flow in Srepok River Basin in Vietnam and Cambodia: an analysis process for local level water resources adaptation. **ABCD-GIS Working Groups**. Harvard University, 2008a.
- KAWASAKI, A.; HERATH, S.; MEGURO, K. Developing a universal water resource assessment model for sustainable water security: the case of Kanagawa Basin, Japan and the Mekong River Basin. **ABCD-GIS Working Groups**. Harvard University, 2008b.
- KRAEMER, C.; PANDA, S. S. Automating archydro for watershed delineation. GEORGIA WATER RESOURCES CONFERENCE, April 2009, Athens. **Proceedings...** Athens: University of Georgia, 2009.

- KRAUS, R. A. Floodplain determination using ArcView GIS and HEC-RAS. In: MAIDMENT, D.; DJOKIC, D. (Eds.) **Hydrologic and hydraulic: modeling support**. Redland: ESRI Press, 2000. p. 177-189.
- MAATHUIS, B. H. P.; WANG, L. Digital elevation model based hydro - processing. **Geocarto International**, v. 21, p. 21-26, 2006.
- MAIDMENT, D. R. **ArcHydro. GIS for water resources**. Redland: ESRI Press, 2002.
- OLIVEIRA, F.; FURNANS, J.; MAIDMENT, D.; DJOKIC, D.; YE, Z. Drainage systems. In: MAIDMENT, D. R. (Ed.) **ArcHydro. GIS for water resources**. Redlands: ESRI Press, 2000. p. 55-86.
- RAMROOP, S. Flooding analysis strategy using GIS. ESRI INTERNATIONAL USER CONFERENCE, August 2005, San Diego. **Proceedings...** [S.l.]: ESRI, 2005.
- SÃO PAULO (STATE). **Water resources situation in the São Paulo State**. São Paulo: Water and Electrical Energy Department (DAEE), 2012.
- SHAMSI, S. U. GIS application in floodplain management. ESRI INTERNATIONAL USER CONFERENCE, August 2002, San Diego. **Proceedins...** [S.l.]: ESRI, 2002.
- SIMÕES, S. J. C.; BARROS, A. P. Regional climate variability and its effects on Brazil's 2001 energy crisis. **Management Environment Quality**, v. 18, n. 3, p. 263-273, 2007.
- SOARES, P. V.; PEREIRA, S. Y.; SIMÕES, S. J. C.; BERNARDES, G. P.; BARBOSA, S.; TRANNIN, I. The definition of potential areas of infiltration in the Guaratingueta watershed, Southeast Brazil. An integrated approach using physical and land use elements. **Environmental and Earth Sciences**, v. 67, p. 1685-1694, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-012-1610-6>
- VALERIANO, M. M. Modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., May 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 1-8.

Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes

doi: 10.4136/ambi-agua.1176

Received: 28 Aug. 2013; Accepted: 03 Oct. 2013

**Ainhoa Rubio Clemente^{1*}; Edwin Lenin Chica Arrieta²;
Gustavo Antonio Peñuela Mesa¹**

¹Universidad de Antioquia - Medellín, Colombia

Facultad de Ingeniería. Sede de Investigaciones Universitarias (SIU)

Grupo de Diagnóstico y Control de la Contaminación – GDCON

²Universidad de Antioquia - Medellín, Colombia

Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Mecánica

*Autor correspondiente: e-mail: ainhoarubioclem@gmail.com,

echica@udea.edu.co, gpenuela@udea.edu.co

RESUMEN

Los contaminantes orgánicos emergentes conforman un grupo de sustancias muy heterogéneas, cuya característica en común es que causan efectos negativos sobre los organismos acuáticos, por lo que deben de ser eliminados del ambiente. Lamentablemente, los procesos convencionales con los que operan las plantas de tratamiento de aguas residuales, especialmente los de tipo biológico, son ineficientes en la remoción de estas sustancias. Por este motivo, se hace necesaria la evaluación y optimización de tratamientos más eficaces, entre los que se encuentran los procesos de oxidación avanzada y de filtración por membranas. Sin embargo, ambas técnicas presentan inconvenientes que pueden limitar la aplicación individual de las mismas, de modo que podría proponerse la combinación de dichas tecnologías con procesos biológicos como mejor solución para tratar las aguas residuales contaminadas con contaminantes orgánicos emergentes.

Palabras clave: contaminación acuática, biodegradación, procesos de oxidación avanzada.

Processos de tratamento de águas residuárias para a remoção de contaminantes orgânicos emergentes

RESUMO

Os contaminantes orgânicos emergentes formam um grupo de substâncias bastante heterogêneas cuja característica comum é que causam efeitos negativos em organismos aquáticos, por isso, devem ser removidas do meio. Lamentavelmente, os processos convencionais que operam nas plantas de tratamento de águas residuárias, principalmente do tipo biológico, são ineficientes na degradação destas substâncias. Por esta razão, é necessária a avaliação e a otimização dos tratamentos para torná-los mais eficientes, incluindo os processos oxidativos avançados e de filtração por membranas. No entanto, ambas as técnicas têm desvantagens que podem limitar a aplicação isolada delas, de modo que é proposta a combinação dessas tecnologias com processos biológicos como a melhor solução para o tratamento de águas residuárias contaminadas com contaminantes emergentes.

Palavras-chave: poluição da água, biodegradação, processos oxidativos avançados.

Wastewater treatment processes for the removal of emerging organic pollutants

ABSTRACT

Emerging organic pollutants form a very heterogeneous group of substances that have negative effects on aquatic organisms, so they should be removed from the environment. Unfortunately, conventional processes in wastewater treatment plants, especially biological ones, are inefficient in the degradation of these substances. It is therefore necessary to evaluate and optimize the effectiveness of the treatments, including advanced oxidation and membrane filtration processes. However, both techniques have drawbacks that may limit their stand-alone application, so it is proposed that the best solution may be to combine these technologies with biological processes to treat wastewater contaminated with emerging organic pollutants.

Keywords: water pollution, biodegradation, advanced oxidation processes.

1. INTRODUCCIÓN

Se denominan contaminantes orgánicos emergentes (COEs), o nuevos contaminantes, a aquellas sustancias cuya presencia en el ambiente no es necesariamente nueva pero sí la preocupación por las posibles consecuencias de la misma, dado el factor de riesgo que presentan para los seres vivos (Barceló, 2003).

Algunos de estos contaminantes aún no están incluidos en la legislación de ningún país a nivel mundial, o no existe una regulación legal que determine las concentraciones máximas admisibles de los mismos en el ambiente. Sin embargo, en los últimos 10 años han empezado a ser cuantificados en aguas y en otras matrices ambientales, reconociéndose como contaminantes potencialmente peligrosos que pueden producir daños a la población humana y a los ecosistemas, por lo que podrían ser candidatos a ser incluidos en normativas específicas (Barceló, 2003; Kitamura et al., 2005).

La lista de nuevos contaminantes incluye sustancias bioacumulables, persistentes y tóxicas; tales como productos de higiene y cuidado personal, productos farmacéuticos, drogas de abuso, surfactantes, aditivos industriales, y una gran variedad de compuestos químicos. La incidencia y la contribución de riesgo no están aún disponibles para la mayoría de estos contaminantes debido, principalmente, al desafío analítico que impone el gran número de sustancias a monitorear. De ahí, la dificultad de predecir sus efectos sobre la salud del ser humano y del resto de seres vivos (Barceló, 2003; Oller et al., 2011). No obstante, se ha probado que un gran número de COEs son capaces de alterar el sistema endocrino, bloqueando o perturbando las funciones hormonales de los organismos, provocando la feminización y hermafroditismo de los mismos, disminución de la fertilidad y de la eficacia del apareamiento, e incluso pueden incrementar la incidencia de diferentes tipos de cáncer. La Tabla 1 recoge un resumen de los principales efectos que producen algunas de estas sustancias sobre los seres vivos, incluido el ser humano.

Una de las principales fuentes de entrada de estas sustancias al medio son principalmente las aguas residuales no tratadas y los efluentes procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales, las cuales no están actualmente diseñadas para tratar este tipo de sustancias (Petrovic et al., 2003; Andreozzi et al., 2003). Por lo tanto, una alta proporción de estos compuestos entran con una gran toxicidad al medio acuático, alterando acuíferos y sistemas fluviales y marinos entre otros (Dougherty et al., 2010).

Tabla 1. Efectos sobre los seres vivos de los principales grupos de COEs.

COEs	Aplicaciones	Efectos sobre la salud
Fármacos y drogas de abuso	Esteroides y anticonceptivos	Feminización en machos ^a .
	Antibióticos (sulfonamidas, penicilina, tetraciclinas, etc.)	Resistencia microbiana. Alteración de la cadena trófica ^a .
Aditivos industriales	Bisfenol-A (fabricación de plásticos)	Actividad estrogénica en ratas y hormonal en seres humanos. Aumento del riesgo de cáncer de mama ^a . Agente anti-andrógeno. Provoca feminización en machos ^a .
	Ftalatos (fabricación de plásticos, juguetes para bebés y suelos)	Alteraciones en el embarazo y abortos involuntarios ^a .
	Alquilfenoles (fabricación de detergentes)	Alteraciones en el desarrollo del proceso reproductivo ^a .
Productos de higiene y cuidado personal	Fragancias con almizcle	Poder cancerígeno en roedores ^a .
	Parabenos (agentes bactericidas y antifúngicos en comidas y cosméticos)	Actividad estrogénica ^a .
	Desinfectantes y antisépticos (fabricación de pastas de dientes, jabón de manos y cremas para el acné; ej. triclosan)	Resistencia microbiana y biocida ^a .
Surfactantes	Compuestos perfluorados (ej ácido perfluorooctanoico)	Cancerígeno ^b .

Fuente: ^aBolong et al., 2009; ^bFarré et al., 2008

Aunque estas sustancias están presentes en las aguas en bajas concentraciones, pueden llegar a tener un importante impacto en los ecosistemas. Por ello, es necesario evaluar tratamientos que en lo posible sean económicamente viables, fáciles de emplear, y principalmente eficientes en la remoción de estos contaminantes. Actualmente, los procesos de oxidación avanzada y de filtración por membranas, así como la combinación de estas tecnologías con sistemas biológicos, como es el caso de los bioreactores de membrana, se encuentran entre los tratamientos que están siendo evaluados para la eliminación de COEs (Oller et al., 2011).

A continuación, se presenta una breve descripción de los tratamientos biológicos convencionales, así como de la aplicabilidad de los mismos y de su combinación con procesos de oxidación avanzada y de filtración por membranas para la eliminación y/o reducción de COEs de las aguas residuales.

2. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS PARA LA ELIMINACIÓN DE COEs

Los procesos para la remoción de contaminantes de las aguas pueden ser de tipo físico, químico o biológico. Los tratamientos biológicos emplean microorganismos (bacterias, hongos, protozoos y algas) para llevar a cabo la eliminación de aquellos componentes indeseables del agua, aprovechando su actividad metabólica, y obtener, así, un efluente final que pueda ser vertido al medio (Oller et al., 2011).

Los procesos de biodegradación se llevan a cabo en reactores biológicos. El diseño y las condiciones de operación de los mismos (pH, temperatura y carácter aerobio o anaerobio del

sistema) buscan mantener en cada momento las condiciones óptimas para el crecimiento microbiano. Considerando estos aspectos, existen múltiples formas de operar dependiendo de las características del agua y de la carga orgánica a tratar (Oller et al., 2011). Dentro de las distintas modalidades de tratamiento se encuentran los procesos biológicos aerobios y anaerobios. Los sistemas aerobios, a su vez, presentan distintas posibilidades de operación, tales como: (1) procesos de lodos activos, con diferentes variantes: aireación prolongada, contacto-estabilización y reactor discontinuo secuencial, entre otros; (2) cultivos fijos, en los que los microorganismos se inmovilizan en la superficie de materiales sólidos (biomasa soportada), destacándose los filtros percoladores, también conocidos como lechos bacterianos o filtros biológicos (Kitamura et al., 2005). Por su parte, los procesos biológicos anaerobios, como los UASBs, son complejos. En ellos intervienen bacterias, tanto anaerobias estrictas como facultativas; las cuales, a través de una serie de etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) y en ausencia de oxígeno, degradan los compuestos orgánicos, produciendo metano y dióxido de carbono, principalmente (Kitamura et al., 2005).

A pesar de que en la actualidad los tratamientos biológicos se han catalogado como la tecnología más viable en el tratamiento de aguas residuales domésticas y de algunas industriales, de la revisión de la literatura actual se deduce que estos sistemas sólo generan una eliminación parcial de los COEs; siendo la mayoría de los mismos descargados al medio receptor. Por ejemplo, Johnson y Sumpter (2001) revelaron que los lodos activos y los filtros percoladores, a pesar de que pueden convertir rápidamente compuestos orgánicos en biomasa, solamente son capaces de eliminar una parte de dichos contaminantes. Por su parte, Urase y Kikuta (2005), utilizaron el proceso de lodos activos para la eliminación de fármacos como el diclofenaco y el ibuprofeno, transformándose en especies iónicas y permaneciendo en la línea de aguas. Para su eliminación, se requirió el empleo de condiciones ácidas, condiciones en las que no es posible llevar a cabo procesos de degradación biológica. De igual modo, Mastrup et al. (2001) concluyeron que los procesos de biodegradación eliminan menos del 10% de los estrógenos naturales y sintéticos del afluente y, aunque se absorbe una cantidad considerable de los mismos en la línea de fangos, la mayor parte de ellos siguen siendo solubles en el efluente.

Estudios realizados en Canadá (Servos et al., 2005) y Brasil (Ternes et al., 1999) relativos a la utilización de filtros biológicos, revelaron la incapacidad de dichos procesos de retener COEs debido al bajo tiempo de retención de lodos (TRL) y de retención hidráulica (TRH) con los que operan. Un aumento de ambos tiempos de retención, se traduce en un aumento de la eficacia de eliminación de tales sustancias. Asimismo, Clara et al. (2005), señalaron que podrían conseguirse efluentes con bajos niveles de concentración de los COEs operando con un TRL mayor a 10 días a una temperatura de 10 °C. Servos et al. (2005) observaron que plantas con un TRH mayor a 27 días y un TRL mayor a 35 días tienen, aparentemente, mayores tasas de eliminación de sustancias con actividad estrogénica. De este hecho se deduce que operar con grandes tiempos de retención contribuye a mejorar la remoción de este tipo de sustancias; si bien, deberá evaluarse la aplicabilidad efectiva de grandes tiempos de retención a escala industrial.

Por otro lado, se ha demostrado que el grado de nitrificación afecta a los sistemas de tratamiento biológico e influye en la eliminación de COEs (Servos et al., 2005). Este hecho es indicativo de que la nitrificación contribuye a la mejora de la diversidad microbiana y de sus condiciones de crecimiento, mejorando la eficacia de los procesos de transformación biológica. De hecho, previamente, Layton et al. (2000) encontraron que aquellos fangos con bajo grado de nitrificación presentaban bajo poder de degradación del etinilestradiol. Además, ese mismo año, Vader et al. (2000) analizaron fangos con bajo y alto grado de nitrificación, demostrando que aquellos fangos con bajo grado no eran capaces de degradar esta sustancia.

De este modo, los sistemas biológicos convencionales, al igual que sucede con los tratamientos físico-químicos tradicionales, como la coagulación y floculación, no son capaces de remover y degradar completamente COEs (Bolong, 2009).

3. ALTERNATIVAS AL EMPLEO DE PROCESOS BIOLÓGICOS CONVENCIONALES

En los últimos años, se ha estudiado el empleo tanto de procesos de oxidación avanzada como de filtración por membranas, como alternativas al uso de tratamientos biológicos convencionales para el tratamiento de COEs.

3.1. Procesos de filtración por membranas

Los procesos de filtración por membranas consisten en el empleo de membranas con distintos tamaños de poro (microfiltración (MF), 1-0.1 μm ; ultrafiltración (UF), 0.1-0.01 μm ; nanofiltración (NF), 0.01-0.001 μm), así como de membranas selectivas semipermeables (ósmosis inversa (OI), tamaño de poro $< 0.001 \mu\text{m}$).

En los últimos tiempos, la aplicación de membranas para el tratamiento de aguas ha aumentado considerablemente. Una de las grandes ventajas que presentan estos sistemas de filtración es que son capaces de retener un gran número de sustancias contaminantes en las aguas, entre ellos los COEs; sin embargo, no permiten la degradación de las mismas, por lo que dichos contaminantes se concentran en forma de residuos sólidos, requiriendo de un tratamiento adicional posterior, y, por tanto, encareciendo los costos del proceso (Homem y Santos, 2011).

En este sentido, y con el fin de superar estas limitaciones, los bioreactores de membrana se posicionan como una de las tecnologías más competitivas capaces de degradar contaminantes como los COEs.

3.1.1. Bioreactores de membrana (BRMs)

Los BRMs pueden definirse como aquellos sistemas en los que se combina la filtración por membranas con la degradación biológica, usando fangos activos (Mutamim et al., 2012), consiguiendo tanto la retención física de los contaminantes como su biodegradación.

En un BRM, el proceso de filtración puede estar situado en el exterior o en el interior del reactor biológico; por tanto, existen dos configuraciones posibles: (1) bioreactores con membrana externa (BRMEs) y (2) bioreactores con membrana sumergida (BRMSs). De éstos, los BRMSs, podrían considerarse como sistemas más asequibles para el tratamiento de contaminantes de las aguas residuales (Mutamim et al., 2012). Por otro lado, los BRMs, al igual que los procesos biológicos convencionales, pueden ser anaerobios o aerobios, siendo los primeros menos eficientes en la degradación de contaminantes (Mutamim et al., 2012).

Se ha probado que los BRMs tienen muchas ventajas en comparación con los procesos biológicos convencionales, entre las que se encuentran: (1) la unidad de tratamiento es de pequeño tamaño; (2) la producción de fangos es reducida y la calidad del efluente es alta, con posibilidades de reutilización; (3) son sistemas que presentan flexibilidad de operación; (4) son capaces de resistir altas cargas orgánicas; y (5) presentan gran capacidad para retener y degradar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos (Mutamim et al., 2012).

En la actualidad, existen bastantes artículos que reportan el uso de los BRMs para el tratamiento de aguas residuales tanto urbanas como industriales; no obstante, hay pocos trabajos que describan cómo es el comportamiento de los COEs en el interior de un bioreactor de membrana. Si bien, diversos autores han probado la eficiencia de estos sistemas en la remoción de ciclofosfamida y ciprofloxacina, mediante el empleo de un BRM con MF y UF (Zaviska et al., 2013); de antibióticos del grupo de las quinolonas, utilizando un BRM aerobio

(Dorival-García, 2013); o de bisfenol-A, a partir de un BRMS con UF, consiguiendo en este caso remociones del orden del 99% (Seyhi et al., 2013); entre otros COEs.

Como sucede con los procesos biológicos convencionales, además del pH, temperatura y comunidad microbiana que opera en el reactor, el TRL es uno de los parámetros de mayor relevancia en el funcionamiento de estas tecnologías. Mayores TRLs consiguen mayores tasas de degradación de COEs, como demostraron Tambosi et al. (2010) en sus estudios con diversos tipos de fármacos y antibióticos.

Por otro lado, las propiedades físico-químicas de los COEs juegan un importante papel en la capacidad de adsorción de estas sustancias por parte de la biomasa de los BRMs para su posterior degradación. Los compuestos hidrofóbicos (ej. bisfenol-A y antibióticos del grupo de los macrólidos) tienen tendencia a ser adsorbidos en el fango, al igual que los compuestos cargados positivamente, pues la biomasa está cargada negativamente (Dolar et al., 2012; Seyhi et al., 2013). En cuanto a los COEs medianamente solubles en agua y con limitada biodegradabilidad (ej. sulfametoxazol), serán parcialmente removidos. Por su parte, aquellos compuestos hidrofílicos y rápidamente metabolizables (ej. metronidazol) serán fácilmente degradados (Dolar et al., 2012). Sin embargo, cuando los compuestos son altamente hidrofílicos y no metabolizables no serán retenidos ni degradados por un BRM. En este sentido, podría plantearse la posibilidad de acoplar un BRM como pre-tratamiento a un proceso de ósmosis inversa, donde la exclusión por tamaño y las fuerzas electrostáticas se encargarían de retener dichos contaminantes (Dolar et al., 2012). En este caso, dado que se trata de un proceso combinado, el volumen de fangos generados sería menor que si se tratara de un proceso de OI aislado; si bien, sigue sin solucionarse el problema de la contaminación, lo cual deberá ser tenido en cuenta en futuras aplicaciones a nivel industrial.

Además de la incapacidad de degradar sustancias muy solubles en agua y recalcitrantes, los BRMs, como el conjunto de procesos de filtración por membranas, presentan entre sus desventajas la colmatación de la membrana y los altos costos de operación y mantenimiento del equipo (Le-Clech, 2006). Con el fin de evitar que se lleve a cabo este fenómeno de colmatación, el empleo de procesos de oxidación avanzada como pre-tratamiento a los BRMs podría posicionarse como una de las alternativas más prometedoras para el tratamiento de efluentes con COEs.

3.2. Procesos de oxidación avanzada (POAs)

Hoy en día, existen evidencias de que los POAs pueden ser uno de los sistemas más eficientes para la eliminación de contaminantes (Oller et al., 2011).

Los POAs fueron definidos por Glaze et al. (1987) como aquellos procesos químicos en los que se generan radicales hidroxilo (OH), los cuales actúan como fuertes oxidantes, capaces de degradar una gran cantidad de contaminantes orgánicos (Glaze et al., 1987; Munter, 2001).

En rasgos generales, los POAs consisten en la aplicación de un agente oxidante (O_3 , H_2O_2 , etc.) combinado con un agente catalítico (TiO_2 , Fe^{2+} , Fe^{3+} , etc.) y la posibilidad de utilizar una fuente de energía (radiación UV, energía eléctrica y/o ultrasonidos), siendo los procesos más comunes: la fotocatálisis heterogénea con TiO_2 , el proceso Fenton y foto-Fenton, el sistema UV/ H_2O_2 , la ozonización, y la electro-oxidación.

Se han reportado diversos estudios que demuestran la eficacia de los POAs en el tratamiento de efluentes con COEs. Entre ellos, cabe citar los estudios realizados por Chiang et al. (2004), sobre la degradación del bisfenol-A a partir de fotocatálisis heterogénea con TiO_2 , encontrando su completa degradación y mineralización a pH 3 tras 120 minutos de reacción. En lo que se refiere al tratamiento de antibióticos, se ha investigado la aplicabilidad del proceso Fenton y foto-Fenton, entre otros sistemas, para la remoción de sulfonamidas, tetraciclinas, metronidazol y β -lactamasas (Arslan-Alaton et al., 2004; Shemer et al., 2006;

Bautitz y Nogueira, 2007). Los resultados de estos estudios muestran que el proceso foto-Fenton proporciona mejores grados de remoción de estas sustancias en comparación con el proceso Fenton, probablemente debido a la mayor cantidad de radicales hidroxilo libres generados (Pignatello et al., 2006).

Una de las ventajas más importante de estas tecnologías es su capacidad de oxidar contaminantes refractarios, resistentes a ser degradados por otros métodos convencionales. Sin embargo, estos sistemas presentan limitaciones en el tratamiento de aguas con altas cargas orgánicas y, aunque suelen operar a presión y temperaturas cercanas a las condiciones ambientales, su costo es elevado, en particular, por el consumo energético y por el costo de los reactivos a utilizar. Además, los subproductos formados durante los procesos de reacción pueden ser más tóxicos y resistentes a su completa degradación química que los compuestos de origen. Tal es el caso del uso de O_3 para la degradación de COEs, pues a pesar de que alcanza altos grados de remoción, el porcentaje de mineralización no es demasiado alto y se generan subproductos de degradación que pueden llegar a ser mucho más tóxicos que los compuestos de partida, como se recoge en el trabajo realizado por Homem y Santos (2011).

Como consecuencia de estos inconvenientes, y con el fin de abaratar costos, se han reportado diversas investigaciones que combinan los POAs con procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales. La posición que puede ocupar el POA, actuando como post-tratamiento o pre-tratamiento del sistema biológico, va a depender de la naturaleza, concentración y toxicidad asociada al COE que se desee eliminar en cada caso. Por ejemplo, si el COE a eliminar es de alta toxicidad, el sistema biológico será posterior al POA; por el contrario, si el afluente a tratar presenta alta carga orgánica, con compuestos fácilmente biodegradables, pero con algunos recalcitrantes y no tóxicos, lo recomendable es utilizar en primer lugar el proceso biológico, para seguir con el POA. A modo de ejemplo, destaca el trabajo realizado por Arslan-Alaton et al. (2004), quienes utilizaron la ozonización y el sistema O_3/H_2O_2 a diferentes concentraciones antes de someter un efluente con penicilina a un tratamiento biológico de lodos activos. El resultado de esta investigación fue la eliminación del 83% de la DQO no biodegradable. Por su parte, Gunnarsson et al. (2009) realizaron el tratamiento de sustancias estrógenas en un proceso combinado de ozonización y reactor de lecho móvil después de haber sido sometido a un tratamiento convencional de lodos activos.

Así, la combinación de POAs con sistemas biológicos podría minimizar costos en las tareas de reducción del grado de contaminación del agua, al optimizar el costo de los reactivos utilizados por las tecnologías de oxidación y el tiempo empleado por parte de los distintos tratamientos biológicos. Incluso, cabe destacar que estas mismas ventajas se potencian cuando se combinan POAs con BRMs, ya que los BRMs son más eficientes que los sistemas biológicos convencionales.

4. CONCLUSIONES

La existencia de contaminantes emergentes en el ambiente es un hecho que no puede ser ignorado debido a los efectos adversos que presentan sobre el ser humano y el resto de seres vivos. Es por ello que se requiere de su continua monitorización, regulación y eliminación de los cuerpos de agua.

Como se ha visto, existen evidencias que demuestran que los sistemas convencionales de tratamiento biológico en la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes de los sistemas acuáticos es insuficiente. De modo que se hace necesaria la aplicación de técnicas eficientes en la eliminación de estas sustancias, tales como los POAs y los procesos de filtración por membranas.

La aplicación de estas alternativas permite obtener resultados satisfactorios en la remoción de contaminantes orgánicos. Sin embargo, cada una de ellas presenta

inconvenientes asociados. En el caso de los POAs, a pesar de que algunos de ellos son capaces de aprovechar la radiación solar, suelen ser tecnologías bastante costosas y en ocasiones generan subproductos más persistentes y tóxicos que los compuestos originales. Por su parte, los procesos de filtración por membranas pueden sufrir colmatación cuando se tratan efluentes con altas cargas orgánicas, y además, tienen el problema de la generación de un nuevo residuo sólido, el cual debe de seguir un tratamiento adicional posterior.

Por todo ello, la combinación de POAs y procesos de filtración por membranas con sistemas de tipo biológico se postula como una posible alternativa para la eliminación de COEs.

5. REFERENCIAS

- ANDREOZZI, R.; RAFFELE, M.; NICKLAS, P. Pharmaceuticals in STP effluents and solar photodegradation in aquatic environment. **Chemosphere**, n. 50, p. 1319–1330, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00769-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00769-5)
- ARSLAN-ALATON, I.; DOGRUEL, S.; BAYKAL, E.; GERONE, G. Combined chemical and biological oxidation of penicillin formulation effluent. **Journal of Environment Manager**, v. 73, n. 2, p. 155-163, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.06.007>
- BARCELÓ, D. Emerging pollutants in water analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 22, n. 10, p. 14-16, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)01106-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0165-9936(03)01106-3)
- BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P. Degradation of tetracycline by photo-Fenton process-solar irradiation and matrix effect. **Journal of Photochemistry and Photobiology A**, v. 187, p. 33-39, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jphotochem.2006.09.009>
- BOLONG, N.; ISMAIL, A. F.; SALIM, M. R.; MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. **Desalination**, v. 239, p. 229-246, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>
- CHIANG, K.; LIM, T. M.; TSEN, L.; LEE, C. C. Photocatalytic degradation and mineralization of bisphenol A by TiO₂ and platinized TiO₂. **Applied Catalysis A: General**, 261, pp. 225-237, 2004.
- CLARA, M.; STRENN, B.; GANS, O.; MARTINEZ, E.; KREUZINGER, N.; KROISS, H. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 39, p. 4797-4807, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.015>
- DOLAR, D.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; MORENO, J.; COMAS, J.; RODRIGUEZ-RODA, I. et al. Removal of emerging contaminants from municipal wastewater with an integrated membrane system, MBR-RO. **Journal of Hazardous Materials**, v. 239-240, p. 64-69, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.029>

- DORIVAL-GARCÍA, N.; ZAFRA-GÓMEZ, A.; NAVALÓN, A.; GONZÁLEZ, J., VILCHEZ, J. L. Removal of quinolone antibiotics from wastewaters by sorption and biological degradation in laboratory-scale membrane bioreactors. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 217-328, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.026>
- DOUGHERTY, J.; SWARZENSKI, P.; DINICOLA, R.; REINHARD, M. Occurrence of herbicides and pharmaceutical and personal care products in surface water and groundwater around Liberty Bay, Puget Sound, Washington. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, p. 1173-1180, 2010. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2009.0189>
- FARRÉ, La M.; PÉREZ, S.; LANTIANI, L.; BARCELÓ, D. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 11, p. 991-1007, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.010>
- GLAZE, W. H.; KANG, J. W.; CHAPIN, D. H. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 9, n. 4, p. 335-352, 1987. <http://dx.doi.org/10.1080/01919518708552148>
- GUNNARSSON, L.; ADOLFSSON-ERICI, M.; BJÖRLENIUS, B.; RUTGERSSON, C.; FÖRLIN, L.; LARSSON, D. Comparison of six different sewage treatment processes reduction of estrogenic substances and effects on gene expression in exposed male fish. **Science Total Environmental**, v. 407, n. 19, p. 5235-5242, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.018>
- HOMEM, V.; SANTOS, L. Degradation and removal methods of antibiotics form aqueous matrices – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2304-2347, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>
- JOHNSON, A. C.; SUMPTER, J. P. Removal of endocrine-disrupting chemicals in activated sludge treatment works. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 24, p. 4697-4703, 2001. <http://dx.doi.org/10.1021/es010171j>
- KITAMURA, S.; SUZUKI, T.; SANO, S.; KOHTA, R.; JINNO, N.; SUGIHARA, K. et al. Comparative Study of the Endocrine-Disrupting Activity of Bisphenol A and 19 Related Compounds. **Toxicological Sciences**, v. 84, n. 2, p. 249-259, 2005. <http://dx.doi.org/10.1093/toxsci/kfi074>
- LAYTON, A.; GREGORY, B.; SEWARD, J.; SCHULTZ, T.; SAYLER, G. Mineralization of steroidal hormones by biosolids in wastewater treatment system in Tennessee USA. **Environmental Science & Technology**, v. 34, p. 3925-3931, 2000. <http://dx.doi.org/10.1021/es9914487>
- LE-CLECH, P.; CHEM, V.; FANE, T. A. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, p. 17-53, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2006.08.019>
- MASTRUP, M.; JENSEN, R. L.; SCHAFER, A. I.; KHAN, S. Modelling an important tool water recycling technologies. In: SCHÄFER, A. I.; WAITE T. D.; SHERMAN, P. **Recent advances in water recycling technologies**. Brisbane: [s.n.], 2001. p. 103-112.

- MUNTER, R. Advanced oxidation processes—current status and prospects. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Chemistry**, v. 50, n. 2, p. 59–80, 2001.
- MUTAMIM, N. S. A.; NOOR, Z. Z.; HASSAN, M. A. A.; OLSSON G. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. **Desalination**, v. 305, p. 1–11, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.07.033>
- OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—a review. **The Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141–4166, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>
- PETROVIC, M.; DÍAZ, A.; VENTURA, F.; BARCELÓ, D. Occurrence and removal of estrogenic short-chain ethoxy nonylphenolic compound and their halogenated derivatives during drinking water production. **Environmental Science & Technology**, v. 27, p. 4442–4448, 2003. <http://dx.doi.org/10.1021/es034139w>
- PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. **Critical Reviews in Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 1, p. 1–84, 2006. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380500326564>
- SERVOS, M. R.; BENNIE, D. T.; BURNISON, B. K.; JURKOVIC, A.; MCLINNIS, R.; NEHELI, T. et al. Distribution of estrogens, 17- β estradiol and estrone in Canadian municipal wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 336, p. 155–170, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.025>
- SEYHI, B.; DROGUI, P.; BUELNA, G.; AZAIS, A.; HERAN, M. Contribution of a submerged membrane bioreactor in the treatment of synthetic effluent contaminated by Bisphenol-A: Mechanism of BPA removal and membrane fouling. **Environmental Pollution**, v. 180, p. 229–235, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.028>
- SHEMER, H.; KUNUKCU, Y. K.; LINDEN, K. G. Degradation of the pharmaceutical metronidazole via UV, Fenton and photo-Fenton processes. **Chemosphere**, v. 63, n. 2, p. 269–276, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.029>
- TAMBOSI, J. L.; DE SENA, R. F.; FAVIER, M.; GEBHARDT, W.; JOSÉ, H. J.; SCHRÖDER, H. F.; PERALTA MUNIZ, R. F. Removal of pharmaceutical compounds in membrane bioreactors (MBR) applying submerged membranes. **Desalination**, v. 261, p. 148–156, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.014>
- TERNES, T.; KRECKEL, P.; MUELLER, J. Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants—II. Aerobic batch experiments with activated sludge. **Science of the Total Environment**, v. 225, p. 91–99, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00335-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00335-0)
- URASE, T.; KIKUTA, T. Separate estimation of adsorption and degradation of pharmaceutical substances and estrogens in the environment in the activated sludge process. **Water Research**, v. 39, p. 1289–1300, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.015>

-
- VADER, J.; VAN GINKEL, C.; SPERLING, F.; DE FONG, F.; DE BOER, W.; DE GRAAF, J. Degradation of ethinyl estradiol by nitrifying activated sludge. **Chemosphere**, v. 41, p. 1239–1243, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00556-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00556-1)
- ZAVISKA, F.; DROGUI, P.; GRASMICK, A.; AZAIS, Z.; HERÁN, M. Nanofiltration membrane bioreactor for removing pharmaceutical compounds. **Journal of Membrane Science**, v. 429, p. 121-129, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2012.11.022>

Estimación del balance hídrico mediante variables climáticas, en la cuenca del río Cazones, Veracruz, México

doi: 10.4136/ambi-agua.1147

Received: 19 Jun 2013; Accepted: 25 Nov 2013

**Eduardo Santillán Gutiérrez; Gustavo Davila-Vazquez; José de Anda Sánchez*;
José de Jesús Díaz Torres**

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C., México

*Autor correspondiente: e-mail: janda@ciatej.mx,

eddy_sancol@yahoo.com.mx, gdv@ciatej.mx, jdiaz@ciatej.mx

RESUMEN

El comportamiento hidrológico y la capacidad de captación de agua de una cuenca hidrológica, dependen de la variación temporal y espacial de los patrones de las variables climáticas, y de las características fisiográficas de la cuenca. Considerando que en ciertas regiones la disponibilidad del agua depende de la capacidad de captación de la cuenca, la utilización de métodos eficaces como los balances hídricos se ha hecho más recurrente, ya que permiten estimar y determinar el comportamiento hidrológico, su capacidad de captación y los flujos de agua, así como los procesos hidrológicos y los periodos en los cuales se presentan. En el presente trabajo, se llevo a cabo la estimación del Balance Hídrico Climático (BHC), y se estimó la evapotranspiración potencial en la cuenca del río Cazones. Los cálculos se realizaron utilizando el método de Thornthwaite y Mather, utilizando información de variables climáticas de temperatura y precipitación para el periodo comprendido entre los años 1981-2010. Como resultado de estas estimaciones, se encontró que las láminas de exceso de agua y de escurrimiento anual fueron de 638.63 y 637.02 mm respectivamente, generándose la mayor cantidad de escurrimiento en los meses de mayor precipitación. Además, los meses que corresponden al periodo húmedo y seco fueron identificados, al igual el régimen de las variables climáticas, y la presencia de excesos y déficits de agua en la cuenca durante un ciclo anual.

Palabras clave: escurrimiento superficial, excedente de agua, cuenca.

Avaliação do balanço hídrico por meio de variáveis climáticas na bacia do rio Cazones, Veracruz, México

RESUMO

O comportamento hidrológico e a capacidade de absorção de água de uma bacia hidrográfica dependem dos padrões de variação temporal e espacial de variáveis climáticas e das características fisiográficas da bacia. Considerando que em algumas regiões a disponibilidade de água depende da capacidade de absorção da bacia, a utilização de métodos eficazes como o balanço hídrico tornou-se de uso frequente porque ele permite estimar e determinar o comportamento hidrológico, a capacidade de captar e escoar água, assim como os processos hidrológicos e os períodos em que eles ocorrem. Neste trabalho, o Balanço Hídrico Climático (BHC) e a evapotranspiração potencial foram estimados para a bacia

hidrográfica do rio Cazonas. Os cálculos foram baseados no método de Thornthwaite e Mather, usando como informações as variáveis climáticas temperatura e precipitação do período de 1981 a 2010. Como resultado dessas estimativas, verificou-se que o excesso de água e de escoamento anual foi de 638,63 e 637,02 milímetros, respectivamente, gerando a maior quantidade de escoamento nos meses de maior precipitação. Além disso, os meses correspondentes ao período úmido e seco, o regime das variáveis climáticas e a ocorrência de excessos e escassez de água na bacia durante um ciclo anual foram identificados.

Palavras-chave: escoamento, o excesso de agua, bacia.

Assessment of hydric balance through climatic variables, in the Cazonas River Basin, Veracruz, Mexico

ABSTRACT

The hydrologic regime and the water catchment capacity of a hydrographic basin depend on the temporal and spatial variation patterns of climatic variables and on the physiographic characteristics of the watershed. In certain regions, where the availability of water depends on the catchment capacity of the watershed, the utilization of effective methods such as the hydric balance has become more frequently used because it enables an estimate of the hydrologic regime, the catchment capacity, and the water flows. It also enables an estimate of the hydrologic processes and the period in which they occurred. In the present work, assessments of the Climatic Hydric Balance (CHB) and of potential evapotranspiration were performed in the Cazonas river basin. The calculations followed the Thornthwaite and Mather method based on climatic variables such as temperature and precipitation during the period from 1981 to 2010. As a result of these assessments, it was found that the excess layer of water and the annual runoff were 638.63 mm and 637.02 mm, respectively. Further, the work identified the months that comprise the humid and dry periods, the regime of the climatic variables, and surpluses and deficits of water in the basin during an annual cycle.

Keywords: runoff, excess water, watershed.

1. INTRODUCCIÓN

Las funciones de los ecosistemas al que pertenecen, el comportamiento hidrológico y su capacidad de captación de agua de una cuenca hidrológica, dependen de la variación temporal y espacial de los patrones de las variables climáticas y de las características fisiográficas de la cuenca (Thattai et al., 2003). Debido a que en ciertas regiones, la disponibilidad del agua depende de la capacidad de captación de agua de la cuenca, se ha hecho más recurrente utilizar métodos eficaces como los balances hídricos, ya que permiten estimar y determinar el comportamiento hidrológico, su capacidad de captación y los flujos de agua, así como los procesos hidrológicos y los periodos en los cuales se presentan. Si bien, todos los balances hídricos parten del principio de conservación de la materia, existen diversos métodos y formas de estimarse, los cuales pueden ser mediante métodos estocásticos o estadísticos, funciones determinísticas, métodos numéricos y teóricos, así como aproximaciones semi-empíricas. En el caso del balance hídrico propuesto por Thornthwaite y Mather (1957), se basa en un método empírico al cual denominó Método Directo. A este tipo de balance se le suele conocer o llamar Balances Hídricos Climáticos (*BHC*), por el hecho de basarse en variables climatológicas para su estimación.

Este tipo de balance utiliza la capacidad de almacenamiento de agua del suelo o también conocido como capacidad de campo, como una referencia de la reserva de agua que puede retener en un cierto tipo de suelo y con una cierta cubierta vegetal. Además, el *BHC* utiliza

como datos de entrada valores de precipitación y temperatura de un cierto periodo de años (por lo menos 30 años) (Kar y Verma, 2005; Ruiz et al., 2012).

En diversos trabajos se ha utilizado los *BHC*, donde en la mayoría de los casos ha sido utilizado como un medio para examinar los principales componentes del ciclo hidrológico (precipitación, evapotranspiración y escurrimiento), y la forma en que estos alimentan y controlan el comportamiento de los caudales de la red de drenaje (Dingman, 2002; McCabe y Markstrom, 2007). En base a lo anterior, en el presente trabajo se plantea estimar el balance hídrico climático (*BHC*) para la cuenca del río Cazonos del Estado de Veracruz, México, utilizando el método directo de Thornthwaite y Mather, con el objetivo de definir los periodos húmedos y secos, así como estimar los excesos de agua, y la parte de escurrimientos que drenan hacia los ríos y arroyos.

1.1. Área de estudio

La cuenca del río Cazonos se localiza entre las coordenadas $20^{\circ} 18'$ y $21^{\circ} 15'$ Latitud Norte, y $97^{\circ} 17'$ y $98^{\circ} 32'$ Longitud Oeste, en la Región Hidrológica No. 27 denominada Norte de Veracruz Tuxpan-Nautla. Esta cuenca tiene un área aproximada de $2,688 \text{ km}^2$, la cual se distribuye entre los estados de Puebla, Hidalgo y Veracruz, México. El clima es de tipo cálido-húmedo, con una temperatura media anual de 23.6°C y con precipitaciones todo el año, teniendo una precipitación media anual de $1,494 \text{ mm}$. En la cuenca así como la zona donde se encuentra localizada, es constantemente afectada por fenómenos meteorológicos extremos como ciclones tropicales, los cuales suelen generar grandes cantidades de lluvia que al escurrir sobre suelos saturados producen inundaciones en las partes bajas de la cuenca (Figura 1) (INEGI, 2005; Pereyra y Pérez, 2006).

Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Cazonos.

El sistema hidrológico tiene como principal afluente el río Cazonos. Este río nace a partir de las corrientes de los ríos Tulancingo y Chaltecontla que bajan de la Sierra de Hidalgo y desemboca en el Golfo de México a través de la llamada Barra Cazonos (Pereyra y Pérez, 2006).

El tipo de vegetación predominante, corresponde en su mayoría a agricultura temporal, pastizal inducido, selva alta perennifolia con vegetación secundaria, y en la parte noroeste y oeste, se puede encontrar bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque oyamel y bosque mesófilo de montaña (INEGI, 2005).

En cuanto a la edafología, los tipos de suelo predominantes son de tipo Regosol, Vertisol, Feozem, Luvisol, Acrisol y Cambisol (INEGI, 2005). En estos tipos de suelos, las texturas que predominan son de tipo arcillosa, franco arcillosa, franco arenosa y arenosa. Donde el Cambisol, Acrisol y Luvisol su textura es de tipo arcilloso y franco arcilloso (suelos de mayor potencial de escurrimiento); y el Regosol, Vertisol y Feozem de tipo franco arenosa y arenosa (bajo potencial de escurrimiento) (CONABIO, 2011).

La geología está definida por 3 tipos de roca: sedimentaria, ígnea extrusiva e ígnea intrusiva, de las cuales la de mayor predominancia es la sedimentaria. La topografía en general es suave hacia la parte noreste, sin embargo hacia la parte suroeste las pendientes son más pronunciadas, con una altitud máxima de 2,800 msnm (INEGI, 2005).

2. MATERIAL Y METODOS

2.1. Obtención de datos de variables climáticas

Para realizar el *BHC* y el cálculo de la evapotranspiración potencial en la cuenca del río Cazones, se seleccionaron 10 estaciones climatológicas en operación reportadas en el Servicio Meteorológico Nacional (*SMN*), donde se obtuvieron datos normales mensuales de precipitación y temperatura de un periodo de 1981-2010, los cuales fueron promediados para cada mes con el fin de obtener un valor representativo de cada una de las estaciones climatológicas en el área de estudio (Figura 1). La selección de las estaciones se hizo siguiendo lo propuesto por la Organización Meteorológica Mundial, en lo que se refiere a que los registros de cada estación deben ser de por lo menos de 30 años para el cálculo del Balance Hídrico Climático (*BHC*), y que la distribución de las estaciones sea uniforme dentro del área de estudio (WMO, 1994).

2.2. Determinación de la evapotranspiración potencial (ETP)

Para el cálculo de la evapotranspiración potencial, se definió el método de Thornthwaite y Mather (1957), el cual está basado en la determinación de la evapotranspiración en función de la temperatura y de la latitud de la zona de estudio y del mes (obtención de número de horas-sol por día). El método supone una región húmeda con vegetación verde, donde nunca falta aporte de agua (Aparicio, 2008). Lo anterior aplica para la cuenca del río Cazones, pues existe una cobertura vegetal verde y presenta precipitación durante todo el año, presentándose en los meses de estiaje precipitaciones mayores a 45 mm y en meses lluviosos mayores a 200 mm (Figura 4).

Los valores de temperatura mensual se usaron para estimar la evapotranspiración potencial (*ETP*) mediante las Ecuaciones 1, 2, 3, y 4:

$$i = \left(\frac{t}{5} \right)^{1.514} \quad (1)$$

$$I = \sum i \quad (2)$$

$$ETP_{\text{sin corrección}} = 16 \left(10 * \frac{t}{I} \right)^a \quad (3)$$

$$a = 6.75 \times 10^{-7} \times I^3 - 7.71 \times 10^{-5} \times I^2 + 1.792 \times 10^{-2} \times I + 0.49239$$

$$ETP = ETP_{\text{sin corr.}} \left(\frac{N}{12} * \frac{d}{30} \right) \quad (4)$$

donde:

i es el índice de calor mensual,

t es la temperatura media mensual,

I es el índice de calor anual,

a es un factor en función del índice de calor anual,

ETP sin corrección es la evapotranspiración potencial sin ajuste,

N es el número máximo de horas de sol dependiendo de la latitud y del mes,

d el número de días del mes, y por ultimo

ETP es la evapotranspiración potencial final.

2.3. Balance hídrico climático (BHC)

Para la estimación del *BHC* mensual, se consideró la precipitación como única entrada de agua y la evapotranspiración potencial como la salida de agua de esta en la cuenca, definiendo una capacidad de campo de 200 mm. Los datos de las variables climáticas fueron promediados para cada mes con el fin de obtener un valor representativo de cada una de las estaciones climatológicas en el área de estudio. El valor de capacidad de campo fue calculado en base a la homologación entre de los valores de la capacidad de retención del agua y los de profundidad radicular (según la textura del suelo y el tipo de vegetación) aportados por las tablas de balance de Dunne y Leopold (1978), y por los tipos y texturas del suelo, y el tipo de vegetación que se encuentran en la cuenca del río Cazonas (Tabla 1). La capacidad de campo se obtuvo aplicando la Ecuaciones 5:

$$CC = CR * PR \quad (5)$$

donde:

CC es la capacidad de campo,

CR es la capacidad de retención y

PR es la profundidad radicular de cierto tipo de vegetación.

Tabla 1. Homologación del tipo de textura de suelo y vegetación predominante en la cuenca del río Cazones.

Textura del suelo	Tipo de vegetación en la cuenca del río Cazones	*Tipo de vegetación manejada en tabla de balance Dunne y Leopold	Capacidad de retención (mm)	*Profundidad radicular de la vegetación (m)
Arenosa	Pastizal inducido y agricultura	Cultivo de raíces someras	100	0,50
Franco arenosa	Pastizal inducido y selva alta perennifolia	Cultivo raíces profundas	150	1,00
Franco arcillosa	Bosque mesófilo de montaña y pastizal inducido	Árboles frutales (arbolado y dehesa)	250	1,00
Arcillosa	Bosque pino-encino, bosque pino y bosque encino	Bosque cerrado	300	1,17

*Fuente: Dunne y Leopold (1978).

También para efectos del cálculo, se suele suponer que después del periodo seco la reserva de agua es nula, por consiguiente en base a las desigualdades $P-ETP < 0$ y $P-ETP > 0$, y a los resultados de la diferencia entre los parámetros de precipitación y evapotranspiración potencial, se identifican en la primera desigualdad los meses secos, y en la segunda los meses húmedos. En base a lo anterior, se podría definir que el mes de mayo tiene una reserva nula, para así iniciar con los cálculos en el mes de junio (inicio de los meses húmedos). Sin embargo, debido a que las condiciones de la cuenca del río Cazones (capacidad de campo de 200 mm, y precipitación a lo largo de todo el año) permiten que se retenga agua en el suelo durante los meses secos, se tuvo que recalcular las reservas mes con mes, agregando la reserva existente del final del periodo seco a la reserva del inicio del periodo húmedo, dejando de lado el supuesto de asignar una reserva nula después del periodo seco. Definida la entrada y la salida de agua en la cuenca, y los supuestos, se determinan los diferentes parámetros para cada mes (i) (en mm), en base a las siguientes restricciones y operaciones (Tabla 2):

Tabla 2. Operaciones y restricciones para el cálculo de los diferentes parámetros del balance hídrico climático.

Parámetro	Operaciones	Restricciones
P : precipitación media mensual	P	-
ETP : evapotranspiración potencial mensual	ETP	-
$P-ETP$: diferencia entre P y ETP	$P-ETP$	-
R : reserva del suelo	$R_{i-1} + (P_i - ET_i)$ $R_i = R_{máx}$ 0	$Si\ 0 < R_{i-1} + (P_i - ET_i) < R_{máx}$ $Si\ R_{i-1} + (P_i - ET_i) > R_{máx}$ $Si\ 0 > R_{i-1} + (P_i - ET_i)$
VR : Variación de la reserva	$VR_i = R_i - R_{i-1}$	-
ETR : evapotranspiración real	$ETR_i = ET_i$ $ETR_i = P_i + VR_i $	<i>Solo en periodos húmedos</i> <i>En periodos secos</i>
DEF : déficit de agua	$D_i = ET_i - ETR_i$	-
EX : exceso de agua	$EX_i = [P_i - ET_i - VR_i]$ $EX_i = 0$	$Si\ (P_i - ET_i) > 0$ $Si\ (P_i - ET_i) \leq 0$
D : drenaje	$D = 0.5[D_{i-1} + EX_i]$	-

Nota: i se refiere al mes en curso, e $i-1$ al mes anterior.

Por último, para la comprobación del cálculo correcto del *BHC*, se debe cumplir para los valores anuales la siguiente relación (Ecuación 6):

$$ETP + EX = P + DEF \quad (6)$$

donde:

ETP es la evapotranspiración potencial anual,

EX es el exceso de agua anual,

P es la precipitación anual y

DEF es el déficit de agua anual.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del *BHC* en la cuenca del río Cazones indican que se tienen dos periodos a lo largo del año, un periodo seco y otro húmedo. El periodo seco (estiaje) que abarca desde el mes de febrero hasta el mes de mayo, y el periodo húmedo que abarca del mes de junio hasta el mes de febrero. Durante el periodo seco, no se presenta un déficit de agua en la cuenca, mientras que en el periodo húmedo se presenta un exceso de agua, coincidiendo la mayor cantidad de esta con los meses lluviosos, es decir, entre los meses de junio a diciembre. El comportamiento de los excesos de agua a lo largo del año encontrados en la cuenca del río Cazones, son muy similares a los resultados obtenidos por Ruíz et al. (2012), en una zona tropical como lo es el estado de Tabasco, México, donde las condiciones son similares con las de la cuenca Cazones. En ambos lugares el suelo presenta un cierto grado de exceso de agua cuando la precipitación es principalmente alta y la evapotranspiración baja. Lo anterior confirma que existe un aumento de los excesos de agua conforme aumenta la precipitación en la zona (Figura 2).

Figura 2. Correlación exceso de agua y precipitación.

La duración de los periodos de déficits o excesos hídricos en una cuenca, dependen de la configuración local y regional de los factores climáticos y fisiográficos que hacen variar la evapotranspiración y la precipitación. Es por ello que dentro de una cuenca podrían darse periodos de déficit y/o exceso de agua en diferentes regiones con diferentes tiempos de duración (Doria y Madramootoo, 2012; Zhiqiang et al., 2009; Ruiz et al., 2011). Lo anterior, se puede observar en el efecto que tiene la temperatura (factor climático) sobre la evapotranspiración durante el periodo seco y húmedo en la cuenca del río Cazones. Donde durante en el periodo seco con el aumento de la temperatura la evapotranspiración aumenta, resultando en mayores pérdidas de agua del suelo, mientras que en el periodo húmedo, conforme la temperatura disminuye la evapotranspiración sigue el mismo comportamiento, disminuyendo la salida de agua en la cuenca (Figura 3).

Figura 3. Evapotranspiración potencial y temperatura.

En el caso de la alteración de la precipitación, la temperatura, y por ende la evapotranspiración, también podrían estar relacionadas con la estacionalidad. Pues como lo menciona Thattai et al. (2003), la mayor variación en las variables climáticas de una región es debida a la estacionalidad. Sin embargo, lo anterior aplica principalmente a regiones templadas donde la estacionalidad es muy definida, y no a zonas subtropicales o tropicales como en la que se encuentra la cuenca del río Cazones. Pues si bien se observa una variación considerable en la precipitación comparando las estaciones invierno y primavera con las de verano y otoño, en el caso de la temperatura es poco significativa entre estas. Durante la estación de primavera (periodo seco) se observa la mayor variación de las variables climáticas, teniendo menor precipitación y temperaturas mayores, propiciando el aumento de los fenómenos de la evapotranspiración, transpiración y la evaporación. Mientras que en las estaciones de verano y otoño, se observa un aumento significativo en la precipitación, mientras que la temperatura disminuye paulatinamente, ocasionando un mismo efecto en la evapotranspiración (Figura 4).

Por otro lado, Doria y Madramootoo (2012), Zhiqiang et al. (2009) y Ruiz et al. (2011) mencionan que la evapotranspiración y la precipitación son fenómenos físicos climáticos independientes, es decir, su presencia a lo largo de un año difícilmente coinciden en tiempo y espacio en la misma intensidad (cantidad). En el caso de la cuenca del río Cazones, se puede

observar que efectivamente la evapotranspiración y la precipitación no suelen coincidir en una misma intensidad en ciertos periodos de tiempo, y esto se refleja principalmente en las estaciones de primavera, verano y otoño, pues cuando hay alta precipitación suele haber valores bajos de evapotranspiración y viceversa (Figura 4).

Figura 4. Precipitación, exceso de agua, temperatura, evapotranspiración y escurrimiento.

En cuanto al hecho que no exista un déficit de agua durante el periodo seco, es debido a que la evapotranspiración generada en la cuenca si bien no es cubierta por el agua que cae de la precipitación, alcanza a cubrir sus necesidades por la cantidad de agua que se tiene en las reservas del suelo durante los meses de febrero a mayo, los cuales no llegan a ser menores a 50 mm (Tabla 3). La cantidad de exceso de agua acumulado a lo largo del año es de 638.63 mm, valor que se encuentra dentro de los rangos de exceso de agua identificados en una zona tropical, como lo menciona Ruiz et al. (2012) en su estudio en el estado de Tabasco, México. Esta cantidad indica el exceso de humedad en el suelo presente en la cuenca del río Cazones, el cual se va generando mes a mes una cantidad de agua que el suelo va almacenando y reteniendo, hasta exceder la reserva máxima o capacidad de campo para generar el escurrimiento superficial. Sin embargo tal como lo menciona Yokoo et al., (2006) el excedente de agua y la cantidad de escurrimiento dependen de la combinación del tipo de suelo y la pendiente topográfica, así como de la estacionalidad de la precipitación y la evapotranspiración potencial. La afectación de la estacionalidad de estas variables se refleja en los meses (verano y otoño) donde se observa mayor exceso de agua (EX) y generación de escurrimiento (D) (Tabla 3).

Los resultados de la lámina de escurrimiento superficial mensual en la cuenca del río Cazones se determinaron en base a los excesos de agua mensuales que arrojó el BHC. El parámetro que determina la lámina de escurrimiento superficial es el drenaje o desagüe (D). Esta estimación se realizó considerando que el 50% del excedente de agua mensual escurre en el mismo mes, y el 50% restante se reparte progresivamente en los meses siguientes. En la cuenca se tiene escurrimiento en gran parte del año, sin embargo la lámina de escurrimiento entre los meses de febrero a junio es mínima, siendo la de menor cantidad en el mes de mayo de 1.61 mm, o bien un volumen de .004 Mm³. La baja generación de escurrimiento durante estos meses es debido a cambios en la precipitación (escasa lluvia o entrada de agua), y los de la temperatura y la evapotranspiración (aumento en los valores) que provocan una disminución de la humedad del suelo (Figura 4).

Tabla 3. Estimación del balance hídrico climático de la cuenca del río Cazonos.

Parámetros	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Anual
<i>T</i>	17.62	19.09	21.21	23.77	25.66	25.94	25.03	24.95	24.41	22.87	20.65	18.39	
<i>P</i>	49.32	52.46	50.58	74.70	100.98	244.76	304.97	276.69	342.30	220.38	91.00	62.66	1870.80
<i>ETP</i>	44.91	52.39	81.16	113.85	154.26	157.88	146.29	140.87	122.08	99.96	68.92	49.61	1232.17
<i>P-ET</i>	4.41	0.07	-30.58	-39.15	-53.28	86.88	158.69	135.83	220.22	120.42	22.08	13.05	
<i>R</i>	200.00	200.00	169.42	130.26	76.99	163.87	200.00	200.00	200.00	200.00	200.00	200.00	
<i>VR</i>	0.00	0.00	-30.58	-39.15	-53.28	86.88	36.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>ETR</i>	44.91	52.39	81.16	113.85	154.26	157.88	146.29	140.87	122.08	99.96	68.92	49.61	1232.18
<i>DEF</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>EX</i>	4.41	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	122.55	135.83	220.22	120.42	22.08	13.05	638.63
<i>D</i>	25.71	12.89	6.45	3.22	1.61	0.00	61.28	98.55	159.38	139.90	80.99	47.02	637.02

Nota: *T* = temperatura; *P* = precipitación; *ETP* = evapotranspiración potencial; *P-ET* = diferencia entre *P* y *ET*; *R* = reserva; *VR* = variación de la reserva; *ETR* = evapotranspiración real; *DEF* = déficit de agua; *EX* = exceso de agua; *D* = drenaje (escurrimiento).

La baja generación de escurrimiento durante estos meses es debido a cambios en la precipitación (escasa lluvia o entrada de agua), y los de la temperatura y la evapotranspiración (aumento en los valores) que provocan una disminución de la humedad del suelo (Figura 4). Lo anterior tiene relación con lo mencionado por Xu et al. (2012), donde menciona que el escurrimiento está relacionado con los cambios de la precipitación, temperatura y evapotranspiración, que impactan principalmente la humedad del suelo para la generación de escurrimiento. Las mayores láminas de escurrimiento se generan entre los meses de julio a noviembre, siendo el mes de septiembre donde se genera la mayor cantidad de 159.38 mm, es decir, un volumen de agua de $.428 \text{ Mm}^3$. También cabe señalar que el exceso de agua y la generación del escurrimiento en la cuenca es afectado por los cambios en la cubierta vegetal y por fenómenos meteorológicos extremos como huracanes tropicales. Pues como lo menciona Eagleson (2002), la cubierta vegetal influye en la humedad del suelo a través de la intercepción de la cubierta y la transpiración. Mientras que los fenómenos meteorológicos afectan la generación del escurrimiento, ya que al generarse mayor cantidad de lluvia se satura el suelo de humedad con mayor facilidad, propiciando escurrimientos extraordinarios que su vez producen inundaciones en la parte baja de la cuenca (Pereyra y Pérez, 2006). Con el fin de aminorar los efectos de estos dos factores presentes en la cuenca, como se mencionó en la metodología, para el *BHC* se consideró los diferentes tipos de cubierta vegetal y suelo para el cálculo del valor de capacidad de campo, y además se tomaron registros de precipitaciones de por lo menos 30 años.

La cantidad de escurrimiento anual generado, fue una lámina anual de 637.02 mm, que si contemplamos que esta cantidad se distribuye sobre el área de la cuenca del río Cazonas de $2,688 \text{ km}^2$, el volumen de agua captado en un año sería de 1.71230976 Mm^3 . Este resultado fue muy similar al reportado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) de $1.712 \text{ Mm}^3/\text{año}$ (CONAGUA, 2011). La similitud en los resultados anteriores, confirma que si bien el método de Thornthwaite y Matter para calcular el *BHC* mensual tiene la limitante de considerar, que los parámetros de entrada y los procesos hidrológicos son espacialmente promediados o agrupados. Este método puede ser una primera herramienta para la estimación de la generación de registros de escurrimiento en cuencas no aforadas, una alternativa para la estimación de los procesos hidrológicos de una cuenca en particular y su relación con las variables climáticas, así como otras aplicaciones relacionadas con el manejo y planificación de los recursos del agua (Xu y Singh, 1998).

En cuanto a los procesos y sus respectivos periodos identificados en base al *BHC* son los siguientes: entre los meses de junio a enero se presenta la recarga de humedad por la precipitación, el exceso de agua entre los meses de junio a noviembre, la generación de escurrimiento entre los meses de julio a enero, y la utilización de la humedad entre los meses de enero a junio (Figura 5).

En resumen, los resultados arrojados por el *BHC* realizado en la cuenca del río Cazonas, muestra una precipitación promedio anual de 1,870.80 mm, una evapotranspiración potencial promedio anual de 1,232.17 mm, un déficit promedio anual de 0 mm, un exceso de agua promedio anual de 638.63, y por último una lámina de escurrimiento promedio anual de 637.02 mm. Por último, comprobando el *BHC*, se tiene que si se cumple la igualdad de los valores anuales entre la evapotranspiración potencial más el exceso de agua, y la precipitación más el déficit de agua, pues la sumatoria de ambas operaciones aritméticas da la misma cantidad de 1,870.80 mm, con lo cual se confirma que el *BHC* realizado en la cuenca es correcto (Tabla 3).

Figura 5. Procesos del BHC en la cuenca del río Cazones.

4. CONCLUSIONES

El balance hídrico climático (*BHC*) desarrollado en la cuenca del río Cazones, se realizó siguiendo el método directo propuesto por Thornthwaite y Mather y las reglas sugeridas por la WMO.

El balance hídrico permitió definir los periodos secos y húmedos, identificar en qué meses del año se genera la mayor cantidad de exceso de agua, y el esguerrimiento superficial en la cuenca, así como el comportamiento en los procesos hidrológicos por la afectación de los cambios en las variables climáticas. La lámina de esguerrimiento superficial anual generado fue de 637.02 mm, es decir, un volumen de agua captado de 1.71230976 Mm^3 , resultado similar al reportado por la Comisión Nacional del Agua de México (CONAGUA) de 1.712 Mm^3 . La similitud de los resultados anteriores confirma que si bien el método de *BHC* de Thornthwaite y Mather está basado en ecuaciones semi-empíricas y tiene como limitante la de considerar que los parámetros de entrada y los procesos hidrológicos son espacialmente promediados o agrupados. Se puede decir que el método es eficiente y confiable para poder realizar una primera estimación del esguerrimiento superficial, y conocer la cantidad de agua captada dentro de una cuenca no aforada, lo cual resulta en información relevante para el manejo y planificación de los recursos del agua de una cierta región.

5. REFERENCIAS

- APARICIO F. J. **Fundamentos de hidrología de superficie**. México, D. F.: Editorial Limusa, 2008. 304 p.
- COMISION NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO). **La biodiversidad en Veracruz**: estudio de estado. México: Universidad Veracruzana; Instituto de Ecología, 2011.

-
- COMISION NACIONAL DEL AGUA - CONAGUA (México). **Estadísticas del agua en México, edición 2011**. Coyoacán, 2011.
- DINGMAN, S. L. **Physical hydrology**. 2nd Edition. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2002. 646 p.
- DORIA, R. O.; MADRAMOOTOO C. A. Retracted: estimation of irrigation requirements for some crops in southern Quebec using CROPWAT. **Irrigation and Drainage**, v. 61, n, 4, p. 1-11, 2012. <http://dx.doi.org/10.1002/ird.497>
- DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in environmental planning**. San Francisco: W. H. Freeman and Co, 1978.
- EAGLESON, P. S. **Ecohydrology**: Darwinian expression of vegetation form and function. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. p. 170–207.
- INSTITUTO NACIONAL DE GEOGRAFÍA, ESTADÍSTICA E INFORMÁTICA - INEGI. **Síntesis de información geográfica del Estado de Veracruz**. Aguascalientes, 2005.
- KAR G.; VERMA H. Climatic water balance, probable rainfall, rice crop water requirements and cold periods in AER 12.0 in India. **Agricultural Water Management**, v. 72, p. 15-32. 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.09.001>
- MCCABE, G. J.; MARKSTROM, S. L. A monthly water-balance model driven by a graphical user interface: U.S. Geological Survey Open-File report 2007-1088, 6 p. 2007.
- PEREYRA D. D.; PEREZ J. A. A. Hidrología de superficie y precipitaciones intensas 2005 en el estado de Veracruz, en Tejeda Martínez, A. y C. M. In: WELSH RODRIGUEZ (eds.). **Inundaciones 2005 en el estado de Veracruz**. Xalapa: Universidad Veracruzana; Consejo Veracruzano de Ciencia y Tecnología, 2006. p. 81–99.
- RUIZ, A. O.; ARTEAGA, R. R.; VAZQUEZ, P. M. A.; LOPEZ, L. R.; ONTIVEROS, C. R. E. Requerimiento de riego y predicción del rendimiento en gramíneas forrajeras mediante un modelo de simulación en Tabasco, México. **Agrociencia**, v. 45, p. 745-760, 2011.
- RUIZ, O.; ARTEAGA, R.; VAZQUEZ, M. A.; ONTIVEROS, R. E.; LOPEZ, R. Balance hídrico y clasificación climática del Estado de Tabasco, México. **Revista Universidad y Ciencia**, v. 28, n. 1, p. 1-14, 2012.
- THATTAI, D.; KJERFVE, B.; HEYMAN, W. D. Hydrometeorology and variability of water discharge and sediment load in the inner Gulf of Honduras, Western Caribbean. **Journal of Hydrometeorology**, v. 4, p. 985-995, 2003.
- THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. Centerton: Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology, 1957. (Publications in Climatology, 10)
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION - WMO. **Guide to hydrological practices, no. 168**. [S.l.], 1994.
- XU, Y. C.; SINGH P.V. A Review on monthly water balance models for water resources investigations. **Water Resources Management**, v. 12, p. 31–50, 1998.
- XU, X.; YANG, D.; SIVAPALAN, M. Assessing the impact of climate variability on catchment water balance and vegetation cover. **Hydrologic and Earth System Sciences**, v. 16, p. 43–58, 2012. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-43-2012>
-

-
- YOKOO, Y.; SIVALAPAN, M.; OKI, T. Investigating the roles of climate seasonality and landscape characteristics on mean annual and monthly water balances. **Journal of Hydrology**, v. 357, p. 255–269, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.010>
- ZHIGIANG, W.; BAOYUAN, L.; YAN, Z. Soil moisture of different vegetation types on the Loess Plateau. **Journal of Geographical Sciences**, v. 19, p. 707-718, 2009.

Tecnologías verdes para el aprovechamiento de aguas residuales urbanas: análisis económico

doi: 10.4136/ambi-agua.1174

Received: 23-Aug. 13; Accepted: 10 Oct. 2013

**Horacio Alfredo Gil¹; José Manuel Cisneros¹; Jorge Dante de Prada¹;
José Omar Plevich¹; Angel Ramon Sanchez Delgado^{2*}**

¹Universidad Nacional de Rio Cuarto - Córdoba, Argentina

Departamento de Producción Vegetal de la Facultad de Agronomía y Veterinaria

²Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Departamento de Matemática

*Autor correspondente: e-mail: asanchez@ufrj.br,

hgil@ayv.unrc.edu.ar, jcisneros@ayv.unrc.edu.ar,

jdeprada@ayv.unrc.edu.ar, oplevich@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Las aguas residuales urbanas son uno de los mayores contaminantes del recurso hídrico. Para su tratamiento, lo usual son las tecnologías convencionales basadas en la ingeniería civil e hidráulica (TC); más recientemente, se ha comenzado a valorizar las llamadas tecnologías verdes (TV) basadas en la biología y la ecología. El objetivo de este trabajo fue evaluar el comportamiento económico de estas tecnologías utilizando el análisis beneficio-costos para tres situaciones contrastantes. Los beneficios económicos se derivan de la venta de los productos vegetales y los beneficios ambientales de la descontaminación del agua, valorada por el método del costo evitado. Se pudo observar que las TV tienen mejor desempeño comercial y económico que las TC y que la inclusión del beneficio ambiental, mejora significativamente los resultados obtenidos.

Palabras claves: contaminación de agua, beneficio ambiental, saneamiento ambiental.

Tecnologias verdes no reuso de águas residuais urbanas: análise econômica

RESUMO

As águas residuais urbanas representam um dos maiores contaminantes hídricos. Para seu tratamento, o usual são as tecnologias convencionais baseadas na engenharia civil e hidráulica (TC); mas, recentemente, tem-se valorizado as chamadas tecnologias verdes (TV) baseadas na biologia e a ecologia. O objetivo do trabalho foi avaliar o comportamento econômico destas tecnologias utilizando a análise de benefício-custo para três situações contrastantes. Os benefícios econômicos são derivados da venda dos produtos vegetais e os benefícios ambientais pela descontaminação da água, valorizada pelo método de custos evitados. Pode-se observar que as tecnologias verdes têm melhor desempenho comercial e econômico que as tecnologias convencionais e que a inclusão do benefício ambiental melhora significativamente os resultados.

Palavras-chave: contaminação da água, benefício ambiental, saneamento ambiental.

Green technologies for the use of urban wastewater: economic analysis

ABSTRACT

Urban sewage is one of the biggest polluters of water resources. For treatment, the usual conventional technologies (CT) are based on civil and hydraulic engineering; more recently, green technologies (GT) based on biology and ecology began to be developed. The aim of this study was to assess the economic aspects of these technologies using cost-benefit analysis. The economic benefits are derived from the sale of forest products and the environmental benefits of water decontamination, valued by the avoided cost method. The results of the study establish that GT have better commercial and economic performance than CT, and that the inclusion of environmental benefit significantly improves the results.

Keywords: water pollution, environmental benefit, urban sanitation.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del ambiente y específicamente del agua ha sido y es un problema importante a nivel mundial. Los nitritos, nitratos, fosfatos, materias orgánicas, detergentes, hidrocarburos, agentes patógenos, metales, y sustancias conservativas que forman parte de los efluentes cloacales son una de las mayores fuentes contaminantes del agua. Argentina no escapa al problema de la contaminación del agua. Por ejemplo, en el sur de Córdoba existen un número importante de poblaciones donde no se realizan tratamientos de los efluentes cloacales domiciliarios ni industriales (Becerra et al., 1998), siendo estas fuentes de contaminación de aguas subterráneas y superficiales. Esta contaminación causa problemas de salud ambiental y también en algunos casos contaminación del agua destinada para consumo humano y animal, con el riesgo sanitario asociado.

La clásica solución para el tratamiento de aguas residuales urbanas ha sido la utilización de métodos convencionales de saneamiento urbanos, donde se recolectan, concentran, almacenan y tratan las aguas residuales urbanas sobre la base de conocimientos de la ingeniería hidráulica y en obras que normalmente descargan las aguas tratadas en cursos permanentes de agua. Sin embargo, estas obras han tenido una escasa adopción en el sur de Córdoba (Argentina), donde las poblaciones no superan los 25.000 habitantes. En estas poblaciones, las posibilidades de recolección, concentración y tratamiento de aguas residuales urbanas se encuentran limitadas por los costos de inversión de estas instalaciones, por la inexistencia de cursos permanentes de agua donde puedan descargarse las aguas residuales urbanas tratadas y por la falta de una conciencia ambiental y/o decisión política de los líderes de las comunidades para resolver los problemas ambientales.

Además de los tratamientos convencionales de las aguas residuales urbanas, se están generando tecnologías alternativas diseñadas sobre principios ecológicos y biológicos, que permiten complementar o sustituir obras civiles-estructurales para el tratamiento de las aguas residuales urbanas (Bertoncini, 2008). A nivel mundial se afianza la tendencia del uso de aguas residuales urbanas en la agricultura. Dentro de estas alternativas se encuentran las llamadas tecnologías verdes o métodos de escampamento superficial del agua por rambla, en terrenos cubiertos de vegetación natural y de cultivos agrícolas, o plantaciones forestales, sobre el que se depositan periódicamente aguas residuales procedentes de industrias o de núcleos urbanos, con el fin de conseguir su depuración mediante la acción conjunta del suelo, microorganismos y plantas, mediante una acción física, química, bioquímica y biológica (Matos et al., 2005).

Las tecnologías verdes son consideradas compatibles con la preservación y mejoramiento del ambiente, posibilitando el aprovechamiento del agua y nutrientes provenientes del agua tratada para la producción de fibras, maderas y alimentos (Fasciolo et al., 2002; Varallo et al.,

2011; Plevich et al., 2012). Estas tecnologías constituyen una alternativa para obras de menor escala y/o en lugares donde los residuos líquidos no tienen lugar para su evacuación. También permiten escalonar las inversiones del tratamiento total de las aguas residuales urbanas.

En el sur de la provincia de Córdoba, las tecnologías verdes se han aplicado en explotaciones agropecuarias tambores y porcinos, utilizando aguas residuales provenientes de salas de ordeño o galpones de cría, recría y terminación de cerdos (Santalla e FAC, 2008). Frecuentemente, el efluente residual sin tratamiento se utiliza para el riego superficial de pasturas. También, existen operando tecnologías verdes para el tratamiento de aguas residuales urbanas con producción de madera en las localidades de Adelia María, General Deheza y Río Cuarto. La Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC) ha desarrollado una planta piloto de tratamiento de aguas residuales de las residencias universitarias y uno de los usos ha sido el riego de cultivos agrícolas (Crespi et al., 2005).

Aunque la preservación ambiental es una de las principales causas del desarrollo de las tecnologías verdes y el argumento económico frecuentemente se incluye, la viabilidad económica de éstas, ha sido poco tratada y puede constituir uno de los elementos relevantes para la transferencia y adopción de las mismas. Estas tecnologías de descontaminación del agua proveen un bien de naturaleza pública que no tiene mercado, la identificación de los beneficios económicos y su valoración han sido normalmente ignorados o solamente basados en la valoración de algún producto comercial, como la madera, el forraje seco o los granos. Esto implica una subvaloración económica de las tecnologías verdes que puede confundir el proceso de decisiones y la asignación de recursos públicos para resolver problemas ambientales.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la viabilidad económica de las tecnologías verdes cuando se consideran los beneficios derivados de productos comerciales y los derivados de los servicios ambientales sobre tres casos en la provincia de Córdoba.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Los tres casos estudiados están localizados en el sur de la Provincia de Córdoba, Argentina. El primer caso se ubica en la localidad de Adelia María (Córdoba), con una población de 6.500 habitantes. Esta localidad no cuenta con cursos de aguas permanentes que permitan recibir los efluentes y la napa freática tiene una profundidad de 12 a 16m. Hasta el final de los años 90, la técnica utilizada eran los “pozos negros”. Las aguas residuales de los hogares se colocaban en pozos realizados en proximidad de la vivienda, sin tratamiento. La localidad inició el tratamiento de efluentes cloacales con una planta provista de un filtro de reja, lagunas facultativas de estabilización y filtros verdes (forestación) como cuerpo receptor de los efluentes tratados. El volumen estimado de aguas residuales fue de $510 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ para las 680 conexiones. La forestación y sistema de riego abarca un área de 16 ha. La planta cuenta además con un sistema de lagunas de estabilización u oxigenación, donde se biodegradan las aguas de manera natural con ayuda de compuestos químicos apropiados.

El segundo caso se ubica en la ciudad de Río Cuarto (Córdoba-Argentina) que posee una población de aproximadamente 160.000 habitantes y donde el 75% cuenta con servicio de cloacas. El vertido diario de efluentes alcanza en promedio los 30.000 m^3 . Este vertido llega a una antigua planta de tratamiento primario y secundario que fue puesta en funcionamiento, luego de 30 años de inactividad, periodo en el cual los efluentes eran vertidos al cauce del río Cuarto sin tratamiento alguno. Fue en el 2003 que la empresa Municipal de Obras Sanitarias, formalizó un protocolo de trabajo con la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), para el diseño e implementación de un filtro verde forestal. La superficie de filtro verde (forestación) requerido para captar todo el vertido de la Ciudad se estiman en 360 ha (Cisneros et al., 2003).

El tercer caso se ubica en las residencias estudiantiles de la UNRC, donde se encuentra instalada una planta piloto de tratamiento de los efluentes (Crespi et al., 2005). En la planta se tratan 100 m^3 de efluentes diarios. La planta cuenta con un sistema de colección de efluentes conducidos a un reactor biológico de 600 m^3 , luego pasan a una pileta de maduración con la misma capacidad y posteriormente son almacenados los efluentes en una pileta de 2400 m^3 . El efluente tratado finalmente es usado para regar un filtro verde de 10 ha, con doble cultivo: soja-colza.

El análisis beneficios costos se utiliza para juzgar la viabilidad comercial y económica de los tres casos con depuración de efluentes cloacales mediante filtros verdes. En el contexto de este trabajo se entiende por viabilidad comercial a los resultados obtenidos de la implementación de los filtros verdes destinados al mercado, y por viabilidad económica, los resultados comerciales más el beneficio generado por la depuración del efluente tratado realizado por el filtro verde. El indicador utilizado es el valor actual neto comercial – VANC - y el valor actual neto económico VAN (Contreras, 2004).

El método de valoración económica del filtro verde considera aquellas inversiones y gastos que son evitados por la no instalación de un sistema de tratamiento terciario convencional, o en otras palabras, los costos evitados (para mayores detalles ver Woodward y Wui, 2001, Brander et al., 2006). Específicamente, para la valoración de los servicios ambientales seguimos el trabajo de Ko et al. (2004). La comparación entre tecnologías verdes y convencionales se realizó solo para el tratamiento terciario, depuración del efluente tratado. El filtro verde utiliza tanto el agua como los nutrientes fosfato y nitrato presentes en los efluentes de tratamiento secundario y los transforma en una producción primaria neta de madera, granos etc. con valor comercial, pero además reduce la contaminación ambiental.

Las inversiones y costos operación de aquellos productos comerciales, se valoran a precio constante, promedio año 2000 (tipo de cambio: 1 peso igual 1 dólar). Los datos sobre gastos de inversiones y operación para el filtro verde se muestran en la Tabla 1. Los datos fueron provistos por los entes que gestionan los efluentes e información secundaria. La estructura de costos para la forestación y labores culturales de la plantación, fue elaborada a partir de la SAGPyA Forestal (2002). El crecimiento y la producción de la plantación en el filtro verde fue estimada a través de diferentes antecedentes de cultivos de salicáceas, bajo riego y con riego de efluentes (Cisneros et al., 2003).

Las necesidades de agua del cultivo forestal para cada época del año y los programas de riego fueron determinados mediante el software CropWat 4.3 - Windows (FAO 1998). Para el caso 1, la cosecha se realiza en tres periodos, en el año 4 se realiza el raleo, con una producción estimada en 688 toneladas (ton.), en el año 24, se realiza un segundo aprovechamiento con una producción estimada de 5.966 ton., la tala final se realiza en el año 30 con una producción de 1.491 ton.; el precio de venta estimado es de $50 \$ \text{ton}^{-1}$. Para el caso 2, la cosecha se realiza también en tres periodos, año 4 con una producción estimada en 14.177 ton, años 20 y 30 con producción estimada en 124.731 para ambos años; el precio de venta estimado es de $65 \$ \text{ton}^{-1}$. Finalmente el caso 3 dedicado a un doble cultivo, la producción estimada para soja es de $3,47 \text{ ton ha}^{-1}$ y la de colza en $2,57 \text{ ton ha}^{-1}$, el precio de venta fue de $252 \$ \text{ton}^{-1}$ y de $227 \$ \text{ton}^{-1}$, respectivamente.

Para evaluar la depuración del efluente tratado, equivalente, al tratamiento terciario se utilizaron datos de inversiones y costos operacionales considerando una planta tratamiento convencional. En la Tabla 2 se muestran los montos de inversión y costos de operación de la planta de tratamiento convencional. Los datos fueron tomados del trabajo realizado por Ko et al., 2004, y ajustado por el volumen de efluente. Para el primer caso, los gastos e inversiones de la planta de tratamiento terciario, se estimó como en Ko et al. (2004) los parámetros físicos con precios locales de energía, combustibles y personal. Para los otros dos casos estudiados (Ciudad de Río Cuarto y Residencias Universitarias de la UNRC), que

poseen volúmenes de efluentes diferentes, el cálculo de la inversión de las plantas de tratamiento terciario, se estimó a partir del costo de inversión y operación por m³ tratado en la mencionada planta, como si la inversión respondiera a una función lineal

Tabla 1. Inversiones y costos operativos de tecnologías verdes.

Inversiones	CASO 1_\$	CASO 2_\$	CASO 3_\$
Tierra	32.000	1.440.000	50.000
Movimiento de tierra		51.419	2.262
Equipo de riego	26.848	526.577	6.000
Compra de estacas		69.694	
Siembra de pasturas		23.702	
Equipamiento	13.027	106.871	
Total inversiones	71.875	2.218.263	58.262
Costos de operación	\$ año⁻¹	\$ año⁻¹	\$ año⁻¹
Electricidad	1.119	115141	
Personal	6.059	174394	
Combustible y lubricantes	2.517	35436	
Insumos		16938	
Mantenimiento y reparaciones		36913	
Cultivo de soja			3.381
Cultivo de colza			2.364
Total costos de operación	9.695	378.822	5.745

Fuente: los datos de los casos 1, 2, y 3 fueron provistos por administración de las entidades: Cooperativa Telefónica de Adelia María, Ente Municipal de Obras Sanitaria de Río Cuarto y Planta de tratamiento de las residencias de la Universidad Nacional de Río Cuarto respectivamente.

Tabla 2. Inversiones y costos operativos de la planta de tratamiento terciario por casos.

Inversiones	CASO 1_\$	CASO 2_\$	CASO 3_\$
Tierras	1.000	1.000	1.000
Equipamiento	896.971	7.109.413	23.698
Tanque de almacenamiento	30.186	239.255	798
Instalaciones	324.505	2.572.034	8.573
Espesador de lodos	72.461	574.328	1.914
Planta de secado de lodo	137.676	1.091.223	3.630
Ingeniería y contingencia	438.540	3.475.876	11.586
Total inversiones	1.900.339	15.062.130	50.200
Costos operación	\$ año⁻¹	\$ año⁻¹	\$ año⁻¹
Mantenimiento y reparaciones	77.534	614.536	2.048
Energía eléctrica	4.935	39.115	160
Personal	13.000	103.038	34 El tercer
Insumos	2.084	16.518	55
Depósito de lodos secos	3.513	27.844	93
Total costosde operación	101.066	801.052	2.700

Fuente: elaborado considerando los datos de Ko *et al.*, 2004.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición del capital varía sustancialmente entre la planta convencional y el filtro verde dependiendo del valor de la tierra, localización. En la Tabla 3, se muestra que las inversiones de capital estimadas en los sistemas de tratamiento terciarios son significativamente mayores que las realizadas para los filtros verdes; mientras que las inversiones en tierras son mayores para estos últimos. En los casos 1 (Adelia María) y 2 (Río Cuarto), la inversión total para el sistema de tratamiento terciario mediante filtros de arena supera por más de diez veces las necesidades de inversión para el filtro verde; en cuanto que en el caso 3 (Residencias Universitarias), las inversiones totales son algo mayor en el filtro verde. En el caso 3, el filtro verde está localizado prácticamente en tierras urbanas con un valor unitario de la tierra que duplica el caso 1, y es al menos 20% mayor que el caso 2.

Por lo tanto, la inversión total depende sustancialmente del valor de la tierra. Esto muestra clara ventajas para los filtros verdes en las comunidades que tienen tierras utilizadas en formas extensivas, como agricultura, ganadería o forestación, versus aquellos casos en que las tierras están destinadas a usos más intensivos; por ejemplo, desarrollo urbano, donde posiblemente los sistemas de tratamiento terciario presenten cierta ventaja porque ocupan menos espacio. En los casos 1 y 2, el costo de operación es sustancialmente mayor en la planta de tratamiento terciario debido a la utilización de insumos y energía para forzar el proceso de filtración. En el filtro verde, la fuente de energía es solar y los procesos de filtración y reducción de nutrientes son procesos naturales.

Tabla 3. Inversiones y costos operativos de tecnologías verdes y tecnología convencional (Tratamiento Terciario).

TV Tratamiento	Inversión de capital	Valor de la tierra	Inversión total	Costo operación (anual)	VACO	VACT
Caso 1: planta de tratamiento de efluentes Adelia María						
Forestación	\$ 39.875	\$ 32.000	\$ 71.875	\$ 9.695	\$ 109.143	\$ 181.018
Tratamiento terciario	\$ 1.900.339	\$ 1.000	\$ 1.901.339	\$ 101.066	\$ 1.137.779	\$ 3.039.118
Caso 2: planta de tratamiento de efluentes Río Cuarto						
Forestación	\$ 778.261	\$ 1.440.000	\$ 1.521.663	\$ 378.822	\$ 4.264.700	\$ 5.786.363
Tratamiento terciario	\$ 15.062.130	\$ 60.000	\$ 15.122.130	\$ 801.052	\$ 9.018.064	\$ 24.140.194
Caso 3: Planta de tratamiento de efluentes residencias universitarias						
Agricultura	\$ 8.262	\$ 50.000	\$ 58.262	\$ 5.745	\$ 64.681	\$ 122.943
Tratamiento terciario	\$ 50.200	\$ 1.000	\$ 51.200	\$ 2.700	\$ 30.396	\$ 81.596

Nota: VACO = Valor Actual de los Costos Operativos, VACT = Valor Actual del Costo Total.

En contraste, el caso 3 presenta costos operativos mayores debido a la demanda de insumos (trabajo, semillas, agroquímicos, energía) para realizar adecuadamente el doble cultivo soja-colza. Una comparación del Valor Actual del Costo Total en los casos 1 y 2, nos permite observar que la planta de tratamiento terciario convencional, cuesta en términos relativos, entre 4 y 15 veces más que la instalación de los filtros verdes. En contraste, en el

caso 3, la planta de tratamiento terciario convencional es 50% más económica que la realización del filtro verde sin considerar la venta de los productos comerciales. Para los casos 1 y 2, los resultados muestran una ventaja sustancial de los filtros verdes en relación al tratamiento convencional; en cuanto que para el caso 3, es necesario considerar los valores comerciales de la producción y el valor de la descontaminación.

En la Tabla 4, se muestra la valorización de los beneficios comerciales, por la venta de rollizos (casos 1 y 2) o semillas de soja-colza (caso 3) y además se incluye el valor de recuperación de la tierra a los 30 años. La última columna presenta el valor actual neto (VAN) de cada alternativa. Para la planta de tratamiento terciario convencional, el VAN es directamente el valor actual del costo total (VACT); mientras que para los filtros verdes se incluye el valor actual de los beneficios comerciales y de la tierra.

Si solo consideramos el valor comercial de cada alternativa, el VAN de los filtros verdes es positivo y supera en los tres casos la planta de tratamiento convencional; mostrando que los filtros verdes constituyen una alternativa competitiva, aún sin considerar la valoración económica de la descontaminación. Sin embargo, la viabilidad comercial de los mismos es sensible al costo de oportunidad del capital y al valor de la tierra (ver Tablas 5,7 y 9).

Tabla 4. Beneficios derivados de productos comerciales y valores actuales netos (VAN) de tecnologías verdes y tecnología convencional (Tratamiento Terciario).

TV Tratamiento	VABC	VA-Tierra	VABC + VA-Tierra	VANC
Caso 1: Planta de tratamiento de efluentes Adelia María				
Forestación	\$ 212.186	\$ 3.180	\$ 215.366	\$ 34.348
Tratamiento terciario	-	-	-	\$ -3.039.118
Caso 2: Planta de tratamiento de efluentes Río Cuarto				
Forestación	\$ 7.436.919	\$ 143.103	\$ 7.580.023	\$ 1.793.659
Tratamiento terciario	-	-	-	\$ -24.140.194
Caso 3: Planta de tratamiento de efluentes Residencias Universitarias				
Agricultura	\$ 164.048	\$ 4.969	\$ 169.017	\$ 46.074
Tratamiento terciario	-	-	-	\$ -81.596

Nota: VABC = Valor Actual de Beneficios Comerciales, VA-Tierra = Valor Actual de la Tierra, VANC = Valor Actual Neto Comercial.

En la Tabla 5, se muestra el análisis de sensibilidad al valor de la tierra y la tasa de descuento para el caso 1. Se puede observar que si el valor de la tierra aumenta a \$5000 y la tasa descuento es del 8%, el proyecto se hace inviable comercialmente. También, utilizando simplemente un valor de descuento del 12%, el proyecto sería considerado inviable. Por lo tanto, la sola consideración del valor comercial para estos casos específicos, nos puede conducir a una decisión equivocada por ignorar los beneficios derivados de la depuración de agua.

Tabla 5. Sensibilidad de la viabilidad comercial del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento en Adelia María.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VANC _{6%}	VANC _{8%}	VANC _{10%}	VANC _{12%}
2.000	\$ 82.621	\$ 34.348	\$ 1.508	\$ -21.306
5.000	\$ 42.978	\$ -8.882	\$ -43.741	\$ -67.704
15.000	\$ -89.164	\$ -152.982	\$ -194.572	\$ -222.364

Nota : VANC=valor actual neto comercial.

En contraste, cuando se incluye la valoración económica de la depuración del efluente a través de los costos evitados. El resultado es más estable ver detalles en la Tabla 6. De esta manera, para el caso 1, el filtro verde no solo constituye una alternativa viable comercialmente, sino segura desde el punto de vista económico por incluir el valor del servicio público de depuración del efluente tratado.

Tabla 6. Sensibilidad de la viabilidad económica del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento en Adelia María.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VAN _{6%}	VAN _{8%}	VAN _{10%}	VAN _{12%}
2.000	\$ 3.375.116	\$ 3.073.466	\$ 2.855.587	\$ 2.694.138
5.000	\$ 3.336.974	\$ 3.031.736	\$ 2.811.838	\$ 2.649.240
15.000	\$ 3.146.260	\$ 2.823.086	\$ 2.593.092	\$ 2.424.750
50.000	\$ 2.764.833	\$ 2.405.788	\$ 2.155.600	\$ 1.975.772

En el caso 2, el análisis de sensibilidad de la viabilidad comercial se muestra algo más estable que en el caso 1, posiblemente debido a las economías de escalas en el manejo del filtro verde (Tabla 7). El filtro verde sería inviable comercialmente a una tasa de descuento del 15%, aun con un valor de la tierra de \$2000 (precio constante). Prácticamente el valor de la tierra tendría que cuadruplicarse para un tasa de descuento del 8%, para hacer inviable comercialmente el proyecto. La estabilidad del resultado es aún mayor cuando se incorpora el valor económico de la depuración (Tabla 8), por lo tanto, el filtro verde se constituye en una alternativa viable comercialmente y económicamente, además muy segura ante cambios del valor de la tierra y costo de oportunidad del capital.

Tabla 7. Sensibilidad de la viabilidad comercial del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento en Río Cuarto.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VANC _{6%}	VANC _{8%}	VANC _{10%}	VANC _{12%}	VANC _{15%}
2.000	\$ 3.522.732	\$ 2.093.808	\$ 1.123.002	\$ 445.001	\$ -231.434
4.000	\$ 3.276.390	\$ 1.793.659	\$ 792.563	\$ 97.332	\$ -592.261
20.000	\$ 1.305.657	\$ -607.535	\$ -1.850.947	\$ -2.684.018	\$ -3.478.875
50.000	\$ -2.389.467	\$ -5.109.773	\$ -6.807.528	\$ -7.899.051	\$ -8.891.275

El caso 3, también muestra una viabilidad comercial, aunque relativamente sensible ante cambios en el valor de la tierra o costos de oportunidad del capital. En la Tabla 9, se puede observar que si se triplica el valor de la tierra (probable en tierras sujeta a desarrollo urbano), el filtro verde se torna inviable comercialmente aún para tasa de descuento del 6%. Los resultados obtenidos cuando incluimos la valoración de la depuración del agua (usando el método de costo evitado), arrojan resultados consistentes con los hallados por Ko et al. (2004), donde se muestra que el filtro verde supera hasta en seis veces los beneficios económicos de los tratamientos convencionales.

Además, cuando se incluye el valor de la depuración del agua, se constituye en una alternativa de muy baja sensibilidad a los cambios en el precio de la tierra y al costo de oportunidad del capital. También, los resultados muestran que la inclusión de los beneficios ambientales mejora significativamente la estabilidad de los resultados y da mayor seguridad a los decisores públicos en la asignación de recursos para resolver problemas ambientales. La situación se hace relativamente más estable cuando se incorpora el valor de la depuración del efluente tratado (Tabla 10). Aun así, el filtro verde no sería viable económicamente para un valor de la tierra de \$15.000 y una tasa de descuento de 12% ($VAN = \$-7.207$).

Tabla 8. Sensibilidad de la viabilidad económica del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento, Río Cuarto.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VAN _{6%}	VAN _{8%}	VAN _{10%}	VAN _{12%}	VAN _{15%}
2.000	\$ 29.641.200	\$ 26.204.003	\$ 23.766.576	\$ 21.989.748	\$ 20.120.384
5.000	\$ 29.316.688	\$ 25.798.779	\$ 23.315.918	\$ 21.513.245	\$ 19.624.143
15.000	\$ 28.234.980	\$ 24.448.033	\$ 21.813.724	\$ 19.924.901	\$ 17.970.010
50.000	\$ 24.449.001	\$ 19.720.421	\$ 16.556.045	\$ 14.365.697	\$ 12.180.542

Nota: VAN = valor actual neto económico.

Tabla 9. Sensibilidad de la viabilidad comercial del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento en Residencias Universitarias.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VANC _{6%}	VANC _{8%}	VANC _{10%}	VANC _{12%}	VANC _{15%}
2.000	\$ 96.716	\$ 73.093	\$ 56.091	\$ 43.505	\$ 29.995
5.000	\$ 71.939	\$ 46.074	\$ 27.811	\$ 14.507	\$ 448
15.000	\$ -10.650	\$ -43.988	\$ -66.458	\$ -82.156	\$ -98.041
50.000	\$ -299.711	\$ -359.206	\$ -396.400	\$ -420.473	\$ -442.755

Nota: VANC = Valor Actual Neto Comercial.

Tabla 10. Sensibilidad de la viabilidad económica del filtro verde al valor de la tierra y tasa de descuento en las Residencias Universitarias.

Valor de la tierra (\$ ha ⁻¹)	VAN _{6%}	VAN _{8%}	VAN _{10%}	VAN _{12%}	VAN _{15%}
2.000	\$ 184.481	\$ 154.089	\$ 132.144	\$ 115.854	\$ 98.323
5.000	\$ 160.305	\$ 127.670	\$ 104.463	\$ 87.456	\$ 69.376
15.000	\$ 79.716	\$ 39.608	\$ 12.194	\$ -7.207	\$ -27.113
50.000	\$ -202.346	\$ -268.610	\$ -310.748	\$ -338.524	\$ -364.827

Nota: VAN = valor actual neto económico.

4. CONCLUSIONES

La utilización de tecnologías verdes para el aprovechamiento de aguas residuales urbanas tratadas se presenta promisorio a nivel económico y ambiental. Las posibilidades de su utilización se ven reforzadas en aquellas localidades o ciudades donde no se cuenta con otro cuerpo receptor para los vertidos cloacales y exista la posibilidad de acceder a tierras con uso extensivo o bajo valor de mercado de las mismas.

En general, los resultados muestran las ventajas económicas de las tecnologías verdes sobre los sistemas de tratamientos convencionales; específicamente, las tecnologías verdes tienen costos de inversión capital significativamente menor y además proveen beneficios comerciales por las ventas de productos al mercado. Sin embargo, si se ignoran los valores de la depuración del efluente tratado, la viabilidad comercial de los mismos queda condicionada al valor de la tierra y la tasa de descuento.

5. REFERENCIAS

- BECERRA, V. H. et al. **Plan Director ADESUR**. Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto, 1999. 133p.
- BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.
- BRANDER, L. M.; FLORAX, R. J. G. M.; VERMAAT, J. E. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. **Environmental and Resource Economics**, v. 33, n. 2, p. 223-250, 2006. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-005-3104-4>
- CISNEROS, J. M. H. et al. **Estudio y proyecto implantación de un monte forestal comunal bajo riego con efluentes cloacales tratados en la ciudad de Río Cuarto**. Río Cuarto: Universidad Nacional de Río Cuarto; Empresa Municipal de Obras Sanitarias de Río Cuarto, 2003. 49p.
- CONTRERAS, E. **Evaluación social de inversiones públicas: enfoques alternativos y su aplicabilidad para Latinoamérica**. Santiago de Chile: CEPAL, 2004. 102p.
- CRESPI, R.; PLEVICH, O.; THUAR, A.; GROSSO, L.; RODRÍGUEZ, C.; RAMOS, D. et al. Manejo de aguas residuales urbanas. 2005. Disponible en: <http://www.ecopuerto.com/bicentenario/informes/AGUASRESIDUALESURBANAS.pdf>. Acceso en: 10 out. 2013.
- FASCILO, G. E.; MECA, M. I.; GABRIEL, E.; MORÁBITO, J. Effects on crops of irrigation with treated municipal wastewater. **Water Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 133-138, 2002.
- KO, J. Y.; DAY, J. W.; LANE, R. R.; DAY, J. N. A comparative evaluation of money-based and energy-based cost-benefit analyses of tertiary municipal wastewater treatment using forested wetlands vs. sand filtration in Louisiana. **Ecological Economics** 49, n.3, p.331-347, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.01.011>
- MATOS, A. T.; EMMERICH, I. N.; BRASIL, M. S. Tratamento por escoamento superficial de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em rampas cultivadas com azevém. **Engenharia na Agricultura**, v. 13, n. 4, p. 240-246, 2005.

-
- PLEVICH, J. O.; DELGADO, A. R. S.; SAROFF, C.; TARICO, J. C.; CRESPI, R. J.; BAROTTO, O. M. El cultivo de alfalfa utilizando agua de perforación, agua residual urbana y precipitaciones. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 12, p. 1353-1358, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012001200013>
- SANTALLA, E.; FONDO ARGENTINO DE CARBONO - FAC. **Estudio de performance ambiental desarrollado para el FAC**. [S.l.]: UNCPBA, 2008. p. 114.
- VARALLO, A. C. T.; SOUZA, J. M. de; REZENDE, S. S. R.; SOUZA, C. F. Avaliação da qualidade sanitária da alface (*Lactuca sativa*, L.) irrigada com água de reúso comparada com amostras comercializadas. **Ambi-Água**, v. 6, n. 2, p. 295-304, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.201>
- WOODWARD, R. T.; WUI, Y. S. The economic value of wetland services: a meta-analysis. **Ecological Economics**, v. 37, p. 257-270, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00276-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00276-7)

Biorreatores com Membranas Submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso

doi: 10.4136/ambi-agua.1230

Received: 24 Oct. 2013; Accepted: 15 Nov. 2013

Eduardo Lucas Subtil^{1*}; Ivanildo Hespanhol²; José Carlos Mierzwa²

¹Universidade Federal de São Paulo, Campus Baixada Santista e
Pesquisador Associado do Centro Internacional de Referência em
Reúso de Água da Universidade de São Paulo – Santos, SP, Brasil

²Universidade de São Paulo (USP) – São Paulo, SP, Brasil
Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental

*Autor correspondente: e-mail: eduardosubtil@gmail.com,
ivanhes@usp.br, mierzwa@usp.br

RESUMO

As tecnologias disponíveis para o tratamento e reúso de água a partir de esgotos sanitários abrangem um vasto número de opções, sendo os Biorreatores com Membranas Submersas considerados elementos chaves pelo papel que podem desempenhar em esquemas de reúso de água. Neste sentido, este estudo teve como objetivo apresentar um entendimento do status atual de aplicação dos BRMs, bem como apresentar os resultados de uma unidade piloto com membranas submersas do tipo placa plana tratando esgoto sanitário proveniente da moradia estudantil e do restaurante universitário da Universidade de São Paulo. A unidade piloto foi operada em condições estacionárias durante um período de 90 dias com uma concentração de 3422 ± 693 mg SST/L. Os resultados obtidos demonstraram que o sistema é capaz de produzir um efluente com baixas concentrações de cor, turbidez, DBO₅ e DQO, com valores de 25 uC, 0,29 UNT, 5,5 mg O₂/L e 24 mg O₂/L, respectivamente. Além disso, as membranas de ultrafiltração utilizadas foram eficientes na remoção de indicadores de organismos patogênicos, com remoção de 7 e 6 log de coliformes termotolerantes e *E. coli*, resultando em um efluente com concentração de $9,3 \pm 21,0$ e $1,8 \pm 4,0$ NMP/100 ml, respectivamente.

Palavras-chaves: tratamento avançado de esgoto, membranas, reúso de água.

Submerged Membrane Bioreactor (sMBR): a promising alternative to wastewater treatment for water reuse

ABSTRACT

Treatment technology for wastewater treatment and reuse encompasses a vast number of options, and the Submerged Membrane Bioreactor is regarded as a key element for the role it can play in water reuse schemes. Thus, this study aimed to present and discuss the current status of sMBR implementation, as well as to present the results of a pilot plant with submerged flat sheet membranes treating wastewater from the residence halls and the restaurant of the University of São Paulo. The pilot plant was operated under stationary conditions over a period of 90 days with a concentration of 3422 ± 693 mg TSS/L. The results showed that the system can produce an effluent with low concentrations of color, turbidity,

COD and BOD₅ with values of 25 uC, 0.29 NTU, 5.5 mg O₂/L and 24 mg O₂/L, respectively. Furthermore, the ultrafiltration membranes used were able to reduce the density of pathogen indicators, with removal of 7 and 6 log of thermotolerant coliforms and *E. coli* respectively, resulting with concentrations of $9,3 \pm 21,0$ e $1,8 \pm 4,0$ MPN/100 mL, respectively.

Keywords: advanced wastewater treatment, membranes, water reuse.

1. INTRODUÇÃO

Embora o reúso inclua benefícios como preservação de fontes de qualidade elevada, proteção ambiental além de benefícios econômicos e sociais (Asano et al., 2007), a sua implementação na prática enfrenta, ainda, obstáculos que compreendem aceitação pública insuficiente, riscos técnicos, econômicos e higiênicos bem como incertezas causadas pela falta de padrões, diretrizes e legislações específicas (Wintgens et al., 2005).

As tecnologias disponíveis para o tratamento e adequação das águas residuárias abrangem um grande número de opções, sendo os processos de separação por membranas considerados elementos chaves para o tratamento avançado de esgoto sanitários, sobretudo, quando o objetivo final é o reúso de água (Wintgens et al., 2005). Dentre essas tecnologias, os Biorreatores com Membranas Submersas - BRMs (*Submerged Membrane Bioreactor - sMBR*) são reconhecidos atualmente como opção promissora para melhorar o tratamento e implementar o reúso de águas residuárias (Melina et al., 2006; Santos et al., 2011). A tecnologia refere-se à combinação de um processo biológico, geralmente um sistema de lodos ativados, e outro de separação por membranas de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF).

O sistema de BRMs alcançou nos últimos 15 anos uma inserção considerável no mercado de tratamento de águas residuárias, com mais de 2200 instalações espalhadas pelo mundo no ano 2004 (Yang et al., 2006), com o seu valor de mercado duplicado em cinco anos durante o período de 2000 e 2005, atingindo US\$ 217 milhões, sendo esperado um aumento no seu valor de mercado de US\$ 337 milhões em 2010 para US\$ 627 milhões em 2015. Além disso, estima-se um crescimento médio a uma taxa anual de 13,2 % (Hanft, 2011).

O recente crescimento mundial de instalações de tratamento de esgotos sanitários por Biorreatores com Membranas Submersas, além de estar relacionado com as vantagens intrínsecas em relação ao sistema convencional de lodos ativados, especialmente pela elevada qualidade do efluente e menor área necessária para instalação do sistema, é resultado, também, da maior confiabilidade nos equipamentos de membranas, da diminuição do seu custo de investimento, melhor entendimento do processo, dos problemas de escassez de água e de legislações cada vez mais restritivas (Hadler e Kullmann, 2010; Santos et al., 2011). Tem sido relatado que o custo de capital, ainda relativamente elevado do sistema BRMs quando comparado com o sistema convencional de tratamento de esgoto, pode ser reduzido pela padronização dos produtos de membranas, tal como existe para osmose reversa, o que permitirá que qualquer produto de membrana de BRMs possa ser empregado dentro de um sistema existente (Lesjean et al., 2006; Wilde et al., 2008; Stedman, 2007).

Apesar dos BRMs serem, atualmente, uma tecnologia disponível para o tratamento de esgoto sanitário, no Brasil existe, ainda, uma relutância na sua implantação. A tecnologia é geralmente vista como um investimento de alto risco quando comparado com sistemas convencionais de tratamento de esgotos sanitários. Tal fato pode ser explicado (I) pelo custo relativamente elevado do sistema de membranas (cassete), uma vez que o equipamento ainda não é fabricado no Brasil; (II) falta de mão-de-obra qualificada para operar o sistema de tratamento; (III) falta de informação técnica disponível para fornecer subsídios aos projetos que contemplem a tecnologia como opção de tratamento de esgotos sanitários; (IV) baixa contribuição científica nacional relacionada aos processos de separação por membranas e; (V)

falta de incentivo público para encorajar o desenvolvimento de sistemas avançados de tratamento, especialmente para o reúso de água.

Assim, poucos são os exemplos de unidades que utilizam a tecnologia de BRMs no tratamento de águas residuárias no território nacional. Na verdade, as aplicações têm se restringido basicamente ao tratamento de efluentes industriais. Contudo, vale destacar duas obras importantes no estado de São Paulo: uma na autarquia de água e esgoto da cidade de Campinas, a Sanasa, e outra na companhia estadual paulista, a SABESP. A primeira delas, realizada pela Sanasa, foi implementada na EPAR (Estação de Produção de Água de Reúso) Capivari 2, cujo objetivo é de melhorar a qualidade do rio Capivari e gerar receita com a água de reúso e o tratamento de efluentes industriais. A segunda obra está localizada em Campos de Jordão, que devido a restrições legais relacionadas ao lançamento de esgoto no Rio Sapucaí-Guassu, vai ser implementada com a tecnologia de BRMs.

Dentro deste contexto, esse artigo tem por objetivo apresentar um entendimento do status atual de aplicação dos Biorreatores com Membranas Submersas para o tratamento de esgotos sanitários e reúso de água, ressaltando os aspectos científicos alcançados no desenvolvimento e aplicação do sistema, bem como apresentar os resultados de uma unidade piloto de membranas submersas do tipo placa plana tratando esgoto sanitário.

2. CARACTERÍSTICAS DO PROCESSO DE BRMs

No processo de BRMs a barreira física imposta pelas membranas eliminou algumas limitações do sistema de Lodos Ativados Convencionais (LAC), sobretudo no que se refere à separação de biomassa da fase líquida. No tratamento por lodos ativados o decantador secundário é a unidade responsável pela separação dos sólidos em suspensão e, consequentemente, retenção da biomassa no sistema, sendo a gravidade a força motriz deste processo. Entretanto, como a massa específica do lodo (1,02 kg/L) (Tchobanoglous et al., 2003) é muito próxima da água, baixas eficiências nos decantadores secundários com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 2 - 3 horas de sedimentação é um fenômeno comum. Esse problema está, geralmente, associado com a presença de flocos pequenos ($< 10\mu\text{m}$) e de estruturas abertas, além de alta concentração de lodo no reator ($> 5\text{g SST/L}$). Além disso, o conhecido *Bulking* do lodo é um dos problemas de sedimentação mais comum na operação de LAC. Suas causas são bastante complexas, podendo ser ocasionada pela baixa concentração de OD, valores baixos de pH, deficiência de nutrientes, compostos tóxicos e desnitrificação no decantador secundário.

Os Biorreatores com Membranas exploram, justamente, a elevada capacidade de separação da tecnologia de membranas para eliminar os problemas de separação de biomassa presentes nos sistemas de sedimentação por gravidade, especialmente para flocos pequenos e partículas coloidais. No decantador secundário, a força matriz, ou seja, a diferença de densidade entre o floco e a água, está relacionada somente com a massa e estrutura do floco, o qual não é diretamente controlado. Já no processo de separação por membranas a Pressão Transmembrana (PTM) é a força motriz, podendo ser controlada através de uma bomba de sucção. Como resultado, é possível operar o sistema com altas concentrações de lodo, um curto TDH e um elevado Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) (Tabela 1).

A combinação que resultou na tecnologia de biorreatores com membranas foi introduzida no final dos anos 60 por Dorr-Oliver Inc. e combinava o uso de um reator de lodos ativados com um processo de separação por membranas de fluxo tangencial (Figura 1A) (Smith et al., 1969). Embora a ideia de substituir o decantador secundário do sistema de lodos ativados convencional fosse atrativa, era difícil justificar o uso de tal processo, pois os custos elevados das membranas, o baixo valor econômico do produto final (efluente terciário) e a perda rápida de desempenho ocasionado pelo *Fouling* faziam com que os biorreatores de membrana não

fossem atrativos economicamente (Le-Clech et al., 2006). A grande mudança para o sistema ocorreu em 1989 com a idéia de submergir a membrana no reator biológico (Yamamoto et al., 1989). Até então, o sistema era concebido com a unidade de membrana instalada externamente ao reator e operavam com elevada PTM para manter a filtração. Outro passo fundamental no desenvolvimento recente dos BRMs foi operar o sistema com fluxos menores (em geral 25% menor do que aqueles da primeira geração), ou seja, menor PTM resultando em aumento da vida útil das membranas devido à redução da propensão ao *Fouling* irreversível, e a ideia de usar bolhas de ar para limpeza das membranas e controle físico do *Fouling* (Figura 1B) (Judd, 2006).

Figura 1. Principais configurações dos Biorreatores com Membranas.

O menor custo operacional obtido com a configuração submersa juntamente com a redução constante dos custos das membranas levou a um crescimento exponencial de instalação de unidades de tratamento de BRMs em meados dos anos 1990 (Santos et al., 2011). Desde então, melhorias no projeto e operação do sistema com membranas submersas foram introduzidas e incorporadas em estações maiores de tratamento de esgotos sanitários. Enquanto as primeiras estações de tratamento com a tecnologia de BRMs eram operadas com TRS superiores a 100 dias e uma concentração de Sólidos em Suspensão Total no Tanque de Aeração (SSTA) maiores que 30 g SSTA/L, a tendência recente é trabalhar com TRS por volta de 10-20 dias, resultando em níveis de SST de 10 – 15 g/L (Fane et al., 2010). Graças a essas novas condições operacionais, a propensão ao *Fouling* em BRMs tende a diminuir e a manutenção geral do sistema tem sido simplificada, bem como menor necessidade de limpeza das membranas.

Atualmente, a viabilidade econômica da geração atual dos BRMs depende, sobretudo, da manutenção do fluxo de permeado, principalmente pelo controle efetivo do *Fouling* sem que haja um gasto elevado de energia, com valores típicos $\leq 1,0$ KWh/m³ de permeado. Os principais módulos de membranas submersas existentes para sistemas de BRMs são os de fibra-oça (*Hollow Fiber*) e os de placa plana (*Flate Sheet Membrane*). De maneira geral, os módulos baseados em membranas de fibra oça apresentam a vantagem de serem mais baratos de produzir do que os de placa plana, além de permitir a retrolavagem. Em contrapartida, devido ao menor controle hidrodinâmico dos módulos de fibra-oça, eles são mais suscetíveis ao *Fouling* e requerem uma frequência maior de lavagem de limpeza. Os ciclos de retrolavagem e limpeza podem demandar até 25% da água produzida (Judd, 2006).

As membranas utilizadas podem ser de Microfiltração (MF) ou Ultrafiltração (UF). As membranas de MF possuem porosidade variando de 0,1 – 1,0 μm , promovem elevada remoção de sólidos em suspensão incluindo a maioria das bactérias, bem como remoção parcial de vírus e macro-solutos (substâncias com massas molares elevadas), sobretudo as Substâncias Poliméricas Extracelulares (SPE) produzidas pelas bactérias. Essas substâncias são removidas por adsorção com retenção gradual na membrana, sendo um dos responsáveis pelo o fenômeno do *Fouling*. Desta forma, membranas de MF, além de reter os sólidos em suspensão, promovem uma remoção parcial da DBO_5 solúvel. Já as membranas de UF apresentam porosidade entre 0,01 – 0,1 μm . Essas membranas promovem elevada remoção de vírus, e elevada remoção de substância coloidal. Como resultado, tem-se uma maior remoção de DBO_5 solúvel. As membranas de UF tendem a ter uma PTM maior do que as membranas de MF, particularmente no início do ciclo operacional (Judd, 2006).

Quanto ao material das membranas, elas podem ser compostas tanto por polímeros (polietileno, polipropileno e fluoreto de polivilideno) ou inorgânicos (i.e. cerâmicas). Entretanto, os custos relativamente altos das membranas inorgânicas as colocam em desvantagens nos BRMs para o tratamento de esgotos sanitários, onde um preço baixo dos componentes é fundamental para à viabilidade do sistema.

Tabela 1: Principais parâmetros operacionais do sistema BRMs.

Parâmetros Operacionais	BRMs aeróbia
Fluxo ($\text{L}/\text{m}^2\cdot\text{h}$): Instantâneo	25-35
Sustentável	15-25
Tempo de Detenção Hidráulica (h)	1 – 9
Tempo de Retenção de Lodo (d)	>10
Concentração de SSTA (g/L)	12 – 15
Pressão Transmembrana (bar)	< 0,2
Produção de lodo ($\text{kg SS}/\text{kg DQO}\cdot\text{d}$)	<0,25
Relação A/M ($\text{kg DQO}/\text{kg SSTA}^*\cdot\text{d}$)	<0,2
Carga orgânica volumétrica ($\text{kg DQO}/\text{m}^3\cdot\text{d}$)	>20
Tempo de vida das membranas (anos)	5 -10
Taxa de aeração ($\text{Nm ar}/\text{m}^3$ liquor misto)	20 – 30
Consumo de energia para filtração (kWh/m^3)	0,2 – 0,4
Para aeração da membrana (%)	80 – 90
Bombeamento para extração do permeado (%)	10 – 20
Tamanho da estação ($\text{m}^2/\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$)	0,4 – 1,0

Nota:*Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração

Adaptado: Judd (2006); Wisniewski (2007).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Unidade Experimental

A unidade piloto de membrana submersa utilizada neste estudo encontra-se localizada no Centro Internacional de Referência em Reúso de Água - CIRRA da Universidade de São Paulo (USP). O reator foi alimentado com esgoto sanitário, gerado na moradia estudantil e no restaurante universitário do campus São Paulo da USP. O esgoto chegava na estação de tratamento localizada no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH-USP), onde passava por um tratamento preliminar, composto por grade mecânica e desarenação. Após o tratamento

preliminar, o esgoto era armazenado em um tanque de equalização e transferido para o sistema de BRMs por gravidade (Figura 2).

Figura 2. Fluxograma da unidade piloto de MBR, onde: S₁ - sensor de nível; S₂ - sensor de vazão; S₃ sensor de pressão e S₄ - sensor de temperatura.

A unidade piloto foi fabricada em acrílico com o tanque biológico separado do tanque de membrana, sendo o volume do reator biológico de 150 litros. A sucção do efluente tratado, ou seja, do permeado era feita por uma bomba peristáltica conectada ao *manifold* do cassete de membranas. O sistema era operado sobre um ciclo de 8 minutos de sucção e 1,6 minutos de relaxamento (Figura 3). Na linha de sucção havia um sensor de vazão do tipo turbina (5 - 100 L/h, marca Burket modelo 8031), um sensor de pressão (-1 a 1 bar) e termopar para obtenção de dados de temperatura (0 - 100 °C). Todos esses instrumentos estavam conectados ao painel onde havia instalado um *data logger* que registrava e armazenava esses dados a cada 30 segundo. A aeração do sistema era feita continuamente por um compressor através de dois difusores de bolha fina (diâmetro de 230 mm e membrana de EPDM), um para aeração da biomassa em suspensão com um fluxo médio de 7,0 L ar/min e outro para limpeza das membranas com vazão de 10 L ar/min.

Figura 3. Procedimento operacional adotado para controle físico do *fouling*.

3.2. Módulo de Membrana

Conforme apresentado na Figura 1 o sistema estava equipado com um módulo de membrana submersa do tipo placa plana, o qual era composto por membranas poliméricas (PVDF) de Ultrafiltração. As membranas possuíam porosidade média de $0,022 \pm 0,006 \mu\text{m}$, conforme descrito por Subtil et al. (2012). O sistema de membranas de placa plana foi desenvolvido no CIRRA (Figura 4), sendo feito através da usinagem de placas de PVC, onde

eram conformados canais que drenavam o efluente tratado até o ponto de coleta. A vedação das membranas na placa foi realizada por meio de uma resina Epóxi, sendo fixados espaçadores entre a placa e a membrana. Após a fixação da membrana foram feitos teste de estanqueidade com ar.

Figura 4. Sistema de membrana de placa plana, onde: A – placa de PVC usinada; B - membrana de placa plana e; C – cassete de membrana de placa plana.

3.3. Análise de Fluxo

O grau de *fouling* nas membranas foi medido utilizando o modelo de resistência em série (Cheryan, 1998), expresso pelas Equações 1, 2 e 3.

$$J = \frac{Q_p}{A_m} \quad (1)$$

$$R_t = \frac{\Delta P_t}{nJ} \quad (2)$$

$$R_t = R_m + R_f \quad (3)$$

em que:

J é o fluxo de permeado da membrana ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{s}$),

Q_p é a vazão de permeado ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$),

A_m é a área superficial da membrana (m^2),

ΔP_t é a Pressão Transmembrana (PTM) (Pa),

n é a viscosidade do permeado (Pa s),

R_t é a resistência total (m^{-1}),

R_m é a resistência da membrana (m^{-1}) e

R_f é a resistência total devido ao *fouling* que inclui, além do depósito do bloqueio de poros, também a resistência devido a camada gel (m^{-1}).

3.4. Métodos Analíticos

Os parâmetros monitorados durante todo período experimental encontram-se apresentado na Tabela 2. O sistema foi operado com uma idade do lodo em suspensão de 15 dias, controlado pelo descarte de excesso do lodo através de uma bomba submersa acionada periodicamente por um timer. O sistema foi monitorado durante um período de 111 dias entre

os dias 02 de maio de 2011 até 23 de agosto de 2011. Durante este período foram coletadas amostras simples em duplicata do afluente, lodo e efluente (permeado).

Tabela 2. Parâmetros monitorados durante o experimento.

Parâmetros	Descrição
Cor	Espectrofotômetro - Marca Micronal
Turbidez	Turbidímetro - Marca Hach
pH	Método eletrométrico - pH-metro Quimis
DQO	Standard Methods, 2005
DBO	Respirometria - Aqualytic AL606
SST	Standard Methods, 2005
SSV	Standard Methods, 2005
Coliformes Totais	Colilert

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Desempenho do Sistema de BRM's

Parâmetros como turbidez e cor fornecem um indicativo dos aspectos estéticos da água e são cada vez mais aceitos como variáveis físico-químicas para o monitoramento da qualidade da água de reúso, devido a seu baixo custo, fácil análise e a extensão das informações que eles fornecem (Salgot et al., 2006). A utilização de membranas de MF ou UF, no tratamento de esgotos sanitários, tem grande potencial de clarificação do efluente. Neste estudo, pode-se observar (Figura 5) que de fato a separação de sólidos pelas membranas foi altamente eficiente durante todo o período avaliado com rejeição quase total de sólidos em suspensão, indicado pelos resultados de turbidez. A eficiência de remoção de turbidez do sistema foi de 99,9%, resultando em um efluente com concentração média de $0,29 \pm 0,2$ NTU, com valores variando de 0,67 a 0,11 UNT. Eficiências elevadas também foram obtidas para cor que, após o sistema atingir condições estáveis, apresentou remoção média de 93% e uma concentração remanescente de $25,5 \pm 9,5$ uC. Além disso, pode-se observar que a qualidade do efluente tratado mostrou-se praticamente independente da qualidade do afluente.

Outro parâmetro avaliado nesse estudo foi a remoção de matéria orgânica, conforme apresentado na Figura 5. Os resultados referem-se a partida do sistema e a operação em condições estáveis de operação, que foi inoculado com lodo proveniente de outra unidade piloto de LAC alimentada com a mesma água residuária, resultando em uma concentração inicial de SSTA de 784 ± 56 mg/L, e durante condições estáveis de operação com uma concentração média de SSTA de 3422 ± 693 mg/L. Pode-se observar que independente da variação de matéria orgânica do esgoto bruto (DQO filtrada variando de 337 e 746 mg/L), a concentração de DQO no esgoto tratado foi bastante reduzida, sendo sempre inferior a 52 mg O₂/L, mesmo durante a partida do sistema, onde a concentração de SSTA era significativamente inferior (1280 ± 320 mg SSTA/L). Os resultados obtidos em condições estacionárias demonstram o potencial do sistema BRMs na remoção de matéria orgânica, produzindo um efluente com concentração média de 24 ± 7 mg O₂/L de DQO que corresponde a 95% de remoção. No caso da DBO a remoção foi ainda mais significativa com uma concentração média de $5,4 \pm 1,8$ mg de O₂/L alcançando 99% de remoção.

A matéria orgânica remanescente no esgoto tratado pelo BRMs inclui, sobretudo, a fração de matéria orgânica solúvel não biodegradável que não é convertida no reator biológico e acaba passando pela membrana, resultando em uma concentração mínima. Baixas concentrações de compostos orgânicos solúveis em efluentes de BRMs tratando esgoto

sanitário têm sido relatadas na literatura por diversos autores (Arévalo et al., 2009; Kent et al., 2011). Alguns autores têm relacionado este fato com a capacidade das membranas no BRMs em reter alguns compostos orgânicos coloidais e que acabam ficando retidos no sistema. Uma vez que todos constituintes rejeitados pela membrana permanecem no reator biológico para um determinado TRS, estes compostos podem ficar por períodos de tempos mais longos do que em sistemas convencionais, dando-lhes mais tempo para ser degradados (NG e Hermanowicz, 2005; Masse et al., 2006; Dong e Jiang, 2009). Outra possibilidade, conforme sugerida por Tao et al. (2005), é a redução do poro efetivo da membrana causada pela camada de depósito na sua superfície (denominada também como camada gel). O autor encontrou que a remoção de COT pelo BRMs foi drasticamente reduzida após a realização da limpeza química com hipoclorito de sódio, indicando, assim, que a formação da camada gel na superfície das membranas em um BRMs pode elevar a remoção de macromoléculas orgânicas.

Figura 5. Variação temporal da concentração de matéria orgânica no esgoto bruto (afluente) e efluente do BRMS.

Além da clarificação do efluente e remoção de matéria orgânica a presença de organismos patogênicos representa, ainda, a ameaça mais comum a reutilização de esgotos sanitários, haja vista a grande concentração de espécies potencialmente infecciosas que estão presentes nos efluentes das estações de tratamento com nível secundário e os riscos associados ao manejo deste efluente em função do tipo de reúso (Rojas-Valencia et al., 2011; Leverenz e Asano, 2011). Nesse sentido, as membranas de MF e UF utilizadas em BRMs são altamente efetivas na retenção de bactérias (Rojas, et al., 2008; Arévalo et al., 2012), fato este confirmado por este estudo. Os resultados apresentados na Figura 6 demonstram que o efluente produzido pelo sistema de membranas submersas apresentava uma concentração final média de Coliformes Termotolerantes (C.T.) de $9,3 \pm 6,3$ NMP/100 mL, enquanto que para

E. coli a concentração final no efluente foi de $1,8 \pm 1,2$ NMP/100 mL, ou seja, uma remoção de 7 e 6 logs para coliformes termotolerantes e *E. coli*, respectivamente. Resultados semelhante foram observados por Komesli et al. (2007) e Arévalo et al. (2009).

Comparando os resultados do efluente produzido pelo sistema de BRM's com o guia de reúso de água da Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 2012), pode-se observar que o efluente produzido, com exceção de coliformes termotolerantes, atendeu os valores máximos recomendados para reúso urbano irrestrito (Tabela 3). Embora tenha sido detectado coliformes termotolerantes no efluente do sistema de BRM's é pouco provável que estas bactérias tenham atravessado a membrana. Tendo em vista que o diâmetro do poro da membrana é, geralmente, muito menor que o tamanho das bactérias, Gomes et al. (2006) investigaram a origem de indicadores de contaminação fecal em efluentes de BRMs com membranas de Ultrafiltração e concluíram que as bactérias presentes no permeado não haviam atravessado a membrana, uma vez que o tamanho dos poros da membrana era aproximadamente 100 vezes menor do que as bactérias, mas sim, eram resultado, da contaminação da zona do permeado devido a baixa frequência de limpeza do sistema. De fato, tem sido relatado que as membranas promovem a desinfecção do esgoto, sendo necessária a cloração apenas para evitar que ocorra contaminação do efluente tratado e a possibilidade de desenvolvimento de organismos patogênicos.

Figura 6. Variação temporal de coliformes termotolerantes e *E. coli* no esgoto bruto e no efluente do BRMS.

Tabela 3. Características do esgoto bruto e do efluente tratado pelo BRMs.

Parâmetro	Esgoto Bruto			Efluente BRMs			EPA ¹
	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	VMP
Cor (uC)	418	584	197	25	50	9	-
Turbidez (UNT)	251	383	123	0,29	0,85	0,05	≤ 2,0
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	383	458	277	5,5	9	2	≤ 10,0
DQO (mg O ₂ /L)	514	746	337	24	51	10	-
C.T. ² (NMP/100 mL)	$2,7 \times 10^7$	$9,1 \times 10^8$	$3,4 \times 10^6$	9,3	21	0,0	N.D. ³
<i>E. Coli</i> ¹ (NMP/100 mL)	$4,1 \times 10^6$	$3,1 \times 10^7$	$1,1 \times 10^6$	1,8	4,0	0,0	-

Nota:¹Guia de reúso da Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos para reúso urbano irrestrito (USEPA, 2012);

²Média geométrica;

³N.D. – Não detectável.

4.2. Desempenho Hidráulico das Membranas

Para manutenção do fluxo de permeado e redução do potencial de *fouling* irreversível das membranas adotou-se como parâmetro controle a pressão transmembrana, estabelecendo-se o valor máximo de 0,15 bar para realização de limpeza química de manutenção. Na Figura 7 é apresentada a variação temporal da vazão (L/h) do sistema BRMs, do fluxo das membranas (L/m².h) e da pressão transmembrana. Os resultados referem-se ao desempenho das membranas durante três ciclos consecutivos de operação, caracterizados por uma limpeza química de manutenção com uma solução de NaOH a 0,4%. Conforme resultados apresentados na Tabela 4, durante condições estáveis, ou seja, operação sob condição de fluxo constante, foi possível operar o sistema com uma vazão média de $16,8 \pm 1,3$ L/h o que correspondia a uma taxa de produção de $9,7 \pm 0,7$ L/m².h. O intervalo de limpeza química de manutenção durou em média 105 horas, ou seja, a cada 4,3 dias foi necessária a realização de uma limpeza química para recuperação do fluxo e reduzir o potencial de *fouling* irreversível das membranas.

Tabela 4. Características hidráulicas das membranas durante o período experimental.

Parâmetro	Valor	Unidade
Vazão do BRM's	$16,8 \pm 1,3$	L/h
Fluxo	$9,7 \pm 0,7$	L/m ² .h
Permeabilidade	94 ± 24	L/m ² .h.bar
Resistência Total (Rt)	$4,5 \times 10^{12}$	m ⁻¹
Resistência da membrana (Rm)	$2,5 \times 10^{12}$	m ⁻¹
Resistência do Fouling (Rf)	$2,0 \times 10^{12}$	m ⁻¹
Rm/Rt	0,55	-
Rf/Rt	0,45	-

Figura 7. Variação da vazão de permeado do sistema (L/h), fluxo das membranas (L/m².h) e da pressão durante dois ciclos completos de operação.

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que os Biorreatores com Membranas Submersas podem se tornar um elemento-chave nos esquemas sanitários de recuperação e reúso de água. O sistema é capaz de produzir um efluente de elevada qualidade em relação à remoção de material orgânico, turbidez, e organismos patogênicos, e com características constantes, praticamente independente da qualidade do afluente. Deve-se destacar também que as membranas promovem uma desinfecção efetiva do efluente, reduzindo o risco de contaminação biológica pela reutilização do efluente tratado.

Apesar dos benéficos e vantagens intrínsecas dos BRMs e do papel que a tecnologia pode desempenhar na conservação dos recursos hídricos, a sua adoção como opção sustentável no tratamento de esgoto sanitário em escala real, sobretudo no cenário nacional, representa, ainda, um desafio para a engenharia sanitária. Muitas áreas como o controle efetivo de *fouling*, redução dos gastos energéticos com a aeração das membranas, pré-tratamento, definição de procedimentos operacionais e parâmetros de projetos precisam ser estabelecidos e otimizados para superar as desvantagens do sistema e fornecer suporte para os projetos que contemplem a tecnologia como opção de tratamento.

6. REFERÊNCIAS

- AREVALO, J.; GARRALON, G.; PLAZA, F.; MORENO, B.; PEREZ, J.; GOMEZ, M. A. Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study. **Desalination**, v. 243, p. 32–41, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.013>
- AREVALO, J.; RUIZ, L. M.; PARADA-ALBARRACÍN, J. A.; GONZÁLEZ-PÉREZ, D. M.; PÉREZ, J.; MORENO, B.; GÓMEZ, M. A. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? **Desalination**, v. 299, p. 22–27, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.008>
- ASANO, T. et al. **Water reuse, issues, technologies, and applications**. New York: Metcalf & Eddy/AECOM; McGraw Hill, 2007.
- CHERYAN, M. **Ultrafiltration and microfiltration handbook**. Boca Raton: CRC PRESS, 1998.
- DONG, B.; JIANG, S. Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times. **Desalination**, v. 243, p. 240–250, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.026>
- FANE, A. G.; ZHANG, J. S.; NG, C. A. Improving the performance of MBRs. In: IWA REGIONAL CONFERENCE AND EXHIBITION ON MEMBRANE TECHNOLOGY & WATER REUSE, 18-22 October 2010, Istanbul. **Proceedings...** London: IWA, 2010.
- GÓMEZ, M.; DE LA RUA, A.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; HONTORIA, E.; GÓMEZ, M. A. Urban wastewater disinfection by filtration Technologies. **Desalination**, v. 190, p. 16–28, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.07.014>
- HADLER, J.; KULLMANN, C. Large-scale membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. In: IWA REGIONAL CONFERENCE AND EXHIBITION ON MEMBRANE TECHNOLOGY & WATER REUSE, 18-22 October 2010, Istanbul. **Proceedings...** London: IWA, 2010. p. 18–22.

- HANFT, S. **Membrane bioreactors: global markets (MST047C)**. [S.l.]: BCC Research, 2011.
- JUDD, S. **The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors, in water and wastewater treatment**. [S.l.]: Elsevier, 2006.
- KENT, F. C.; CITULSKI, J.; FARAHBAKHS, K. Water reclamation using membranes: Permeate water quality comparison of MBR and tertiary membrane filtration. **Desalination**, v. 274, p. 237–245, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.019>
- KOMESLI, O. K.; TESCHNER, K.; HEGEMANN, W.; GOKCAY, C. F. Vacuum membrane applications in domestic wastewater reuse. **Desalination**, v. 215, p. 22–28, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.025>
- LESJEAN, B.; LEIKNES, T.; HOCHSTRAT, R.; SCHORIES, G.; GONZALEZ, A. G. MBR: technology gets timely EU cash boost. **Filtration & Separation**, v. 43, p. 20–23, 2006. [http://dx.doi.org/10.1016/S0015-1882\(06\)71005-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0015-1882(06)71005-9)
- LE-CLECH, P.; CHEN, V.; FANE, T. A. G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, p. 17–53, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2006.08.019>
- LEVERENZ, H. L.; ASANO, T. Wastewater reclamation and reuse system. **Treatise on Water Science**, v. 4, p. 63–71, 2011.
- MASSE, A.; SPERANDIO, M.; CABASSUD, C. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. **Water Research**, v. 40, p. 2405–2415, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.015>
- MELINA, T.; JEFFERSON, B.; BIXIO, D.; THOYE, C.; DE WILDEC, W.; DE KONING, J. et al. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Desalination**, v. 187, p. 271–282, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.086>
- NG, Y.; HERMANOWICZ, S. W. Membrane bioreactor operation at short solids retention times: performance and biomass characteristics. **Water Research**, v. 39, p. 981–992, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.014>
- ROJAS, J. C.; MORENO, B.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, M. A. Potabilization of low NOM reservoir water by ultrafiltration spiral wound membranes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 158, p. 593–598, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.107>
- ROJAS-VALENCIA, M. N.; ORTA DE VELÁSQUEZ, M. T.; FRANCO, V. Urban agriculture, using sustainable practices that involve the reuse of wastewater and solid waste. **Agricultural Water Management**, v. 98, p. 1388–1394, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.04.005>
- SALGOT, M.; HUERTAS, E.; WEBER, S.; DOTT, W.; J. HOLLENDER. Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. **Desalination**, v. 187, p. 29–40, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.065>
- SANTOS, A.; MA, W.; JUDD, S. J. Membrane bioreactors: two decades of research and implementation. **Desalination**, v. 273, p. 148–154, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.063>

- SMITH, C. V.; DIGREGORIO, D.; TALCOTT, R. M. The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. In: ANNUAL PURDUE INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 24., 1969. **Proceedings...** Purdue University, 1969.
- STEDMAN, L. Europe's drive to standardise MBRs. **Water** **21**, p. 22–23, 2007.
- SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; SILVA, M. C. C.; HESPANHOL, I. Assessment Performance of Conventional Membrane Bioreactor (C-MBR) and Biofilm Membrane Bioreactor (BF-MBR) Fed With Domestic Wastewater. In: IWA REGIONAL CONFERENCE ON MEMBRANE TECHNOLOGY, 3., 2012, Buenos Aires. **Proceedings...** London: IWA, 2012.
- TAO, G.; KEKRE, K.; WEI, Z.; LEE, T. C.; VISWANATH, B.; SEAH, H. Membrane bioreactors for water reclamation. **Water Science Technology**, v. 51, p. 431–440, 2005.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4th Edition New York: McGraw-Hill, 2003. p. 1819.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Guidelines for water reuse**. Washington: Office of Wastewater Management, 2012.
- WILDE, W.; RICHARD, M.; LESJEAN, B.; TAZI-PAIN, A. Towards standardization of the MBR technology? **Desalination**, v. 231, p. 156–165, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.043>
- WINTGENS, T.; MELIN, T.; SCHÄFER, A. I.; MUSTON, M.; BIXIO, D.; THOEYE, C. The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. **Desalination**, v. 178, p. 1-11, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2004.12.014>
- WISNIEWSKI, C. Membrane bioreactor for water reuse. **Desalination**, v. 203, p. 15–19, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.002>
- YAMAMOTO, K.; HIASA, M.; MAHMOOD, T.; MATSUO, T. Direct solid–liquid separation using hollow fiber membrane in an activated-sludge aeration tank. **Water Science & Technology**, v. 21, p. 43–54, 1989.
- YANG, W. B.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, 201-211, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2005.07.010>

Impacto de estratégias nutricionais em indicadores de produtividade hídrica para suínos

doi: 10.4136/ambi-agua.1163

Received: 13 Aug. 2013; Accepted: 18 Nov. 2013

Julio Cesar Pascale Palhares

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Pecuária Sudeste - São Carlos, SP, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: julio.palhares@embrapa.br

RESUMO

A produtividade hídrica é um indicador ainda pouco considerado na produção animal. Isso se justifica por a água ser ainda entendida pelos atores da cadeia de produção como um recurso natural abundante disponível em quantidade e qualidade. O objetivo deste estudo foi avaliar o impacto de estratégias nutricionais em indicadores hídricos para suínos em crescimento e terminação. Cinco estratégias foram avaliadas: dieta testemunha (T1), com redução do nível de proteína bruta (T2), com fitase (T3), com minerais orgânicos (T4) e as três estratégias nutricionais juntas (T5). O indicador de produtividade hídrica é definido como a relação da quantidade de produto pelo total de água consumida para gera-lo. Os seguintes indicadores de produtividade hídrica foram calculados: peso total (kg L^{-1}), carcaça fria (kg L^{-1}), carne magra (kg L^{-1}) e nutricional (kcal L^{-1}). O T5 apresentou as melhores produtividades, ou seja, para cada litro de água consumida, se produziu maior quantidade de produto. A produtividade de peso total nesse tratamento foi de $3,0 \text{ kg L}^{-1}$, enquanto no T1 foi de $2,5 \text{ kg L}^{-1}$. O T3 apresentou as menores produtividades. A produtividade hídrica nutricional foi de 2.512, 2.763, 2.657, 2.814 e 3.039 kcal L^{-1} , respectivamente para T1, T2, T3, T4 e T5. A utilização de estratégias nutricionais reduz o consumo de dessedentação e, conseqüentemente, melhora a produtividade hídrica. As melhores produtividades são observadas quando se utiliza as estratégias simultaneamente.

Palavras-chave: aminoácidos, dessedentação, fitase, minerais orgânicos.

Impact of nutritional strategies on water productivity indicators for pigs

ABSTRACT

The productivity of water is a poorly considered indicator in animal agriculture. This is because water is a resource still believed by persons in the production network to be abundant and of good quality. The aim of this study was to evaluate the impact of nutritional strategies in water productivity indicators for growing and slaughtering pigs. Five strategies were evaluated: control diet (T1), with a reduction in the level of crude protein (T2), phytase (T3), organic minerals (T4) and the three nutritional strategies combined (T5). The water productivity indicator is defined as the quantity of product by water used. The following indicators were calculated: total weight (kg L^{-1}), cold carcass (kg L^{-1}) lean carcass (L kg^{-1}), and nutrition (kcal L^{-1}). T5 showed the best productivities for each liter of water used. The total weight productivity in this treatment was 3.0 kg L^{-1} , while in T1 was 2.5 kg L^{-1} . T3 had the lowest productivities. The nutritional water productivities were 2,512, 2,763, 2,657, 2,814,

and 3,039 kcal L⁻¹, respectively for T1, T2, T3, T4, and T5. Nutritional strategies reduce the use of drinking water and therefore improve water productivities. The best productivities were observed when combining the strategies.

Keywords: aminoacids, drinking water, phytase, organic minerals.

1. INTRODUÇÃO

O aumento do consumo de água na agricultura se dará devido à melhoria na qualidade dos alimentos e ao aumento da participação das proteínas animais nas dietas (Mioduszeewski, 2009). É preciso estar ciente dos riscos que a falta de água significa para as produções pecuárias e, portanto, melhorar a eficiência de utilização do recurso. Aumentar o conhecimento da utilização da água pelos diferentes sistemas de produção é a melhor forma, senão a única, para atingir o equilíbrio hídrico das produções (Girard, 2012).

A água é um requisito fundamental para todas as produções animais, mas como objeto de pesquisa, recebe, surpreendentemente, pouca atenção. Há muitas razões para essa falta de interesse no tema. A água para a maior parte da produção pecuária mundial está disponível, se não abundante. Porque ela não é comercializada como as vitaminas, minerais, e aminoácidos, há pouco incentivo financeiro para estudar as relações da água com a produção de animais (Patience, 2012). Embora a água seja um elemento fundamental na produção de suínos e sua deficiência prejudica o desempenho dos animais e da criação, a relação água/produção de suínos ainda é pouco estudada.

É preciso estar ciente dos riscos que a falta de água significa para as produções pecuárias e com essa consciência, melhorar a eficiência da utilização da água. Palhares (2011) a relação água e produção de suínos é um tema que deve ser abordado de forma imediata e sistêmica, pois essa atividade é uma ameaça constante à quantidade e à qualidade deste recurso natural. Shaw et al. (2006) a água é o nutriente que o suíno requer em maior quantidade e seu consumo é influenciado por uma série de fatores, sendo um dos principais o tipo de dieta. A dieta bem formulada irá propiciar consumo ótimo de água e uso racional do recurso natural.

Durante os últimos 20 anos, os pesquisadores desenvolveram métricas para ajudar a caracterizar, mapear e acompanhar as questões ambientais no planeta. Os estudos têm destacado a incompatibilidade entre a disponibilidade hídrica e a demanda de água (Hoekstra et al., 2012). As métricas são fundamentais para avaliar o desempenho das atividades agropecuárias e relevantes para orientar produtores e consumidores em suas decisões.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística destaca que os temas ambientais são recentes e não contam com uma larga tradição de produção de estatísticas no Brasil. Isto resulta numa menor disponibilidade de informações requeridas para uma abordagem mais completa. Por esta razão, permanecem algumas lacunas importantes, entre as quais se destacam: o uso da água, a erosão e a perda de solo, e a desertificação (IBGE, 2012).

Mitchell et al. (1995) indicadores podem ser comparados com valores de referência, definido como um nível ótimo, ou a um valor limite, definido como o nível mínimo necessário. Halberg (1999) estudos são necessários a fim de validar indicadores comuns aos diferentes tipos de sistemas pecuários, permitindo a comparações entre estes.

As três funções de um indicador são: simplificar, quantificar e comunicar de forma rápida e fácil. A utilização destes em atividades pecuárias auxiliam no entendimento do sistema de produção e na avaliação de sua sustentabilidade (Belanger et al., 2012). Indicadores hídricos podem ajudar os agricultores na compreensão do uso da água em sua atividade, otimizando esse uso e a gestão do recurso (Prochnow et al., 2012). Dependendo do objetivo em estimar a relação do consumo de água com a produção agropecuária, várias abordagens em diferentes escalas têm sido desenvolvidas. Os cientistas geralmente utilizam para expressar essa relação o conceito de eficiência do uso da água ou produtividade da água

(Zoebl, 2006; Bouman, 2007). Esse conceito pode ser aplicado à escala de animal de produção (Haileslassie et al., 2011).

Produtividade em geral, é um termo econômico que descreve uma relação entre a saída e a entrada e se destina a quantificar o quanto de produto é produzido por unidade de entrada de recurso. Da mesma forma, o termo eficiência do uso da água tem origem no conceito econômico de produtividade (Prochnow et al., 2012). Ambos os termos são utilizados no contexto da fisiologia, agronomia, hidrologia e ecologia em diferentes escalas e com diferentes variáveis em relação à saída (Zoebl 2006; Moore et al., 2011).

A produtividade hídrica é um indicador ainda pouco considerado nos trabalhos em produção animal. Isso se justifica por a água ser ainda entendida pelos atores da cadeia de produção como um recurso natural abundante disponível em quantidade e qualidade. Essa situação deve se alterar no curto prazo, pois a pressão social por sistemas produtivos mais eficientes no uso dos recursos naturais tende a aumentar. Doreau et al. (2012) a relação entre produção animal e os recursos hídricos deve ser considerada com o objetivo de estabelecer sistemas pecuários sustentáveis. Pereira et al. (2012) a percepção de uma sociedade urbana que prioriza a preservação do meio ambiente e a alocação presente e futura de água são desafios às atitudes dos agricultores e irão exigir novas abordagens.

O objetivo deste estudo foi avaliar o impacto de estratégias nutricionais em indicadores hídricos para suínos em crescimento e terminação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O indicador de produtividade hídrica é definido como a relação da quantidade de produto pelo total de água consumida para gerá-lo (Van Breugel et al. 2010; Pereira et al., 2012).

Os indicadores de produtividade hídrica são apresentados na Tabela 1. Os indicadores propostos têm a intenção de caracterizar a eficiência de utilização da água na dimensão animal. Assim, eles contêm o princípio geral de estabelecer a melhor relação de entrada (água de dessedentação) por saída (peso e energia do produto).

Tabela 1. Indicadores de produtividade hídrica e sua descrição.

Indicador	Descrição
Peso Total	Relação do peso total dos animais terminados em cada tratamento com o consumo total de água de dessedentação do tratamento durante o ciclo produtivo (kg L^{-1})
Carcaça Fria	Relação do peso total dos animais terminados em cada tratamento (76% do peso total) com o consumo total de água de dessedentação do tratamento durante o ciclo produtivo (kg L^{-1})
Carne Magra	Relação do peso total dos animais terminados em cada tratamento (57,7% do peso total) com o consumo total de água de dessedentação do tratamento durante o ciclo produtivo (kg L^{-1})
Nutricional*	Relação da energia contida por quilograma de produto com o consumo total de água de dessedentação do tratamento durante o ciclo produtivo (kcal L^{-1})

* Considerando um quilograma de carne magra (57,7% do peso vivo), fornecendo $1.750 \text{ kcal kg}^{-1}$ (média dos cortes de bisteca, lombo e pernil) (NEPA, 2011).

As estratégias nutricionais avaliadas foram selecionadas a partir do estudo de Palhares et al. (2009). Neste trabalho os autores relacionaram o tipo de estratégia e o consumo de água de dessedentação de suínos em crescimento e terminação. Foram avaliados oitenta suínos, machos castrados, resultado do cruzamento de fêmeas Landrace x Large White com machos

MS60, ao redor de 30 kg de peso vivo e com idade média de 77 dias. O programa nutricional contemplava quatro dietas com as fases de 30 a 50 (Crescimento I), 50 a 70 (Crescimento II), 70 a 100 (Terminação I) e 100 a 130 kg (Terminação II).

A água de dessedentação foi servida a vontade para os animais. Cada baia dispunha de um galão com capacidade de 50 L colocado de forma suspensa. O galão estava conectado ao bebedouro da baia. Diariamente, o volume do galão era repostado, assim a diferença entre a capacidade do galão e o valor repostado forneceu o resultado do consumo total de água por baia e por animal. Metodologia semelhante para avaliação do consumo de água é descrita por Meyer et al. (2006).

Os tratamentos avaliados e as respectivas médias de consumo de água por animal por dia foram:

T1 – Dieta com nível alto de proteína bruta, suplementação mínima de aminoácidos e sem a inclusão de fitase e minerais orgânicos, consumo médio, 5,0 L animal⁻¹ dia⁻¹;

T2 – Dieta formulada a partir de T1, com redução do nível de proteína bruta, mediante a suplementação de lisina, metionina, treonina e triptofano industriais, observando a proteína ideal de todos os aminoácidos essenciais, consumo médio, 4,4 L animal⁻¹ dia⁻¹;

T3 – Dieta formulada a partir de T1, mas com a inclusão de fitase e redução dos teores de cálcio e fósforo da dieta, consumo médio, 4,6 animal⁻¹ dia⁻¹;

T4 – Dieta formulada a partir de T1, mas com a suplementação de 40% de minerais orgânicos (Cu, Zn e Mn) e 50% minerais inorgânicos, consumo médio, 4,4 L animal⁻¹ dia⁻¹;

T5 – Dieta formulada a partir de T1, mas combinando os tratamentos T2, T3 e T4, consumo médio, 4,0 L animal⁻¹ dia⁻¹.

A partir dos resultados do consumo médio de água por animal por dia de cada tratamento calculou-se os indicadores de produtividade hídrica. Para o cálculo do total de água consumida se considerou o somatório da água de dessedentação em cada tratamento durante o ciclo produtivo (117 dias de ciclo de produção).

As produtividades foram calculadas de acordo com a Equação 1.

$$PH = \frac{P[p, E]}{\sum_{t=1}^5 CT} \quad (1)$$

em que:

PH- Produtividade Hídrica.

P- Produto (*p*- peso total dos animais terminados em cada tratamento, *E*- energia total produzida por tratamento).

CT- Consumo total de água de dessedentação no tratamento T (L).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em todos os tratamentos que houve o uso de estratégias nutricionais verificou-se menor consumo de água pelos animais. O Tratamento 5 demonstrou que a utilização das estratégias nutricionais de forma simultânea proporciona o menor consumo diário de água. Isso representa menor uso do recurso natural, o que justifica a afirmação deste tratamento conter uma vantagem conservacionista frente aos outros tratamentos.

Ressalta-se que as tecnologias não devem ser avaliadas isoladamente, ou seja, somente por um enfoque nutricional, pois o objetivo do uso destas não pode se limitar somente a nutrição, mas como esta pode auxiliar no desempenho hídrico. Os resultados corroboram a consideração da nutrição como uma dos elos do manejo hídrico da atividade.

Na Tabela 2 observam-se os índices produtivos e as produtividades hídricas de cada tratamento. Verifica-se a relação entre uso da estratégia e melhoria da produtividade hídrica. O T5 apresentou as melhores produtividades, ou seja, para cada litro de água consumida, se produziu maior quantidade de produto. O T3 apresentou as menores produtividades entre as estratégias avaliadas. Os resultados indicam que o uso da fitase em conjunto com outras estratégias tem um impacto maior na melhoria da produtividade, mas trabalhos devem ser conduzidos a fim de esclarecer esse efeito.

Tabela 2. Índices produtivos e Produtividades Hídricas por tratamento.

Índices Produtivos	T1	T2	T3	T4	T5
Peso Total (kg)	20.898	22.646	22.150	21.931	21.493
Peso Total - Carcaça Fria (kg)	15.882	17.211	16.834	16.667	16.335
Peso Total - Carne Magra (kg)	12.058	13.067	12.780	12.654	12.401
Total de água consumida (L)	8.399	8.276	8.416	7.868	7.142
Produtividades Hídricas					
Peso Total (kg L ⁻¹)	2,5	2,7	2,6	2,8	3,0
Carcaça Fria (kg L ⁻¹)	1,9	2,1	2,0	2,1	2,3
Carne Magra (kg L ⁻¹)	1,4	1,6	1,5	1,6	1,7
Nutricional (kcal L ⁻¹)	2.512	2.763	2.657	2.814	3.039

Renault (2000) calculou uma produtividade hídrica nutricional para a carne de suíno de 0,41 kcal L⁻¹, valor muito abaixo do verificado neste estudo. O que pode explicar esta diferença são as premissas consideradas no conceito de produto e entrada de água. Se entrada de água for considerada como o total de água utilizada por um sistema de produção (água contida nos alimentos e águas de serviços), além da água de dessedentação, como aqui considerado, o valor do denominador será bem maior. O autor não esclarece o que é o produto “carne de suíno” a qual neste estudo foi utilizada a porcentagem de carne magra para o cálculo. Com isso, comparações entre valores de produtividade hídrica só podem ser feitos a partir de estudos com premissas de cálculo e fatores de alocação semelhantes, pois o consumo de água por um animal e o uso da água em um sistema de produção é multifatorial e dependente de aspectos locais, culturais, produtivos e econômicos.

Relacionando a produtividade de peso total com o número de cabeças de suínos abatidos no Brasil em 2012 (35.979.434 cabeças) (IBGE, 2013), observa-se o quanto o uso das estratégias pode representar na economia de água pela atividade e, consequentemente, na contribuição a gestão hídrica do país. Se os animais abatidos em 2012 fossem alimentados com a dieta T1, isso representaria um consumo de 1.871.911 m³ de água e com a dieta T5 1.490.644 m³ de água, portanto uma demanda 20% menor para abater o mesmo número de animais. Para os tratamentos T2, T3 e T4 essas demandas seriam 10%, 6% e 11%, respectivamente menores.

O impacto positivo verificado no consumo de água também foi verificado nos indicadores de produtividade hídrica. Os tratamentos nos quais houve o uso das estratégias nutricionais também apresentaram as melhores relações produto por consumo de água. Os tratamentos T2 e T4 apresentaram produtividades 10% maiores para todos os indicadores quando comparados a T1, para T3 esse valor foi de 6%. O tratamento com todas as estratégias apresentou produtividades 20% maiores do que o tratamento controle (T1). Halberg (1999) se

o valor do indicador sofreu alterações maiores do que 10 a 15% isso pode ser explicado por alterações no manejo.

Perry (2011) a produtividade hídrica é um tema de extrema importância porque a verificação de como ela pode ser melhorada é prioritário para a gestão dos recursos hídricos. Se a produtividade é maximizada pelo máximo rendimento por hectare, o objetivo é simples. Mas ganhos de produtividade pela redução da entrada de água é um objetivo complexo e de alta prioridade. As diferenças entre o peso total produzido por tratamento foram baixas em relação a T1, 8% maior em T2, 6% maior em T3, 5% maior em T4 e 3% maior em T5. Portanto, em T5 se produziu quase a mesma massa que em T1, mas com uma produtividade 20% maior. Isso demonstra que com uso das estratégias nutricionais o objetivo de alta complexidade é possível de ser atingido, devendo os resultados serem considerados na melhoria do manejo hídrico da atividade suinícola e na gestão da unidade hidrográfica que esta se insere.

Tendo como fator de decisão somente os indicadores de produtividade hídrica a dieta com todas as estratégias deve ser indicada como a melhor a ser utilizada. Mas em um sistema de produção outros aspectos devem ser considerados na tomada de decisão como os produtivos, culturais, de capacitação da mão de obra e econômicos. Certamente, essa dieta terá um maior custo de aquisição por conter mais tecnologia e, conseqüentemente, maior impacto no custo de produção. Portanto, a indicação da melhor estratégia para os públicos alvos (produtores e profissionais agropecuários) deve considerar todos esses aspectos.

Outro impacto positivo que as estratégias terão é na redução da excreção de nutrientes (nitrogênio, fósforo, cobre e zinco). A dieta em que só foi utilizada fitase como estratégia (T3) apresentou o menor ganho de produtividade hídrica em comparação a T1 (6%), mas é uma dieta que promoverá a redução da excreção do fósforo, um dos elementos responsáveis pela intensificação de processos de eutrofização dos recursos hídricos. Silva et al. (2005) a fitase tem a finalidade de melhorar a eficiência dos animais pelo aumento da digestão de produtos de baixa qualidade e redução da perda de fósforo nas fezes, além de reduzir a suplementação com fósforo inorgânico, diminuindo custos e melhorando a utilização do elemento. A dieta do T5 também reduzirá a excreção desse elemento, mas com um custo maior. Em áreas em que os solos apresentam altas concentrações de fósforo e/ou os recursos hídricos elevados índices de poluição orgânica, a dieta T3 pode ser recomendada, apesar de não apresentar uma produtividade hídrica tão significativa como a dieta com todas as estratégias.

Os resultados demonstram a eficiência das estratégias nutricionais quando se quer melhorar a relação peso do animal por quantidade de água consumida. Os indicadores de produtividade verificados estão relacionados às condições produtivas do experimento, mas podem servir como valores de referência na aplicação das estratégias em condições produtivas diferentes. O fato de já se ter referências significa um avanço, pois até o momento, informações relacionando produto e consumo de água, não só na produção de suínos, mas na produção animal são escassos, mas de fundamental importância quando se avalia produtos e atividades intensivas no uso da água.

4. CONCLUSÃO

A utilização de estratégias nutricionais reduz o consumo de dessedentação e, conseqüentemente, melhora a produtividade hídrica. O T5 apresentou as melhores produtividades, ou seja, para cada litro de água consumida, se produziu maior quantidade de produto. A produtividade de peso total nesse tratamento foi de 3,0 kg L⁻¹, enquanto no T1 foi de 2,5 kg L⁻¹. O T3 apresentou as menores produtividades. Os resultados obtidos são dependentes das condições produtivas, mas a pesquisa demonstra que as estratégias nutricionais promovem a conservação dos recursos hídricos em quantidade.

Os indicadores de produtividade hídrica podem ser utilizados como referências na avaliação de outras realidades produtivas que tenham os mesmos ou diferentes programas de arração, na comparação com estratégias nutricionais diferentes das testadas neste estudo, bem como no estabelecimento de cenários de consumo de água de dessedentação pela atividade suinícola e proposição de ações que visem à melhoria da produtividade hídrica.

Disponibilidade de informação é fundamental para o correto manejo de uma atividade econômica e de um recurso natural. Assim, o cálculo de indicadores de produtividade hídrica contribui para esse manejo, bem como para promoção da segurança hídrica da atividade.

A suinocultura, como qualquer atividade pecuária é intensiva no uso da água, portanto deve gerar indicadores que demonstrem seu desempenho hídrico para sociedade. Isso poderá contribuir para redução dos conflitos sociais nas regiões de intensa produção e para persistência da atividade nessas regiões.

5. REFERÊNCIAS

- BÉLANGER, V.; VANASSE, A.; PARENT, D.; ALLARD, G.; PELLERIN, D. Development of agri-environmental indicators to assess dairy farm sustainability in Quebec, Eastern Canada. **Ecological Indicators**, v.23, p. 421–430, 2012.
- BOUMAN, B. A. M. A conceptual framework for the improvement of crop water productivity at different spatial scales. **Agriculture System**, v. 93, p. 34–60, 2007.
- DOREAU, M.; CORSON M. S.; WIEDEMANN, S. G. Water use by livestock: A global perspective for a regional issue? **Animal Frontiers**, v. 2, n. 2, p. 9-16, 2012.
- GIRARD, C. L. Reducing the impact of animal production on the water supply: increasing knowledge is the only solution. **Animal Frontiers**, v. 2, p. 1-2, 2012.
- HAILESLASSIE, A.; BLUMMEL, M.; CLEMENT, F.; DESCHEEMAKER, K.; AMEDE, T. et al. Assessment of the livestock-feed and water nexus across a mixed crop-livestock system's intensification gradient: an example from the Indo-Ganga basin. **Exp. Agric.** v. 47, p. 113–132, 2011.
- HALBERG, N. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 76, p. 17-30, 1999.
- HOEKSTRA, A.Y. et al. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. **PlosOne**, v.7, p.1-9, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores de desenvolvimento sustentável. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 350p. <http://www.ibge.gov.br> 29 jan. 2013.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Pecuária Municipal. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/> 20 fev. 2013.
- MEYER, U.; STAHL, W.; FLACHOWSKY, G. Investigations on the water intake of growing bulls. **Livestock Science**, v. 103, p. 186-191, 2006.
- MIODUSZEWSKI, W. Water for agriculture and natural environment. **Journal Water Land Development**, n. 13b, p. 3–16, 2009.

- MITCHELL, G.; MAY, A.; MCDONALD, A. PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 2, p. 104–123, 1995.
- MOORE, A. D.; ROBERTSON, M. J.; ROUTLEY, R.. Evaluation of the water use efficiency of alternative farm practices at a range of spatial and temporal scales: a conceptual framework and a modelling approach. **Agriculture System**, v. 104, p. 162–174, 2011.
- NÚCLEO DE ESTUDOS E PESQUISAS EM ALIMENTAÇÃO. Tabela Brasileira de Composição de Alimentos. em: <http://www.unicamp.br/nepa/taco/> 25 jun. 2012.
- PALHARES, J.C.P. Pegada hídrica dos suínos abatidos nos Estados da Região Centro-Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v.33, p. 309-314, 2011.
- PALHARES, J. C. P.; MIELE, M; LIMA, G. J. M. M. de. Impacto de estratégias nutricionais no custo de armazenagem, transporte e distribuição de dejetos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, I. 12-14 mar. 2009, Florianópolis, **Anais...**Florianópolis: Sbera, 2009 1 CD-ROM.
- PATIENCE, J. F. The importance of water in pork production. **Animal Frontiers**, v. 2, p 28-35, 2012.
- PEREIRA, L. S.; CORDERYB, I.; IACOVIDES, I. Improved indicators of water use performance and productivity for sustainable water conservation and saving. **Agricultural Water Management**, v. 108, p. 39–51, 2012.
- PERRY, C. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. **Agricultural Water Management**, v. 98, p. 1840-1846, 2011.
- PROCHNOW, A.; DRASTIG, K.; KLAUSS, H.; BERG, W. Water use indicators at farm scale: methodology and case study. **Food and Energy Security**, v. 1, p. 29-46, 2012.
- RENAULT, D.; WALLENDER, W.W. Nutritional water productivity and diets. **Agricultural Water Management**, v. 45, p. 275-296, 2000.
- SHAW, M.I, BEAULIEU, A.D., PATIENCE, J.F. Effect of diet composition on water consumption in growing pigs. **Journal of Animal Science**, v. 84, p. 3123-3132, 2006.
- SILVA, H. O. et al. Efeito da fitase sobre a excreção e teor de minerais nos ossos de suínos na fase de crescimento. **Agropecuária Técnica**, v.26, p.54-59, 2005.
- VAN BREUGEL, P.; HERRERO, M.; STEEG, J. V. DE.; PEDEN, D. Livestock water use and productivity in the Nile Basin. **Ecosystem**, v. 13, p. 205-211, 2010.
- ZOEBL, D. Is water productivity a useful concept in agricultural water management? **Agriculture Water Management**, v. 84, p. 265–273, 2006.

Gestão dos recursos hídricos na área do Sistema Produtor de Água Cantareira: um olhar para o contexto rural

doi: 10.4136/ambi-agua.1162

Received: 30 Jul 2013; Accepted: 17 Sep 2013

Rafael Eduardo Chiodi^{1*}; Oscar Sarcinelle²; Alexandre Uezu³

¹Universidade de São Paulo/ESALQ - Piracicaba, São Paulo, Brasil

²Universidade Estadual de Campinas/IE - Campinas, São Paulo, Brasil

³Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade/IPÊ
Nazaré Paulista, São Paulo, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: rafaelchiodi@gmail.com,
oscarsarc@uol.com.br, aleuezu@ipe.org.br

RESUMO

A Política Nacional de Recursos Hídricos estabeleceu os princípios da participação, integração e descentralização, além de novos instrumentos para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. Com eles, surgiram vários desafios para a sua efetividade, dentre os quais, o fato da gestão ter de ser processada no quadro do ordenamento territorial rural. A área de contribuição do Sistema Cantareira na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba é um cenário propício para o entendimento deste desafio. Neste cenário, foram analisados aspectos da efetivação dos princípios e de dois instrumentos da gestão dos recursos hídricos sob a ótica da participação de produtores rurais, da integração entre a gestão dos recursos hídricos e o uso do solo rural, e das políticas públicas para o meio rural. Para isto, foi realizada uma pesquisa documental e bibliográfica e consideradas as conclusões sobre as discussões levantadas em reuniões da Câmara Técnica de Uso e Conservação da Água no Meio Rural (CT-Rural). A ausência de participação de representantes de produtores rurais na CT-Rural e pouca preocupação nos instrumentos de gestão estudados para ampliar essa participação foram identificadas. Entretanto, o apoio aos projetos de pagamento por serviços ambientais (PSA) coloca estes produtores e esta área em lugar de destaque, além de estar sendo uma aposta para integrar a gestão dos recursos hídricos e uso do solo rural. Contudo, mesmo que esse apoio seja um reconhecimento da importância dos produtores rurais, destaca-se a pouca prioridade dada ao contexto rural da área estudada para a gestão dos recursos hídricos no Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.

Palavras-chave: Recursos hídricos; Sistema Cantareira; desenvolvimento rural.

Management of water resources in the Cantareira Water Producer System area: a look at the rural context

ABSTRACT

The National Water Resources Policy established the principles of participation, integration and decentralization, as well as new instruments for the management of water resources in Brazil. The implementation of this policy created several challenges, such as establishing effective management within the framework of rural territorial structure. The example of the Cantareira's System in Piracicaba river watershed is conducive to the understanding of this challenge. In this scenario, we analyzed the effective implementation of

principles, and of two instruments of water resource management from the perspective of farmers' participation: the integration of water management and rural land use, and public policies for rural areas. To accomplish this, we reviewed documents and literature, and considered conclusions drawn from meetings at the Technical Chamber of Use and Water Conservation in Rural Areas (CT-Rural). We identified a lack of participation by farmers' representatives in the CT-Rural Chamber and little concern to increase their participation in the management practices. However, the support payments for environmental services projects (PES) are stimulating farmers and calling attention to the Cantareira area, in addition to promoting the integration of water resource management and rural land use. However, even though this support acknowledges the importance of the farmers, we emphasize the low priority given by the Piracicaba, Capivari and Jundiaí Watershed Committee to the rural context of the area studied.

Keywords: Water resources, Cantareira system, rural development.

1. INTRODUÇÃO

No século XX, transformações ocorreram no modo de gestão dos recursos hídricos no Brasil. O Código das Águas, Decreto nº 24.643, de 10 de Junho de 1930, marcou o surgimento do modelo burocrático de gestão. O administrador público foi o ator central deste modelo, que teve a racionalidade e a hierarquização como referências para o cumprimento da lei. No tempo em que vigorou, este modelo apresentou sérias anomalias, tais como: a visão fragmentada do processo de gerenciamento dos recursos hídricos, a centralização do poder decisório nos altos escalões do governo, a padronização do atendimento das demandas e o desinteresse para com o ambiente externo ao sistema de gerenciamento, além da priorização das demandas de um único setor, o elétrico (Lanna, 1999).

Com as mudanças políticas, econômicas e sociais que transcorreram no país, o modo de gestão foi se transformando, ganhando novas formas para corrigir tais anomalias e se ajustar às novas características da sociedade (Lanna, 1999). O marco desta transformação foi a Política Estadual de Recursos Hídricos do estado de São Paulo - Lei 7.663, de 30 de Dezembro de 1991 -, que precedeu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) - Lei 9.433, de 8 de Janeiro de 1997 - e que forneceu os princípios da participação, integração e descentralização (Garcia e Felicidade, 2003).

A gestão dos recursos hídricos diz respeito à formulação de princípios e diretrizes, à estruturação de sistemas gerenciais e à tomada de decisões com os objetivos de promover o uso, controle e proteção dos recursos hídricos (Lanna, 1999). Para isso, a PNRH trouxe a descentralização como forma de distribuir o poder de decisão, dando responsabilidades aos estados, municípios e sociedade civil, e estabeleceu a bacia hidrográfica como unidade de gestão na tentativa de agregar visões e interesses distintos (Pereira e Medeiros, 2009); trouxe a participação no espaço criado pelos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH), com o chamamento à participação do setor público, dos usuários e da comunidade com vistas a estabelecer prioridades e tomar decisões para uma gestão integrada dos recursos hídricos (Garcia e Felicidade, 2003). Além disso, trouxe a integração, que além de contemplar os usos múltiplos dos recursos hídricos, permite que haja aproximação entre variadas políticas públicas, entre aspectos físicos e socioeconômicos das bacias hidrográficas e entre os diversos sujeitos que agem sobre a gestão dos recursos hídricos (Magalhães Jr., 2012).

A tradução destes princípios à realidade refletirá na efetividade dos instrumentos criados pela PNRH, os quais são: 1) Plano de Recursos Hídricos, que estabelece os objetivos, as metas, as prioridades de ação e de investimento para o gerenciamento dos recursos hídricos; 2) enquadramento dos corpos d'água em classes de uso, que tem por referência parâmetros de

qualidade da água e os seus respectivos valores para atingir e manter; 3) outorga de uso dos recursos hídricos, concessão de direito de uso, que deve assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos e o exercício dos direitos de acesso; 4) cobrança pelo uso dos recursos hídricos, que visa à racionalização do uso, imputando um valor econômico ao recurso, com vistas a gerar arrecadação financeira local a ser investida na sua gestão, baseando-se nos princípios usuário/poluidor-pagador; 5) Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos, sistema de coleta, tratamento e armazenamento de dados e fatores intervenientes para a gestão dos recursos hídricos (Brasil, 1997).

Este modelo também criou novos desafios para a efetividade da gestão dos recursos hídricos, dentre os quais se destaca o da gestão processar-se no quadro do ordenamento territorial. O princípio da integração vem propor a aproximação de vários setores que influenciam a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, contudo, o uso destes recursos relaciona-se com múltiplos processos de produção do espaço e do uso do solo por atividades humanas (Fracalanza et al., 2009), o que dificulta sua efetivação, ou seja, sua capacidade de produzir efeitos sobre esses processos. Nos contextos rurais, esta dificuldade ganha em escala e complexidade, pois além de abrigar importantes usuários, é no meio rural que o modo de uso e ocupação do solo causa impactos diretos sobre a disponibilidade qualitativa e quantitativa em mananciais de abastecimento humano.

A partir dessa problemática, direcionou-se o olhar para o contexto rural da área de contribuição dos reservatórios do Sistema Produtor de Água Cantareira: primeiro, por este ser o principal sistema de abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e abastecer cerca de nove milhões de pessoas (Whately e Cunha, 2007); segundo, porque, em 2007, mais de 50% desta área de contribuição estava ocupada por algum tipo de atividade produtiva rural (IPÊ, 2012); e terceiro, em razão de grande parte desta área estar sob a gestão dos Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Comitês PCJ), que são exemplos na implementação dos novos princípios e instrumentos da gestão dos recursos hídricos no Brasil (ANA, 2009).

Olhando para este cenário, o artigo analisa e discute aspectos da efetivação dos princípios da participação, integração e descentralização e de dois instrumentos da gestão dos recursos hídricos, o Plano de Bacia Hidrográfica e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Tal objetivo é conduzido sob a ótica da participação de produtores rurais, da integração entre a gestão dos recursos hídricos e do uso do solo rural e das políticas públicas que emergem dos Comitês PCJ para o meio rural.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira faz parte do setor leste, classificado como produtor de água dentro dos Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Comitê PCJ). Existem três Comitês para a gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí: o Comitê PCJ Federal, o Comitê PCJ paulista e o Comitê PJ mineiro. No entanto, aqui será usado o termo Comitê PCJ para nomear todos os três Comitês, pois eles possuem uma estrutura integrada, com reuniões conjuntas, deliberações conjuntas, mesmas Câmaras Técnicas e diretoria colegiada. Este sistema é formado por seis reservatórios interligados que transpõem $31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água da Bacia do Rio Piracicaba para a Bacia do Alto Tietê (Whately e Cunha, 2007). A água é captada em uma área de drenagem com cerca de 230 mil hectares e abrange doze municípios, sendo oito paulistas e quatro mineiros. Os municípios paulistas são Mairiporã, Franco da Rocha, Caieiras, Nazaré Paulista, Piracaia, Joanópolis, Vargem e Bragança Paulista. Os municípios mineiros são Extrema, Itapeva, Camanducaia e Sapucaí-Mirim (Whately e Cunha, 2007).

Dessa área de drenagem, 196.700 hectares estão nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Bacias PCJ), o que representa 15,6% da área total das Bacias PCJ (COBRAPE, 2011).

O Comitê PCJ foi criado em 1993 como o primeiro CBH do estado de São Paulo. Hoje, é exemplo da efetivação da nova gestão dos recursos hídricos. Ele possui doze câmaras técnicas que tratam de temas de grande importância para a gestão hídrica nas Bacias PCJ. Ele possui representação de setores públicos, privados e da sociedade civil e implementa todos os instrumentos propostos pela PNRH (ANA, 2009). Desde 2005, instituiu a Câmara Técnica de Uso e Conservação da Água no Meio Rural (CT-Rural) que foi criada especificamente para propor uma política de uso e conservação da água para o meio rural. Dentre as suas atribuições, está a de propor diretrizes e ações visando à preservação, conservação e uso sustentável dos recursos hídricos no meio rural das Bacias PCJ (Comitês PCJ, 2005).

A construção do Sistema Cantareira na década de 1970 promoveu transformações no modo de uso e ocupação do solo rural de alguns dos municípios afetados. As terras mais baixas, planas e férteis, antes ocupadas por produtores familiares, foram alagadas pelos reservatórios (Rodrigues, 1997). A água ocupou a paisagem e o turismo desenvolveu-se, atraindo novos moradores provenientes, principalmente, da Região Metropolitana de São Paulo (Fadini, 2005). Este processo forçou o avanço da ocupação produtiva para as áreas mais altas das propriedades com menor aptidão agrícola, incentivando a expansão das pastagens e dos monocultivos de eucalipto. Em 2007, do total da área de contribuição do Sistema Cantareira, aproximadamente 40,1% estavam ocupadas por florestas em diferentes estágios de sucessão (vegetação pioneira, estágio inicial e médio), 38,8% por pastagens e áreas urbanas, 11,5% por reflorestamento predominantemente de eucalipto e 3% por represas e cursos d'água (Figura 1) (IPÊ, 2012). No mapa, as áreas de pastagens e as áreas urbanas estão agregadas na classe "outros usos".

Em 2010, a população total dos doze municípios que possuem território dentro da área de contribuição do Sistema Cantareira chegou a 573.252 habitantes (IBGE, 2010). A população rural divulgada não chegou a 50.000 habitantes. Contudo, há grandes diferenças entre os municípios mais ao sul desta área, que são os mais populosos e urbanizados (Caieiras, Franco da Rocha e Mairiporã), e os mais ao norte, menos populosos e menos urbanizados. Com exceção de Bragança Paulista/SP e Extrema/MG todos os municípios ao norte podem ser considerados como rurais, conforme Veiga (2002), que considera rurais os municípios com até 50 mil habitantes e menos de 80 habitantes por quilômetro quadrado. São estes municípios que têm a pecuária bovina e o monocultivo de eucalipto como as principais atividades produtivas rurais (Chiodi et al., 2013). O trabalho familiar em pequenas e médias propriedades é a base para a condução destas atividades, assim, geram renda, ocupação e emprego, produzem alimentos e produtos florestais tanto localmente como para os centros urbanos próximos (Chiodi et al., 2013).

Desse modo, o recorte para esse estudo considerou a condição rural do município e a sua inserção no Comitê PCJ. Assim, foram incluídos os municípios de Camanducaia, Itapeva, Sapucaí-Mirim e Extrema no estado de Minas Gerais; e, Vargem, Joanópolis, Piracaia e Nazaré Paulista no estado de São Paulo. Juntos compreendem cerca de 82% da área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira (Whately e Cunha, 2007). O município de Extrema/MG, nos últimos anos, teve um significativo crescimento industrial, aumentando a participação deste setor no PIB Municipal. Ele foi incluído no estudo por suas características rurais serem semelhantes às dos outros municípios considerados e, por ser quase 100% do seu território inserido dentro da área de contribuição do Sistema Cantareira (Whately e Cunha, 2007).

Figura 1. Uso e ocupação do solo na área de contribuição dos reservatórios do Sistema Produtor de Água Cantareira, em 2007.

Fonte: IPE (2013).

A definição destes municípios foi útil para delimitar o levantamento de dados nas duas técnicas utilizadas. A primeira foi a documentação indireta, composta pela pesquisa documental de arquivos públicos: Plano de Recursos Hídricos, leis, resoluções, deliberações normativas, circulares informativas, atas e pautas de reuniões; e pela pesquisa bibliográfica em periódicos especializados, livros e relatórios. A documentação foi tratada a partir de um plano de tabulação, com a construção de tabelas para sistematizar os principais dados de interesse, estes encontrados no Plano de Recursos Hídricos das Bacias PCJ - vigência 2010 a 2020 - e nas atas e pautas das reuniões ordinárias da Câmara Técnica de Uso e Conservação da Água no Meio Rural (CT-Rural) - gestão junho de 2011 a maio de 2013. O restante da documentação foi tratado de forma não sistemática, contudo, foram extraídas passagens explicativas que sustentaram os resultados e conclusões do trabalho e, neste ponto, incluem: toda a legislação acessada, as circulares informativas referentes à divulgação de informações sobre outorga e cobrança pelo uso dos recursos hídricos e os relatórios, tais como, Relatório Fundamentos da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos nas Bacias PCJ e os Relatórios de Acompanhamento do Programa Produtor de Água no PCJ. A segunda técnica foi a documentação direta composta pela participação e levantamento de impressões nas reuniões da CT-Rural (gestão 2011- 2013). Nesta gestão, aconteceram vinte reuniões ordinárias, quatro reuniões extraordinárias e oito reuniões do Grupo de Trabalho Pagamento por Serviços Ambientais (GT-PSA), além destas, aconteceram reuniões relacionadas a outros grupos de trabalho. O levantamento das informações se deu pela anotação das impressões durante as reuniões. Contudo, foram levantadas informações de modo presencial em cerca de 70% das reuniões ordinárias, em 50% das reuniões extraordinárias e 100% das reuniões do GT-PSA.

Nas reuniões em que não houve a participação presencial, foram acessadas e analisadas as pautas e atas das reuniões, estas disponibilizadas pelo Comitê PCJ.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Participação, integração e descentralização: interfaces com o contexto rural

No Comitê PCJ, a Câmara Técnica de Uso e Conservação da Água no Meio Rural (CT-Rural) é o espaço aberto à participação para se tratar da gestão dos recursos hídricos no meio rural. Na gestão 2011-2013, quando analisada a composição das 12 câmaras técnicas, identificou-se que a CT-Rural teve 51 entidades inscritas, sendo o maior número dentre todas as câmaras técnicas. Com exceção do Sindicato Rural de Piracaia, não havia nenhuma outra entidade representante direta de produtores rurais dos municípios do setor produtor de água. Os membros rurais eram basicamente vinculados aos sindicatos rurais de municípios da região de Campinas/SP, além destes, participavam membros de prefeituras, da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral de São Paulo, da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), de organizações não governamentais (ONGs) e de universidades, que, com algumas exceções, atuavam nesta mesma região. A região de Campinas faz parte do setor central de planejamento dentro do Comitê PCJ, este é o setor definido como de uso e controle dos recursos hídricos, onde predomina o monocultivo da cana-de-açúcar (cultura que ocupa 34% de toda área das Bacias PCJ). O setor leste é bem distinto, por isso é definido como de proteção e controle, onde há significativa presença de remanescentes florestais, pastagens, culturas anuais e perenes, e reflorestamentos (COBRAPE, 2011). Desse modo, aponta-se que a realidade rural pensada e discutida nas reuniões ordinárias e extraordinárias da CT-Rural passou distante do contexto socioambiental rural dos municípios da área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira.

A pouca organização dos produtores rurais destes municípios para participarem deste espaço pode explicar em parte a ausência deste público. Pois, mesmo que estes estivessem organizados, outras limitações surgiriam, por exemplo, o excesso de reuniões, incluindo as reuniões ordinárias mensais, extraordinárias e as de grupos de trabalhos, pode-se chegar até a quatro reuniões por mês que ocorrem em diferentes municípios das Bacias PCJ, geralmente são os da região de Campinas. Malheiros et al. (2013) mostram que o alto custo financeiro, principalmente por conta dos deslocamentos periódicos, a falta de tempo livre para a participação nas reuniões, a falta de sensibilização, comunicação e informação são fatores limitantes à participação em Comitês de Bacias Hidrográficas paulistas. Quando se olha para os produtores rurais que necessitam estar constantemente em suas funções produtivas, que enfrentam problemas de infraestrutura de transportes e que dispõem de pouco excedente financeiro, a participação fica restringida e fragilizada. Portanto, concorda-se com Cardoso (2003) quando questiona em que medida os setores definidos na PNRH como atores-chave para a participação correspondem à forma como se constroem as alianças e identidades locais, sendo que muitas vezes estes setores se formam com outras lógicas. Desse modo, há necessidade de que as políticas resultem do planejamento integrado entre gestores dos recursos hídricos e os anseios de desenvolvimento dos atores sociais estabelecidos em um dado território para que a participação se efetive (Martins, 2006).

As discussões (conforme observou nos pontos de pautas ou informes analisados) que apareceram na pauta das reuniões ordinárias da CT-Rural nos últimos dois anos foram: o pagamento por serviços ambientais (PSA) (21 vezes), as propostas de projetos (15 vezes), o funcionamento interno da câmara técnica (13 vezes), a outorga de uso dos recursos hídricos (10 vezes), palestras (seis vezes), a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (cinco vezes) e o saneamento rural (cinco vezes). O pagamento por serviços ambientais (PSA) é um mecanismo de política ambiental que promove o pagamento financeiro a proprietários rurais que

permitam que práticas de conservação dos recursos hídricos sejam realizadas em sua propriedade. O PSA esteve presente em 70% das pautas, aparecendo algumas vezes mais de uma vez em cada reunião por ser a CT-Rural, a responsável por acompanhar a execução e avaliação do Projeto Piloto Produtor de Água no PCJ, que visa implementar o PSA em duas microbacias, a do Cancã, em Joanópolis/SP e a do Moinho, em Nazaré Paulista/SP. Esta foi a principal política assumida na gestão, mas também foi criado o Grupo de Trabalho Pagamento por Serviços Ambientais (GT-PSA) para propor uma política de PSA para todo o Comitê PCJ. Além deste tema intensamente discutido, destaca-se a proposição e discussão de projetos, que é uma das vias para se acessar recursos financeiros do Comitê PCJ. Malheiros et al. (2013), pesquisando a participação no CBH Tietê-Jacaré, identificaram que a distribuição de recursos financeiros é o principal chamariz para a participação neste comitê, relatando que se dedicam a esse assunto em muitas reuniões, tanto de câmaras técnicas quanto plenárias. De todo modo, dentre os quatro projetos apresentados na CT-Rural, somente um possuía um enfoque mais explícito de aproximação entre gestão dos recursos hídricos e produtores rurais na área do Sistema Cantareira, este denominado Adequação Ambiental de Propriedades Rurais para a Conservação e a Preservação dos Recursos Hídricos na Sub-Bacia da Cantareira. O projeto propunha fomentar, por meio de sensibilizações, novas alternativas econômicas a partir do uso sustentável dos recursos naturais disponíveis na propriedade rural. Contudo, este projeto não foi aprovado pela maioria dos membros da câmara técnica, devido a algumas considerações sobre a metodologia da proposta e também por não focar centralmente a questão da conservação da água (2ª Reunião Extraordinária da CT-Rural em 14 de outubro de 2011 que ocorreu no Instituto Agrônomo de Campinas em Campinas/SP). As outras discussões transitaram entorno da definição da quantidade mínima de uso da água isenta de taxa de cobrança, o abatimento do valor da cobrança para produtores que tomem medidas de melhoria na gestão dos recursos hídricos e a simplificação das outorgas rurais.

Mesmo os produtores rurais não estando presentes e não sendo percebidos nas discussões da CT-Rural, o tema PSA os colocou em posição de destaque, pois o Projeto Piloto Produtor de Água estava sendo executado em duas sub-bacias dentro da área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira e sendo visto como uma experiência que deveria subsidiar uma proposta de política de PSA para todo o Comitê PCJ. Porém, isto revela uma lacuna no entendimento das dinâmicas rurais onde esta política está sendo testada. A crença de que o incentivo econômico iria fazer com que os produtores que aderissem ao Projeto Piloto mudassem o comportamento perante o uso do solo se mostrou mais complexa. Na 63ª Reunião Ordinária de CT-Rural, em 08 de março de 2012, a equipe que avaliou o projeto em campo apontou o claro distanciamento dos produtores perante o projeto. Nesta avaliação, foi relatado que as poucas responsabilidades que os produtores possuíam, como a de zelar pelas áreas conservadas ou recuperadas pelo projeto, não estavam sendo realizadas. A equipe constatou a invasão de animais em áreas cercadas e a falta de cuidados mínimos com as mudas plantadas.

No entanto, o interesse no mecanismo de PSA indica-o como uma aposta da CT-Rural para integrar gestão dos recursos hídricos e alteração do uso do solo rural nesta área de manancial, ainda mais porque os resultados deste instrumento começaram a surgir. O Projeto Conservador das Águas em Extrema/MG é o principal projeto de PSA para a conservação dos recursos hídricos do país. Com apoio financeiro do Comitê PCJ, este projeto ganhou grande visibilidade nacional e internacional pelos seus resultados. O projeto já atingiu mais de 150 propriedades rurais, sendo que, em 2011, eram 2.849 hectares dentro de propriedades particulares destinados a algum tipo de intervenção conservacionista: foram plantadas 220.686 mudas de espécies nativas, construídos 150.901 metros de cerca, estabelecidos 100 hectares de terraços em pastagens e construídas mais de 1.000 bacias de contenção de águas pluviais (Extrema, 2012). O Projeto Piloto Produtor de Água no PCJ, apesar das dificuldades,

alcançou 41 projeto aprovados em outubro de 2012, o que deverá refletir em 144 hectares de solos conservados, 387 hectares de florestas protegidas e 86 hectares de áreas restauradas (Padovezi et al., 2012).

Contudo, como um dos preceitos do mecanismo de PSA é o da adesão voluntária, vale ressaltar a posição do público-alvo sobre um potencial projeto de PSA. A pesquisa realizada pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), em 2012, com 63 proprietários rurais na área de contribuição do Sistema Cantareira, indica que, apesar de 63,3% dos entrevistados acharem o PSA uma iniciativa positiva, ou seja, receber para conservar as águas, somente cerca de 10% estariam prontamente interessados em participar de um projeto deste tipo (IPÊ, 2012). Consideramos que, com um trabalho de divulgação sobre o mecanismo e de aproximação entre executores e proprietários, este percentual poderia aumentar. No entanto, isto aponta que é preciso haver um maior entendimento do interesse e das lógicas destes proprietários, considerando outros aspectos que não o mero pagamento financeiro. Os entrevistados acreditam que um projeto de PSA deveria considerar o impacto da perda da área a ser protegida na dinâmica produtiva e socioeconômica da família, que o valor a ser pago não seja simbólico, ou seja, que possa ser suficiente para ser investido em melhorias produtivas ou na qualidade de vida da família, e que o prazo dos contratos não seja curto, pois geraria insegurança quanto ao uso futuro da terra. Ainda assim, há uma parcela dos proprietários que não teria interesse em participar porque vive das atividades rurais em pequenas propriedades e a perda de terrenos produtivos acarretaria diminuição da produção, da renda familiar e, o pior, do trabalho rural (Chiodi et al., 2013). Aqui, deve-se destacar que a partir da Lei nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, fica quase impossível conduzir o corte, a supressão e a exploração da vegetação secundária em estágio médio e avançado de regeneração no bioma (Brasil, 2006), ou seja, caso a vegetação secundária avance os proprietários ficariam impossibilitados de fazerem usos futuros da área com os cultivos produtivos mais comuns da região.

Outra iniciativa para integrar gestão dos recursos hídricos e uso do solo está no apoio à efetivação das Áreas de Proteção Ambiental (APAs). Na porção mineira existe, desde 1997, a APA Fernão Dias que está com plano de manejo em fase inicial de implementação e engloba os municípios de Extrema, Camanducaia, Itapeva e Sapucaí-Mirim. Na porção paulista existe a APA Piracicaba/Juqueri-Mirim Área II criada em 1991 e a APA Sistema Cantareira criada em 1998, ambas ainda estão com o plano de manejo em fase inicial de elaboração e abrangem os municípios de Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista e Vargem. A APA é um instrumento que visa promover formas de uso e de ocupação do solo mais sustentáveis. Segundo a Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000, o “objetivo básico das Unidades de Conservação de Uso Sustentável é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos recursos naturais” (Brasil, 2000). Porém, a categoria APA é altamente limitada pela sua generalidade, ou seja, não possui capacidade para estabelecer regulamentações específicas de proteção ambiental ou de alteração no uso do solo, pois o seu plano de manejo se respalda na legislação ambiental em vigor. Por isso, a capacidade de intervenção nas APAs da região está atualmente mais direcionada a trabalhos de divulgação e sensibilização, prevenção e combate a incêndios e apoio ao cumprimento da legislação ambiental. Além de tudo, o sucesso de gestão da APA depende de decisões sobre o uso e a ocupação do solo que são tomadas nas esferas municipais, expressas nos planos diretores dos municípios, estas decisões, muitas vezes, não estão alinhadas com os objetivos e com o zoneamento definido nos planos de manejos destas unidades de conservação, o que dificulta ainda mais a sua efetividade.

Ainda, a existência das represas, a presença de rodovias e a proximidade com a RMSP atraiu um contingente populacional para residir nos municípios da região que intensificou a expansão urbana e o parcelamento do solo na área rural (Hoeffel et al., 2010). Esta dinâmica supervaloriza o preço das terras e aumenta o interesse imobiliário sobre este tipo de

parcelamento do solo. Este processo de ocupação do espaço rural com tendência à urbanização, contrariando muitas vezes os próprios planos diretores municipais, promove impactos irreversíveis a determinados aspectos ambientais (Hoeffel et al., 2008). Por isto, este pode ser considerado um relevante desafio para a gestão dos recursos hídricos nesta área de manancial, exigindo maior rigor no controle sobre este processo.

O espaço descentralizado criado no Comitê PCJ ao setor rural, sem dúvida, promoveu a aproximação de atores institucionais interessados nas problemáticas da gestão dos recursos hídricos no meio rural, permitindo uma troca permanente de informações e de experiências, podendo possibilitar parcerias para a formulação de políticas públicas mais territorializadas e que conciliem objetivos de conservação e produção sustentável com maior participação. Porém, a definição de bacia hidrográfica por meio de conceitos técnicos e políticos para direcionar políticas participativas de gestão, sem considerar dinâmicas sociais, pode limitar o sucesso destas políticas pela falta de identidade social que corresponda aos limites da bacia hidrográfica (Cardoso, 2003). A área afetada pelo Sistema Cantareira é vista pelo Comitê PCJ, órgãos governamentais, ONGs e representantes acadêmicos como uma grande bacia hidrográfica altamente prioritária para a conservação, que deve ser bem gerenciada e onde atores pró-conservação veem preocupações e oportunidades. Contudo, esta visão se distancia de uma de dentro, dos produtores rurais, que não sentem essas mesmas preocupações e nem vislumbram grandes oportunidades de ganhos socioeconômicos para o seu modo de vida com a conservação (Chiodi et al., 2013). Dessa forma, concordamos com Cardoso (2003) quando afirma que a diversidade de atores que estão trabalhando na gestão da bacia hidrográfica possuem percepções espaciais calcadas em outras referências territoriais, por isso, a referência da bacia deve ser construída e disputada com as unidades e percepções já existentes. A autora afirma que, mesmo considerando um trabalho de divulgação e conscientização, há uma grande diferença em reconhecer a área e se identificar com ela, quando se propõe que essa unidade seja objeto de uma gestão coletiva, é necessário que haja um sentido que motive as pessoas e instituições a participarem desse processo de gestão. E isto se coloca como um grande desafio para a gestão dos recursos hídricos na área de contribuição do Sistema Cantareira.

3.2. Instrumentos de gestão dos recursos hídricos e o contexto rural

O Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí foi recentemente aprovado para o período de 2010 a 2020 (COBRAPE, 2011). Este plano tem importância prática na gestão dos recursos hídricos porque estabelece e prioriza as ações estratégicas que deverão receber recursos financeiros. No Plano das Bacias PCJ, estas ações estão organizadas em oito Planos de Duração Continuada (PDCs), sendo explicitadas 194 linhas de ação prioritárias. Dentre estas, não há nenhuma ação específica direcionada à área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira, somente uma ação indireta que se refere ao apoio à efetivação da APA Fernão Dias. Isto não quer dizer que não são destinados recursos para esta área de manancial, pelo contrário, variados projetos são aprovados dentro de outras linhas de ação prioritárias (educação ambiental, base de dados, obras de saneamento e de desassoreamento de cursos d'água, dentre outras), mas permite inferir que não há significativa preocupação com processos específicos em andamento nesta área. Os fatos de ser menos povoada e industrializada, possuir significativa cobertura florestal, estar protegida por unidades de conservação, por seus recursos hídricos estarem em boa qualidade e, talvez, por sua água não ser usada na própria bacia, possam ser as justificativas para que a região esteja pouco destacada dentre as ações prioritárias, considerando que existem outras áreas com problemas mais sérios de disponibilidade de água em quantidade e qualidade nas Bacias PCJ. Com isso, as dinâmicas rurais com influência direta sobre os recursos hídricos, acabam não sendo priorizadas dentro do principal instrumento de gestão das bacias.

Quando se olha para a dimensão rural dentro dos PDCs as principais referências encontradas são sobre o cadastramento de usuários, o incentivo a regularização de outorgas, o controle de uso por irrigantes, a efetivação da cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o disciplinamento do uso do solo rural. Estas prioridades estão de acordo com as propostas na Política Nacional de Recursos Hídricos, contudo, transparece a concepção homogeneizadora de contextos sociais distintos, pois supõe que todo o território da bacia hidrográfica possui produtores rurais com as mesmas características, o que não é o caso. Ainda, a priorização da racionalidade econômica para imputar mudanças de comportamento deve ter sua efetividade questionada no meio rural, principalmente quando se considera o uso da água, que, em muitos casos, é regulada por delicados arranjos não econômicos de uso e de acesso respaldados em relações historicamente construídas e fortemente assimiladas pela população local (Galizoni, 2005).

Para Martins (2006), um dos equívocos da nova política de recursos hídricos decorre do seu princípio poluidor pagador - a cobrança pelo uso dos recursos hídricos como instrumento de racionalização de seu uso. Para Martins e Felicidade (2006), a cobrança atingiria os consumidores de modo diferenciado, pois há diferenças expressivas entre os segmentos sociais com relação à interação e uso dos recursos naturais, assim, responderiam de modo diferenciado quando incitados a alterar suas relações com os recursos hídricos. Assim, devemos ressaltar que o setor rural aparece como retardatário em aderir à cobrança pelo uso da água no Comitê PCJ. Em 2011, pelo uso dos recursos hídricos de domínio da União nas Bacias PCJ, dos 104 usuários cadastrados, 58 eram do setor industrial e 11 do setor rural; do montante arrecadado 13,8% foram do setor industrial e 0,08% do setor rural (ANA, 2012). Pontua-se que a lógica da racionalidade econômica está intrinsicamente relacionada aos setores diretamente inseridos no mercado competitivo capitalista, no qual uma redução do consumo de insumos reflete em redução de custos de produção e maior lucro. Esta lógica pode, muitas vezes, não ser percebida como predominante em diversos contextos rurais e de produção familiar (Galizoni, 2005). Martins (2006) considera que a relação da sociedade com o meio ambiente também é mediatizada por processos políticos e culturais, o que limita a lógica econômica para efetivar tal instrumento, e coloca que a ação racional em sentido estrito é relativa, mesmo nas circunstâncias em que uma conduta econômica pareça ser irracional, esta encontra significação em outras dimensões sociais. Conforme afirma Godelier (1965 p 392), citado por Martins (2006, p. 94), “(...) não há racionalidade em si e nem racionalidade absoluta. O racional de hoje pode ser o irracional de amanhã, o racional de uma sociedade pode ser o irracional de outra. Enfim, não há racionalidade exclusivamente econômica”. Por isso, Martins (2006) sugere que é pertinente supor que a cultura do produtor rural sobre seu espaço de produção seja uma variável-chave na construção de qualquer modelo institucional que procure influenciar seus critérios de uso dos recursos. Assim, haveria a necessidade de ajustamentos das respostas territorialmente adequadas e socialmente comprometidas com os anseios da sustentabilidade no âmbito da gestão dos recursos hídricos. Isto não foi percebido nas discussões sobre a dimensão rural no Comitê PCJ. Neste sentido, o distanciamento entre produtores rurais e o Comitê PCJ deve ser diminuído por meio de novos canais de participação ou pela criação de melhores condições de participação especificamente direcionadas a este público, assim, suas demandas poderiam ser ouvidas, mais claramente entendidas e possivelmente supridas.

No entanto, não se livrando da lógica econômica, mas caminhando em um sentido oposto, devemos também pontuar que começa a emergir dentro do Comitê PCJ a posição de que proprietários e produtores rurais em áreas de mananciais são ou podem vir a ser provedores de serviços ambientais benéficos à gestão dos recursos hídricos. O apoio ao PSA, instrumento da política para implementar esta visão, aparece em três linhas de ação prioritária nos PDCs. Os projetos de PSA, apesar de terem caráter conservacionista e impor restrições ao

uso do solo, possuem um viés integrado que deriva da concepção que o incentivo financeiro à conservação dos recursos hídricos pode impactar aspectos socioeconômicos e produtivos da unidade produtiva rural. Além disso, valoriza o papel do produtor rural como um agente importante para a gestão dos recursos hídricos, alterando o rótulo de “inimigos da natureza”. Em 2011, o GT-PSA iniciou seus trabalhos visando estabelecer o princípio do provedor-recebedor e outro modo de olhar para o contexto rural nas Bacias PCJ.

Além do viés da racionalidade, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos propõe o retorno dos recursos arrecadados em investimentos para gestão desses recursos. Quando se analisa o Programa de Investimentos 2008-2020 para as Bacias PCJ, fica nítido que o grosso dos investimentos destina-se aos PDCs que abrangem obras de grande porte. Essas são as linhas de investimentos: tratamento dos efluentes urbanos, efluentes das estações de tratamento de esgotos (ETEs) e disposição final dos lodos das ETEs (R\$ 864.285.991,96); implantação de obras de aproveitamento mútuo (R\$ 162.648.715,16); projetos e obras de estruturas para contenção de cheias (R\$ 80.160.000,00) e projetos e obras de desassoreamento, retificação e canalização de cursos d'água (R\$ 40.200.000,00) (COBRAPE, 2011). Esta posição é publicamente defendida pelo secretário executivo do Comitê PCJ, que afirma que “A concentração de recursos em um número menor de projetos racionaliza e torna mais eficaz o uso dos recursos, já que permite uma execução rápida de empreendimentos de grande porte e, conseqüentemente, um maior benefício à sociedade e ao meio ambiente” (ANA, 2009, p. 169). Além de apontar que exista a priorização para a aprovação de determinados projetos, oriundos de setores mais articulados da sociedade (Garcia e Felicidade, 2003), ressalta-se o desinteresse em financiar pequenos e médios projetos rurais e a impossibilidade de acessar recursos de modo individual. Por isso, os pequenos e médios produtores rurais não conseguem nem mesmo disputar esses recursos financeiros. Desse modo, acredita-se que linhas de recursos para pequenos projetos são fundamentais; projetos estes, por exemplo, que possam fomentar iniciativas de geração de energia por biodigestores, projetos de saneamento rural, sistemas produtivos com tecnologia adaptada (pastoreio rotacionado ou sistemas agrossilvipastoril) e até projetos de venda de créditos de carbono. Porém, é preciso identificar primeiramente as demandas e o interesse real desses produtores para que a inserção dessas propostas ocorra de forma coerente dentro dos instrumentos do sistema de gestão de recursos hídricos nas Bacias PCJ. Impõem-se como limitante a esta proposta a falta de participação, o que inviabiliza a aproximação entre as demandas e os ajustes necessários às políticas públicas.

Entretanto, a posição apresentada acima não reflete uma despreocupação com áreas de mananciais, pois o PDC 4 (Conservação e Proteção dos Corpos D'água) que trata destas áreas é o terceiro maior programa de investimentos. A linha de ação para a “Recomposição da vegetação ciliar e da cobertura vegetal e disciplinamento do uso do solo” é uma das que tem maior montante de investimento dentre todas as linhas, são R\$ 30.000.000,00 por ano. Mas, como se percebe, a prioridade é investir em medidas de conservação ambiental e impor uma disciplina no modo de uso do solo, e não propor entender os processos atuais de uso do solo rural e depois estabelecer ferramentas adequadas para processar alterações favoráveis a conservação e gestão dos recursos hídricos.

A SABESP é o maior usuário dos recursos hídricos das Bacias PCJ e pode captar até 977,6 milhões de m³ por ano de água do Sistema Cantareira (Comitês PCJ, 2007). Cabe ressaltar que a vazão total de reversão, média anual, pode não atingir esta quantidade de água, assim, há o rebatimento no montante arrecadado anualmente, sempre para valores inferiores. O valor pago por m³ é R\$0,015. Dessa forma, considerando o limite máximo que poderia ter sido arrecadado entre os anos de 2008 a 2010, o montante poderia ter alcançado R\$ 43.992.000,00. Considerando que o PSA é a principal intervenção de apoio e que o Comitê PCJ destinou R\$ 1.413.965,00 para o Projeto Conservador das Águas entre 2008 e

2010 (Pereira, 2012) e cerca de R\$ 395.250,00 para o Projeto Piloto Produtor de Água para três anos de projeto (Padovezi et al., 2012), o montante investido equivaleria a cerca de 4,1% do valor máximo potencialmente arrecadado da SABESP. Este percentual pouco expressivo em termos de investimento é refletido nos valores a serem pagos aos participantes do Projeto Piloto Produtor de Água. Considerando os 24 contratos em execução em março de 2013, a média mensal a ser paga por três anos é de R\$ 127,54. Ainda, quando se divide o valor mensal de cada contrato pela área destinada ao projeto, o valor médio a ser pago é de R\$ 8,20 por hectare por mês. Assim, mesmo considerando que o PSA é um instrumento recente que deve apresentar resultados antes de ser ampliado, que é preciso ter cuidado com o assistencialismo no meio rural e que existem altos custos para operacionalizar este tipo de mecanismo, podemos constatar que o recurso financeiro gerado ali não chega em investimentos aos sujeitos que são responsáveis, de um modo ou de outro, pela manutenção da qualidade e quantidade hídrica do principal manancial das Bacias PCJ.

4. CONCLUSÃO

Desde 2005, há um espaço aberto específico à participação de representantes do setor rural para contribuir com a gestão dos recursos hídricos no Comitê PCJ. Este espaço foi pouco capaz de atrair representantes de produtores rurais dos municípios da área de contribuição dos reservatórios do Sistema Cantareira, porém, agregou a representação de sindicatos e de entidades que atuam na região de Campinas/SP, com realidade rural bastante distinta. O resultado disto, além da ausência de entendimento deste contexto nas discussões que acontecem nesse espaço, é uma lacuna no princípio da participação para a gestão dos recursos hídricos. No entanto, vale destacar um direcionamento de olhar para este contexto que decorre da prioridade dada ao mecanismo de PSA dentro da CT-Rural. As iniciativas em andamento que assumem o PSA estão ocorrendo em municípios desta área, com isso, os produtores rurais começam a ser encarados como relevantes para a gestão dos recursos hídricos.

O mecanismo de PSA, materializado nos projetos Conservador das Águas e Projeto Piloto Produtor de Água, aponta como uma aposta para integrar gestão dos recursos hídricos e uso do solo rural e vem mostrando resultados efetivos. Outro meio acessado nesta perspectiva é o apoio às APAs, que são mais limitadas pela sua impossibilidade legal de intervir ativamente sobre processo de alteração do uso do solo em seu interior. Porém, um grande desafio colocado está na forma como lidar com o processo de expansão do parcelamento do solo rural suportado por interesses econômicos e regido pelas relações de mercado.

O Comitê PCJ possibilitou a aproximação de atores institucionais interessados nas problemáticas da gestão dos recursos hídricos no meio rural. Contudo, na área de estudo, a definição da bacia hidrográfica como unidade de gestão criou duas perspectivas distintas para a gestão dos recursos hídricos. Por um lado, é vista por atores institucionais como altamente prioritária para a conservação e, por outro, é vista pelos produtores rurais como meio de vida e de reprodução socioeconômica familiar.

No Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ não há ao menos uma ação prioritária específica direcionada à área rural dos municípios estudados. A dimensão rural presente neste documento explicita, principalmente, ações visando medidas de regulação, racionalização e controle, o que indica, além de uma concepção homogênea de contextos distintos, a invisibilidade das dinâmicas socioeconômicas e produtivas da população rural para a gestão dos recursos hídricos. Ainda, a priorização de obras de grande porte e da proteção ambiental, reforça este desinteresse para com estas dinâmicas que afetam o modo de uso do solo rural.

A busca da racionalidade do uso dos recursos hídricos pela cobrança deve ser repensada em alguns contextos rurais, pois o valor econômico é somente um dos valores que norteiam as formas de acesso e as decisões sobre o uso dos recursos naturais. Ainda que a cobrança pelo

uso dos recursos hídricos seja importante para a arrecadação de recursos financeiros que serão investidos na sua gestão, quando se olha o contexto estudado, percebemos, mais uma vez, que os atores que estão assentados sobre um dos principais mananciais de água do mundo, estão sendo quase que ignorados quando este recurso é investido. Desse modo, acredita-se que o reconhecimento e a valorização das relações sociais, econômicas e culturais do meio rural devam ser considerados para a gestão dos recursos hídricos nesta área.

5. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA (Brasil). **Cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União na Bacia PCJ**. 2012. In: _____. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancaearrecadacao/BaciaPCJ_Inicial.aspx> Acesso em: 03 maio 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS – ANA (Brasil). **A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e Agência de Águas das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá**. Brasília: ANA/SAG, 2009. 176 p.
- BRASIL. **Lei n. 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/19433.htm>. Acesso em: 20 abr. 2013.
- BRASIL. **Lei n. 9.985 de 18 de julho de 2000**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 20 abr. 2013.
- BRASIL. **Lei n. 11.428 de 22 de dezembro de 2006**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm. Acesso em: 13 set. 2013.
- CARDOSO, M. L. M. Desafios e potencialidades dos comitês de bacias hidrográficas. **Ciência e Cultura**, Campinas, ano 55, n. 4, p. 40-41, dez. 2003.
- CHIODI, R. E.; SARCINELLI, O.; UEZU, A. Atividades produtivas rurais, uso dos recursos naturais e políticas públicas na área afetada pelo Sistema Produtor de Água Cantareira. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 51., 21-24 jul. 2013, Belém. **Anais...** Belém: UFRN, 2013. 1 CD-ROOM.
- COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Deliberação conjunta dos comitês PCJ nº 022/05, de 31/03/2005**. Piracicaba, 2005. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br/comitespcj.htm#>>. Acesso em: 15 jun. 2013.
- COMITÊS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Piracicaba, 2007. **Fundamentos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos nas bacias PCJ**. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 05 maio 2013.
- COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS – COBRAPE. **Plano das bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 a 2020: relatório síntese**. São Paulo: Cobrape: Neoband Soluções Gráficas, 2011. 128 p.
- EXTREMA. Prefeitura Municipal. **Conservador das águas: 6 anos**. Extrema, 2012.

- FADINI, A. A. B. **Sustentabilidade e identidade local**: pauta para um planejamento ambiental participativo em sub-bacias hidrográficas da região Bragantina. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.
- FRACALANZA, A. P.; NAGY, V. DE O. C.; JACOBI, P. R. Governança das águas da região metropolitana de São Paulo (Brasil): o caso do comitê da bacia hidrográfica do Alto Tietê. In: JACOBI, P. R.; SINISGALLI, P. A. **Dimensões políticas institucionais da governança da água na América Latina e Europa**. São Paulo: Annablume, 2009. p. 57-102.
- GALIZONI, F. M. **Águas da vida**: população rural, cultura e água em Minas Gerais. 2005, 199f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- GARCIA, A. C. M. C.; FELICIDADE, N. L. S. V. Gestão de recursos hídricos no Estado de São Paulo: obstáculos técnicos e políticos à sustentabilidade das práticas decisórias em Comitês de Bacias. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C. M.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos: RIMA, 2003. p. 187-221.
- GODELIER, M. **Racionalidade e irracionalidade na economia**. Rio de Janeiro: Tempo brasileiro, 1965. 397 p.
- HOEFFEL, J. L.; FADINI, A.; BARBOSA, J. E. C.; FERMINO, E. Jaguaré mineiro: usos do solo e impactos socioambientais. **OLAM Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, ano 8, n. 3, p. 140-159, jun./dez. 2008.
- HOEFFEL, J. L.; FADINI, A.; REIS, J. C.; JESUS, C. R. Alterações ambientais na APA Cantareira: um estudo na Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia. **OLAM Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, ano 10, n. 1, p. 61-90, jan./jul. 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades**. 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 2 de mar. de 2012.
- INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS – IPÊ. **Projeto semeando água**: pagamento por serviços ambientais no corredor Cantareira-Mantiqueira. Relatório Final. Nazaré Paulista, 2012.
- INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS – IPÊ. **Mapa de uso e ocupação do solo na área de contribuição dos reservatórios do Sistema Produtor de Água Cantareira, em 2007**. Nazaré Paulista, 2013.
- LANNA, A. E. **Aspectos conceituais da gestão das águas**. 1999. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/posgrad/disciplinas/hip78/1.pdf>>. Acesso em: 16 de abr. de 2013.
- MAGALHÃES JUNIOR, A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos**: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. 688 p.
- MALHEIROS, T. F.; PROTA, M. G.; PÉREZ, M. A. Participação comunitária e implementação dos instrumentos de gestão da água em bacias hidrográficas. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 98-118, jan./abr. 2013. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.970>

- MARTINS, R. C.; FELICIDADE, N. L. S. V. Limitações da abordagem neoclássica como suporte teórico para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C. M.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: velhos e novos desafios para a cidadania**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2006. p. 17-37.
- MARTINS, R. C. Agricultura, gestão dos recursos hídricos e desenvolvimento rural: a governança necessária. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C. M.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: velhos e novos desafios para a cidadania**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2006. p. 77-104.
- PADOVEZI, A., VIANI, R. A. G.; KUBOTA, U.; TAFFARELO, D.; FARIA, M.; BRACALE, H. et al. H. Produtor de água na Bacia Hidrográfica Piracicaba, Capivari e Jundiaí. In: PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Orgs.). **Experiências de pagamento por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA - SP/CBRN, 2012. p. 99-113.
- PEREIRA, P. H. Projeto conservador das águas - Extrema. In: PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Orgs.). **Experiências de pagamento por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA - SP/CBRN, 2012. p. 29-40.
- PEREIRA, R. M. V.; MEDEIROS, R. A aplicação dos instrumentos de gestão e do Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 3, p. 211-229, set./dez. 2009. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.113>
- RODRIGUES, C. M. C. **Águas aos olhos de Santa Luzia**: um estudo de memória sobre o deslocamento compulsório de sitiante em Nazaré Paulista – SP. 1997, 181f. Dissertação (Mestrado em Antropologia) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.
- VEIGA, J. E. da. **Cidades imaginárias**: o Brasil é menos urbano do que se calcula. Campinas: Autores Associados, 2002. 304 p.
- WHATELY, M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006**: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental – ISA, 2007. 68 p.

Análise crítica da Pegada Hídrica Cinza na produção de celulose

doi: 10.4136/ambi-agua.1184

Received: 02 Sep. 2013; Accepted: 05 Dec. 2013

Vanessa Lucena Empinotti^{1*}; Natalia Dias Tadeu¹; Renata de Souza Leão Martins¹

¹Universidade de São Paulo (PROCAM/USP); São Paulo – SP, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: empinotti@gmail.com,

nat_diaa@hotmail.com, renatasouzaleao@usp.br

RESUMO

Apesar do uso do método da Pegada Hídrica (PH) como uma ferramenta de gestão pelo setor privado, poucos são os estudos publicados que consideram as três frações do método no seu cálculo: Pegada Hídrica Azul - PH_{azul} , Pegada Hídrica Verde - PH_{verde} e Pegada Hídrica Cinza - PH_{cinza} . No caso específico da celulose, a PH_{cinza} não foi considerada no único artigo publicado devido a dificuldade de acesso aos dados referentes a composição dos efluentes gerados no processo produtivo e à qualidade dos corpos de água em seu estado natural. Nesse contexto, o objetivo deste artigo é analisar a contribuição da fração da PH_{cinza} do processo industrial no valor total da PH da celulose e suas consequências sobre ações para diminuir o impacto ambiental deste processo produtivo sobre os corpos hídricos. Os dados foram produzidos a partir de uma indústria hipotética localizada na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, Brasil. Os poluentes analisados foram o cloreto total, fósforo total e fenol, todos característicos da produção de celulose e presentes na legislação dos três principais países produtores. Os resultados demonstraram que a PH_{cinza} do processo industrial pode responder a até 55% do valor total da PH da celulose. Além disso, os resultados apresentaram elevada variação em função dos parâmetros ambientais e do poluente de referência. Por fim, a redução dos valores da PH_{cinza} não deve ser considerada por si só, como um fim, isolada do contexto ambiental e político onde a produção de bens está inserida.

Palavras chave: Recursos Hídricos, Gestão, Políticas Públicas, Brasil, Canadá, Estados Unidos.

A critical analyses of the Grey Water Footprint in the production of cellulose

ABSTRACT

While the Water Footprint (WF) is used as a management tool by the private sector, few published studies simultaneously consider all three of its constituent components in its estimation. The components are the Blue Water Footprint (WF_{blue}), the Green Water Footprint (WF_{green}), and the Grey Water Footprint (WF_{grey}). In the case of cellulose production, the only paper published to date did not consider the WF_{grey} because of the difficulty in finding data relative to natural water quality or to the effluents' composition. In this context, this article seeks to analyze the WF_{grey} contribution to the WF of cellulose as well as its consequences for actions to mitigate the negative impact of production processes on water bodies. The study took place in a hypothetical industry located at the Paraíba do Sul River watershed, Brazil. The analyses considered pollutants, such as total chloride, total phosphorous, and phenol—all

present in pulp production effluent and regulated by legislation in the three main producer countries in the world. The results showed that the industrial WF_{grey} can account for up to 55% of the total WF for cellulose production. Additionally, the results indicated considerable variations in environmental standards as well as in the chosen pollutants. Finally, the reduction of the WF_{grey} values should not be considered an end in itself, without considering the environmental and political context in which the production process takes place.

Keywords: Water Resources, Management, Public Policy, Brazil, Canada, USA.

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de indicadores e práticas que levam ao uso eficiente da água são cada vez mais discutidos nos espaços de negociação nacionais e internacionais. Entretanto, nos últimos cinco anos, a apropriação de indicadores ambientais pelo setor produtivo trouxe atenção a um novo método chamado Pegada Hídrica (PH) que, diferentemente de outros métodos, representa o volume total de água, contabilizado em um determinado período de tempo, que é utilizado na produção de um bem ou serviço e pode ser calculada para um grupo de consumidores, uma família, empresa, cidade, estado ou nação (Hoekstra e Chapagain, 2008). É um indicador multidimensional que considera em seu cálculo não só o volume de água consumido a partir de diversas fontes, como a água superficial e subterrânea, e a água da chuva armazenada no solo, mas também a quantidade de água poluída durante o processo produtivo em um determinado local e período (Sousa Júnior e Vieira, 2012). O cálculo da Pegada Hídrica total considera três tipos de PH em referência aos tipos de água considerados pelo método: Pegada Hídrica Azul (PH_{azul}), Pegada Hídrica Verde (PH_{verde}) e Pegada Hídrica Cinza (PH_{cinza}).

A PH_{azul} é definida como um indicador do volume de água superficial e/ou subterrânea alocada durante o processo produtivo. Para sua contabilização é considerado o volume de água evaporado, o volume de água que não retorna ao corpo hídrico de origem e o volume de água que não retorna ao corpo hídrico de origem no mesmo período do qual foi captado (ex: represas, armazenamentos de água). Já, a PH_{verde} indica a quantidade de água da chuva alocada na produção agrícola e silvícola, referindo-se ao total da água que é evapotranspirada pelas plantas, além da água armazenada no solo, mais a água incorporada no produto final (Hoekstra et al., 2011). Por fim, a PH_{cinza} é um indicador de poluição da água que pode ser associado com a produção de um produto. Refere-se ao volume de água requerido para que a poluição de um processo possa ser assimilada pelo corpo de água de acordo com o limite máximo estabelecido por legislação (ou qualquer outro limite adotado) ou em relação à qualidade natural do corpo hídrico em questão (Hoekstra, 2009).

No Brasil, estudos considerando a PH como método de análise se concentram principalmente nas áreas de produção animal (Palhares, 2011), cosméticos (Francke e Castro, 2013), na análise de dietas e padrões de consumo (Maracajá et al., 2013), na relação da PH com o ambiente (Sinisgalli e Tadeu, 2012), como também na análise do método da Pegada Hídrica na governança da água (Empinotti e Jacobi, 2013; 2012).

Entretanto, no caso do setor de papel e celulose, apenas um estudo foi publicado no mundo utilizando o método da PH, onde foram calculadas a quantidade de água alocada para a produção de papel em diferentes países (Van Oel e Hoekstra, 2012). Os resultados indicam as diferenças a partir da PH_{azul} e da PH_{verde} , entretanto desconsidera a fração da PH_{cinza} do processo industrial em seu cálculo (Van Oel e Hoekstra, 2012). De acordo com os autores, as razões pela não contabilização desta fração esta relacionada à falta de disponibilidade e a baixa qualidade dos dados, em escala global, referentes a composição dos efluentes gerados no processos produtivo e da qualidade dos corpos de água em seu estado natural (Van Oel e Hoekstra, 2012).

Enquanto que a discussão sobre a forma do cálculo e os resultados da PH_{cinza} do processo agrícola já foi realizada em outros artigos (Dabrowski et al., 2009; Chapagain et al., 2006), ainda é desconhecido o impacto da fração da PH_{cinza} do processo industrial no cálculo da PH da celulose. Uma vez que o método é muitas vezes utilizado como indicador de eficiência de uso da água de um produto, é importante entender o impacto da PH_{cinza} sobre valor total da PH. Assim, o objetivo deste trabalho é analisar a contribuição da fração da PH_{cinza} no valor total da PH da celulose e suas consequências sobre ações a serem definidas para diminuir o impacto ambiental de tal processo produtivo nos corpos de água. Para isso será calculado o valor da PH_{cinza} do processo industrial da produção de celulose em uma indústria hipotética de celulose, considerando os padrões ambientais dos três principais países produtores de celulose. Por fim, a partir dos resultados observados, será discutida a relevância de considerar a fração da PH_{cinza} e sua influência sobre as recomendações de ações para a melhoria das práticas produtivas do setor.

2. MATERIAIS E MÉTODO

Para atender aos objetivos aqui propostos, foi realizado um estudo de caso no qual são calculados os resultados da PH_{cinza} do processo industrial da produção de celulose nos países que ocupam as primeiras colocações no ranking mundial de produção e possuem parâmetros de qualidade de água em vigor, que são os Estados Unidos, Canadá e Brasil (BRACELPA, 2011). Em função de aspectos legais dos países analisados, foi necessária a seleção dos estados que apresentam a maior produção de celulose em cada país, pois no caso do poluente fenol, o limite máximo legal permitido para os corpos hídricos são definidos em âmbito estadual. Com isso foram considerados o estado da Georgia nos EUA, de British Columbia no Canadá e o estado de São Paulo no Brasil (BRACELPA, 2010; Johnson et al., 2011; Canadá, 1986).

Outro fator importante para o cálculo da PH é o processo industrial considerado para o cálculo da PH_{azul} e PH_{cinza} . O cálculo da PH_{cinza} exige a entrada de variáveis referentes à qualidade da água atual e natural do corpo hídrico de referência onde a água é captada e o efluente é descartado. Por isso optou-se por utilizar uma indústria hipotética localizada na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, Brasil, região esta que concentra a produção de celulose no estado de São Paulo (43,8%, que representam 1.540.000 toneladas de celulose no ano de 2009) (BRACELPA, 2010). Neste cenário, a indústria hipotética estará seguindo os padrões de referência de qualidade na produção, ou seja, estamos assumindo que os resultados serão calculados dentro de um ambiente ideal, onde as melhores práticas definidas pelo setor são aplicadas.

Além de sua representatividade, esta escolha foi estratégica com relação à disponibilidade e acessibilidade aos dados. Com isso, o corpo hídrico de referência desse estudo é o Rio Paraíba do Sul, principal fonte de água para a produção de celulose na região. Os dados de produção da celulose foram calculados a partir de dados teóricos e estimativas. Abaixo é explicado como os cálculos da PH_{cinza} foram realizados.

2.1. Contabilização de Pegada Hídrica Cinza da celulose

Para a realização da análise deste trabalho foi necessário a aplicação do método proposto por Hoekstra et al. (2011) para a contabilização da PH_{cinza} de efluentes industriais. O método considera a carga adicional de determinado poluente e estima o volume de água por unidade de produto ou vazão (volume por tempo) para a diluição do poluente até que sua concentração retorne ao limite máximo estabelecido para aquele corpo hídrico. A PH_{cinza} de uma unidade de celulose (expressada em $m^3 t^{-1}$) é estimada a seguir:

$$PH_{\text{cinza}} = [(Q_{\text{efluente}} \cdot C_{\text{efluente}}) - (Q_{\text{captação}} \cdot C_{\text{captação}}) / C_{\text{max}} - C_{\text{nat}}] / P \quad (1)$$

em que:

Q_{efluente} corresponde ao volume ou vazão do efluente (L ano^{-1}),

C_{efluente} é a concentração do poluente no efluente (mg L^{-1}),

$Q_{\text{captação}}$ é o volume ou vazão da captação de água (L ano^{-1}),

$C_{\text{captação}}$ é a concentração atual do poluente na água do rio captada para utilização (mg L^{-1}),

C_{max} é a concentração máxima permitida do poluente (mg L^{-1}),

C_{nat} é a concentração do poluente natural da água do rio captada para utilização (mg L^{-1}),

P é o total de produção de celulose (t ano^{-1}).

2.1.1. Definindo os poluentes a serem considerados no cálculo da PH_{cinza}

Antes de realizar o cálculo da concentração de poluentes no efluente industrial, é necessário identificar qual poluente será utilizado como referencia na análise. De acordo com o método, o poluente escolhido deve ser aquele que possua a maior capacidade de contaminação, ou seja, que a presença de uma pequena quantidade de tal substância, necessite a maior quantidade de água para que os índices de qualidade da água sejam reestabelecidos.

Como a legislação ambiental e os padrões de qualidade de cada país identificam de diferentes maneiras os poluentes indicadores de poluição, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre os poluentes comumente encontrados em efluentes de fábricas de celulose após a realização de tratamento prévio ao seu descarte ao corpo hídrico em diversos locais do mundo (Frizzo et al., 1996; Peralta-Zamora et al., 1997; Fonseca et al., 2003; Pokhrel e Viraraghavan, 2004; Rabelo, 2005; Mishra et al., 2009; Ko e Fan, 2010). Tal estudo indicou que o cloreto total, fósforo total e fenol como sendo poluentes comumente presentes nos efluentes da indústria de celulose.

Ao mesmo tempo, a escolha de tais poluentes foi definida pela sua presença como parte dos parâmetros de poluição dos estados da Georgia (EUA), British Columbia (Canadá) e São Paulo (Brasil).

2.1.2. Estimando a vazão e a concentração de poluente existente no efluente despejado no corpo hídrico (Q_{efluente} e C_{efluente})

Os dados referentes à vazão de efluentes de indústrias de celulose foram baseados nas melhores práticas ambientais do setor de celulose e papel. Assim, o volume médio de emissão de efluentes foi de $35 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$ (tonelada seca ao ar) (Bachmann, 2009).

Já os dados referentes à concentração de poluentes existente no efluente foram definidos a partir da literatura, onde os valores considerados para este estudo foram de 581 mg L^{-1} para cloreto total (Mishra et al., 2009), $1,36 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo total (Rabelo, 2005) e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para fenol (Rabelo, 2005).

2.1.3. Estimando a vazão de captação de água para a produção de celulose ($Q_{\text{captação}}$)

Os dados referentes à vazão de captação de água foram baseados nas melhores práticas ambientais do setor de celulose e papel. Assim, o volume médio de captação de água encontrado foi de $41 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$ (Bachmann, 2009).

2.1.4. Estimando a concentração de poluentes na água captada para a produção de celulose ($C_{\text{captação}}$)

Como apresentado anteriormente, o corpo hídrico de referencia para este estudo foi o Rio Paraíba do Sul. Para a determinação das concentrações atuais do rio Paraíba do Sul ($C_{\text{captação}}$), ou concentração da água captada para o processo produtivo, foi realizada a estimativa da média da concentração dos poluentes selecionados neste trabalho ao longo de todo o rio para o ano de 2009 (CETESB, 2010), que correspondem a 104 mg L⁻¹ de cloreto total, 0,1 mg L⁻¹ para o fósforo total e 0,0 mg L⁻¹ para o fenol.

2.1.5. Estimando a concentração máxima permitida do poluente no corpo de água (C_{max})

As concentrações máximas permitidas dos poluentes selecionados neste estudo para cada país foi realizada por meio de levantamento das legislações dos EUA, Canadá e Brasil e quando necessário, as legislações específicas dos estados selecionados. No caso do Brasil, utilizou-se a Resolução CONAMA 357/2005, para águas doces Classe 2 (Brasil, 2005). No caso canadense também foi utilizada a legislação federal como parâmetro de concentração máxima permitida no corpo hídrico para os mesmos poluentes (Canadá, sd). Porém para os EUA, no caso de cloreto e fósforo total foram utilizados os valores nacionais adotados pelo órgão ambiental americano, a *Environmental Protection Agency* (USEPA, 2012a; 2012b), mas para fenóis utilizou-se o valor adotado pela agência ambiental do Estado da Georgia (Georgia, 2005). A seguir, na Tabela 1, são apresentados os valores considerados no cálculo da PH_{cinza} de acordo com a legislação de cada país estudado.

Tabela 1. Concentração máxima permitida nos corpos hídricos (mg L⁻¹) dos estados de São Paulo (Brasil), Georgia (EUA) e British Columbia (Canadá).

Parâmetro	Brasil	EUA	Canadá
Cloreto total	250	230,00	120
P total	0,1	0,04	0,015
Fenol	0,003	0,34	0,004

Fontes: Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005) do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA); “Canadian Environmental Quality Guidelines” (Canada, 2012) do “Canadian Concil of Ministers of the Environment (CCME)”; “National Recommended water quality criteria” (USEPA, 2012a) e “Summary Table for the Nutrient Criteria Document (USEPA, 2012b) da “United States Environmental Protection Agency (EPA)”; “Rules and regulations for water quality control” (Georgia, 2005) de “Georgia Department of Natural Resources Environmental Protection”.

2.1.6. Estimando a concentração natural da água do corpo hídrico de referencia (C_{nat})

Devida a falta de dados que caracterizam as condições naturais da água do Rio Paraíba do Sul, optou-se por zerar a concentração natural de todos os poluentes estudados.

2.1.7. Estimando a produção total de celulose (P)

A produção anual de celulose foi determinada com base na delimitação da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul, referente ao ano de 2009. Para isso foi necessário identificar as principais indústrias do setor localizadas na bacia, bem como sua produção referente ao ano de análise. Desta forma, a produção total do ano de 2009 estimada foi de 1.540.000 t ano⁻¹ (BRACELPA, 2010).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da PH_{cinza} de uma indústria hipotética de celulose foi calculada a partir dos parâmetros ambientais presentes nas legislações dos EUA, Canadá e Brasil e seus estados, que considerou três poluentes comumente encontrados nos efluentes de indústrias de celulose (cloreto total, fósforo total e fenol), como podem ser observado na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados da PH_{cinza} da Produção de Celulose ($m^3 \text{ tsa}^{-1}$) para os três países analisados.

Parâmetro	Brasil	EUA	Canadá
Cloreto Total	27	71	136
Fósforo total	183	1.099	2.931
Fenol	625	6	441

A análise desses resultados indicou duas questões principais a serem discutidas com maior profundidade: a escolha do poluente a ser considerado no cálculo da PH_{cinza} , assim como a importância de considerar esta fração na análise dos resultados da PH e suas consequências.

3.1. A escolha do poluente e seu impacto nos resultados da PH_{cinza}

Quando analisados os poluentes, os resultados obtidos para cada parâmetro apresentaram alta discrepância. De modo geral, os resultados de PH_{cinza} acompanharam os limites máximos permitidos por cada local de forma inversamente proporcional, ou seja, quanto menor a quantidade do poluente permitida no corpo hídrico, maior foi o valor da PH_{cinza} , como já discutido por outros autores (Hoekstra et al., 2011).

Ao mesmo tempo, os resultados indicaram uma grande diferença entre os poluentes considerados. Por exemplo, com relação ao fósforo total, observou-se que a PH_{cinza} do Canadá é aproximadamente 16 vezes maior que a do Brasil e 2,7 vezes maior que a dos Estados Unidos. Já no caso do fenol, os valores obtidos para a PH_{cinza} variaram de 6 a 625 $m^3 \text{ tsa}^{-1}$. Tal variação de resultados também reflete o grau elevado de flexibilidade do cálculo da PH_{cinza} proposto pelo método, uma vez que este define a escolha do poluente de acordo com a necessidade do maior volume de água para sua diluição (Sousa Júnior e Vieira, 2012). Entretanto, tal escolha, que desconsidera parâmetros como o grau de periculosidade do poluente com relação a sua toxicidade, tanto para humanos como para a vida aquática pode, inclusive, encobrir problemas ambientais mais graves e por fim orientar ações que não resolverão tais questões.

Por outro lado, a definição da concentração natural dos indicadores nos corpos hídricos é considerada problemática pela dificuldade em identificar o estado natural dos corpos de água e a não disponibilidade de dados de monitoramento da qualidade de água em sequências históricas. A primeira questão se refere a definir o que é a composição natural de um corpo de água, uma vez que grande parte das fontes de água já sofreram impacto antrópico e assim não representam mais as suas condições naturais. Por outro lado, o monitoramento da qualidade da água dos corpos hídricos é uma prática recente, principalmente em países em desenvolvimento, ocorrendo pouca ou nenhuma disponibilidade de dados sobre tais questões.

Neste contexto, uma das maneiras de contornar tais questões seria escolher o indicador de qualidade da água, listado pelas legislações como presente no efluente resultante da produção de um bem, que não tenha ocorrência natural nos corpos hídricos e que cause

impacto grave na saúde humana e na vida aquática. Consequentemente, o parâmetro original sugerido pelo método, que é o maior volume de água necessário para a sua diluição, não seria considerado como definitivo na escolha.

Com isso a escolha do indicador de qualidade da água combinaria o grau de periculosidade à saúde humana e ao meio aquático e a sua não ocorrência natural nos corpos hídricos. No caso específico deste estudo, o indicador mais apropriado seria o fenol.

3.2. A contribuição da fração da PH_{cinza} no resultado final da PH e seu impacto nas ações de melhoria de eficiência de uso da água

Após identificarmos o poluente mais apropriado para o cálculo da PH_{cinza} , é também importante observar a contribuição desta fração no cálculo total da PH da celulose. Para isso foram utilizados os resultados já publicados sobre PH na produção de papel que identificou o valor da PH_{verde} da produção de madeira para celulose em várias partes do mundo (Van Oel e Hoekstra, 2012). Baseado neste estudo a PH_{verde} da produção de celulose no Canadá corresponde a $2381 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$, enquanto que para os EUA o valor correspondente é de $1923 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$ e no caso do Brasil de $749 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$. Neste estudo não foi considerada a PH_{cinza} do cultivo da madeira.

Já, para o cálculo da PH_{azul} do processo industrial, os dados foram baseados nas melhores práticas mundiais para o setor, onde os valores referentes a vazão de captação, vazão do efluente e produção total de celulose foram descritos nos itens 2.1.2, 2.1.3 e 2.1.7 deste artigo. Com isso o resultado obtido para a PH_{azul} da indústria hipotética deste estudo foi de $6 \text{ m}^3 \text{ tsa}^{-1}$.

Abaixo, na Tabela 3, é possível comparar os valores da PH considerando as diferentes frações de PH_{cinza} de acordo com o poluente considerado.

Tabela 3. Resultados da PH considerando a PH_{cinza} da Produção de Celulose ($\text{m}^3 \text{ tsa}^{-1}$) para os três poluentes estudados.

País	$PH_{Verde} + PH_{Azul}$	$PH_{Total} \text{ Cloreto}$	$PH_{Total} \text{ P}$	$PH_{Total} \text{ Fenol}$
Brasil	755	782	938	1380
Canadá	2387	2523	5318	2828
EUA	1929	2000	3028	1935

Assumindo a PH como uma ferramenta de gestão que direciona as ações para a promoção do uso mais eficiente da água nas práticas produtivas, observa-se que a contribuição da PH_{cinza} pode alterar as ações a serem definidas. No caso do Brasil, a desconsideração da PH_{cinza} indicaria que as ações deveriam ser focadas principalmente no aumento da eficiência na produção da madeira. Entretanto, quando inserida a fração da PH_{cinza} , o resultado final indicou que as ações do setor deveriam estar voltadas principalmente para o tratamento dos efluentes um vez que, dependendo do poluente, até 45% do valor total da PH é composto pela PH_{cinza} . O mesmo ocorreu para os casos do Canadá, onde a PH_{cinza} pode contribuir em até 55% do valor total da PH e nos EUA onde esta fração contribui em até 36% do resultado total.

Ao mesmo tempo, é importante salientar que o método da PH reflete os parâmetros ambientais definidos em cada região de produção, assim promovendo ajustes no uso da água de acordo com o definido pela legislação. Entretanto, a legislação é também o resultado de pressões políticas que influenciam na definição de tais parâmetros, podendo prevalecer o interesse do setor produtivo sobre a saúde humana e a conservação ambiental. Isto é observado no caso do fenol, onde as concentrações máximas permitidas são semelhantes entre

o Brasil e o Canadá, porém muito menos restritivas nos EUA. Tal diferença reflete a ação do setor produtivo sobre a definição de tais parâmetros como ocorreu recentemente no estado americano do Missouri que possui uma legislação mais restritiva do que o estado da Georgia ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$ comparado a $0,34 \text{ mg L}^{-1}$) e sofreu pressão da indústria local para a diminuição das restrições. O argumento apresentado foi que em comparação aos demais estados americanos, o Missouri era o mais restritivo em relação a este poluente, chegando a superar os limites recomendados pela EPA e outros órgãos de saúde pública (Associated Industries of Missouri, 2010). Isto levou a flexibilização dos parâmetros no estado, e atualmente a concentração máxima permitida (considerando efeitos crônicos) corresponde a $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ (Missouri, 2011).

Dessa forma, observa-se que as variáveis da fórmula são influenciadas não apenas pelas tecnologias utilizadas e condições ambientais naturais, mas também pelas características legais de cada região e que podem levar a ações menos eficientes para a proteção do ambiente em consequência de uma legislação menos restritiva (Figura 1).

Figura 1. Classificação das funções de cada variável da fórmula da PH_{cinza} .

Nota: $Q_{efluente}$ corresponde ao volume ou vazão do efluente, $C_{efluente}$ é a concentração do poluente no efluente, $Q_{captação}$ é o volume ou vazão da captação de água, $C_{captação}$ é a concentração atual do poluente na água do rio captada para utilização, C_{max} é a concentração máxima permitida do poluente, C_{nat} é a concentração do poluente natural da água do rio captada para utilização.

4. CONCLUSÃO

Quando analisada as contribuições de cada fração da PH observou-se que a PH_{cinza} do processo industrial pode responder a até 55% do seu valor total, dessa forma revelando que as ações para aumentar a eficiência do uso da água devem considerar o aprimoramento do tratamento dos efluentes. Com isso, a consideração da PH_{cinza} do processo industrial aumenta o espectro das ações incluindo não apenas a fase agrícola mas também a fase industrial da produção da celulose.

Entretanto, o método proposto para o cálculo desta fração se mostra sensível às variações de seus componentes devido à disponibilidade de dados e fatores para a escolha do poluente adequado. Por um lado o cálculo da PH_{cinza} é baseado em um conceito problemático como “água natural” ao assumir a existência de parcelas dos corpos hídricos que ainda não sofreram ações antropogênicas e dessa forma mantém as características ambientais que resultam apenas dos processos ecossistêmicos. Por outro lado, o método também assume a existência de uma série histórica de monitoramento de qualidade de água dos corpos hídricos, fato este que ocorre apenas em algumas regiões específicas no mundo. Ao mesmo tempo, o método propõe um parâmetro simplificado de identificação do poluente, baseado apenas no volume de

diluição. O não reconhecimento de outros fatores como, por exemplo, o impacto do poluente na saúde humana e na vida aquática, pode desconsiderar problemas ambientais mais graves e assim diminuir a eficiência das ações para a melhoria da disponibilidade hídrica e conservação do ambiente, premissas-chaves a que o método se propõe. Para responder a estes pontos, se recomenda que o poluente escolhido para o cálculo da PH_{cinza} do processo industrial deva ser aquele que não está presente na natureza e que ao mesmo tempo represente alto risco para a saúde humana e vida aquática, o que responderia às questões críticas do método.

Da mesma forma, é importante notar o grau de variação dos resultados não ocorre apenas em função das legislações e parâmetros de qualidade de água, mas também devido ao poluente escolhido para o cálculo da PH_{cinza} . Isto reforça a importância do uso da PH como ferramenta de gestão para as unidades produtivas, assim como a necessidade de contextualizar os resultados do seu cálculo no escopo específico do estudo e de evitar a comparação de resultados entre produtos, como já discutido por outros autores (Sousa Júnior e Vieira, 2012; Hoekstra et al., 2011).

Finalmente, é importante observar a forma de interpretação dos resultados da PH. A redução dos valores da PH não deve ser considerada por si só, como um fim, isolada do contexto ambiental e político onde a produção de bens está inserida. Isto por que, os valores da PH_{cinza} respondem diretamente aos parâmetros de qualidade de água definidos por lei. Ou seja, leis menos restritivas levam a menores valores da PH_{cinza} pois, de acordo com o método, haverá menor necessidade em diluir os poluentes nos corpos hídricos uma vez que a sua presença é aceita em maior volume. Dessa forma, a alteração dos parâmetros ambientais para valores menos restritivos à presença de poluentes nos corpos hídricos levaria, automaticamente, à redução dos valores da PH sem a necessidade de alterar aos processos produtivos que promoveriam a redução de poluentes nos efluentes. Por isso, apenas a mudança nos parâmetros legais, além de degradar os recursos hídricos iria desestimular o investimento em novas tecnologias que visam diminuir o impacto das práticas produtivas sobre o ambiente. Logo, a redução do valor da PH_{cinza} , como consequência da flexibilização e diminuição das restrições dos parâmetros ambientais por si só, enfraqueceria políticas públicas e desrespeitaria o objetivo principal de tais ações que seria a conservação do recurso hídrico e a garantia de sua disponibilidade no ambiente.

5. AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Apoio à Universidade de São Paulo (FUSP) pela concessão de bolsas que possibilitaram a realização desta pesquisa.

6. REFERÊNCIAS

- ASSOCIATED INDUSTRIES OF MISSOURI. Petition requesting to Phenol Water Quality Standard. 2010. Disponível em: <<http://www.dnr.mo.gov/env/wpp/rules/rir/phenol-PhenolPetition-filed10.12.10.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2012.
- BACHMANN, D. L. Benchmarking ambiental na indústria de celulose e papel. **O Papel** - Informe Técnico, p. 57 – 61, junho 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL - BRACELPA. **Relatório estatístico anual – 2009/2010**. 2010. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/rel2010.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2012.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL - BRACELPA. **Dados do setor – março de 2011**. 2011. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra/estatisticas/pdf/booklet/booklet.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 07 dez. 2013.
- CANADA. Energy, Mines and Resources. **The national Atlas of Canada** – Canada: pulp and paper mills. Ottawa: Geografic Service Division and Mapping Branch, Energy, Mines and Resources, 1986.
- CANADA. CCME. **Canadian environmental quality guidelines summary table**. Disponível em: <<http://st-ts.ccme.ca/?chems=28,164,167,194,204,205&chapters=1>>. Acesso em: 20 mar. 2012.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2010. 310p.
- CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, A.Y.; SAVENIJE, H. H. G.; GAUTAM, R. The water footprint of cotton consumption: an assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. **Ecological Economics**, v. 60, p. 186 – 203, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.027>
- DABROWSKI, J. M.; MURRAY, K.; ASHTON, P. J.; LEANER, J. J. Agricultural impacts on water quality and implications for virtual water trading decisions. **Ecological Economics**, v. 68, p. 1074 – 1082, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.07.016>
- EMPINOTTI, V.; JACOBI, P. R. **Pegada hídrica: inovação, corresponsabilização e os desafios de sua aplicação**. São Paulo: Annablume, 2012. 172p.
- EMPINOTTI, V.; JACOBI, P. R. Novas práticas de governança de água? O uso da pegada hídrica e a transformação das relações entre o setor privado, organizações ambientais e agências internacionais de desenvolvimento. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 27, p. 23-36, jan./jun., 2013.
- FRANCKE, I. C. M.; CASTRO, J. F. W. Carbon and water footprint analysis of a soap bar produced in Brazil by Natura Cosmetics. **Water Resources and Industry**, v. 1/2, p. 37-48, March/June, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wri.2013.03.003>
- FONSECA, J. A. V. M. DA; BARBOSA, M.; PINTO, N. O.; SALAN, R. S.; SOBRINHO, G. D.; BRITO, N. N. et al. Tratamento de efluentes líquidos de indústria de papel e celulose. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3., 2003, Rio Claro. **Anais...** Rio Claro: Faculdades Integradas Claretianas, 2003.
- FRIZZO, S. M. B.; SILVA, M. C. M.; FOELKEL, C. E. B. Contribuição ao estudo de efluentes de indústrias de celulose e papel. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 129-136, 1996.
- GEORGIA. Department of Natural Resources Environmental Protection Division. **Rules and regulations for water quality control chapter 391-3-6 revised**. Atlanta, 2005.

- HOEKSTRA, A.Y.; CHAPAGAIN, A. K. **Globalization of water: sharing the planet's freshwater resources**. Oxford: Blackwell Publishing, 2008.
- HOEKSTRA, A. Y. Human appropriation of natural capital: a comparison of ecological footprint and water footprint analysis. **Ecological Economics**, n. 68, p. 1963 – 1974, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.021>
- HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. [S.l.]: Earthscan, 2011. 224p.
- JOHNSON, T. G.; PIVA, R. J.; WALTERS, B. F.; SORENSON, C.; WOODALL, C. W.; MORGAN, T. A. **National pulpwood production, 2008**. Asheville: Southern Research Station, 2011.
- KO, C. H.; FAN, C. Enhanced chemical oxygen demand removal and flux reduction in pulp and paper wastewater treatment using laccase-polymerized membrane filtration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, p. 763–770, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.079>
- MARACAJÁ, K. F. B.; DA SILVA, V. P. R.; DANTAS NETO, J. Pegada hídrica dos consumidores vegetarianos e não vegetarianos. **Qualit@s Revista Eletrônica**, v. 14, n. 1, p. 1-18, 2013.
- MISHRA, D.; KHAN, M. A.; MUDGAL, M.; PADMAKARAN, P.; CHAKRADHAR, B. Performance evaluation of an effluent treatment plant for a pulp & paper mill. **Indian Journal of Chemical Technology**, v. 16, p. 79-83, 2009.
- MISSOURI. Department of Natural Resources. Regulatory impact report. In: **Preparation for proposing - an amendment to 10 CSR 20- 7.031**. Missouri Water Quality Standards, 2011. Disponível em: <<http://dnr.mo.gov/env/wpp/docs/RIRWQSMaster060311.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2012.
- PALHARES, J. C. P. Pegada hídrica dos suínos abatidos nos Estados da Região Centro-Sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 309-314, 2011.
- PERALTA-ZAMORA, P.; ESPOSITO, E.; REYES, J.; DURÁN, N. Remediação de efluentes derivados da indústria de papel e celulose. tratamento biológico e fotocatalítico. **Química Nova**, v. 20, n. 2, 1997. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421997000200010>
- POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater - a review. **Science of the Total Environment**, v. 333, p. 37– 58, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.017>
- RABELO, M. D. **Avaliação da aplicação combinada dos processos foto-fenton e biológico no tratamento de efluentes de indústria de celulose KRAFT branqueada**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- SINISGALLI, P. A.; TADEU, N.D. O uso da pegada hídrica na análise do ambiente. In: **Pegada hídrica: inovação, corresponsabilização e os desafios de sua aplicação**. São Paulo: Annablume, 2012. p. 63-82.
- SOUSA JÚNIOR, W. C. D.; VIEIRA, B. C. Pegada hídrica como indicador: concepções e crítica metodológica. In: JACOBI, P. R.; EMPINOTTI, V. **Pegada hídrica: inovação, corresponsabilização e os desafios de sua aplicação**. São Paulo: Annablume, 2012. p. 45 - 62.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **National recommended water quality criteria**. Disponível em: <<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/current/index.cfm#altable>>. Acesso em: 21 mar. 2012a.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Summary table for the nutrient Criteria Document**. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/2007_09_27_criteria_nutrient_ecoregions_sumtable.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2012b.

VAN OEL, P. R.; HOEKSTRA, A. Y. Towards quantification of water footprint of paper: a first estimate of its consumptive component. **Water Resources Management**, v. 26, p 733-749, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-011-9942-7>

Geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária

doi: 10.4136/ambi-agua.1236

Received: 01 Nov. 2013; Accepted: 11 Dec. 2013

Rafael Pires Fernandes^{1*}; Robson Willians da Costa Silva¹; Luiz Felipe Salemi¹; Tatiana Morgan Berteli de Andrade¹; Jorge Marcos de Moraes²

¹Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) - Piracicaba, SP, Brasil
Laboratório de Ecologia Isotópica

²Escola de Engenharia de Piracicaba (EEP), Piracicaba, SP, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: rpfernandes@cena.usp.br,
robsonwillians@yahoo.com.br, piposalemi@gmail.com,
tatymorgan@yahoo.com.br, jmmoraes@cena.usp.br

RESUMO

Buscando compreender a geração de escoamento superficial, processo de suma importância em relação à conservação do solo, disponibilidade de água e manejo de uma bacia hidrográfica, o presente trabalho teve como objetivo entender o processo de geração de escoamento superficial em uma microbacia com cobertura de cana-de-açúcar e floresta ripária. Para tanto, foram utilizadas nove parcelas distribuídas em três porções da vertente (inferior, intermediária e superior), sendo a porção inferior coberta por floresta ripária. A média do coeficiente de escoamento superficial ao longo da vertente no presente estudo mostrou-se superior em relação a outros estudos com diferentes usos do solo. Ademais, as lâminas obtidas sob cana-de-açúcar apresentaram valores superiores se comparados aos obtidos em floresta ripária, principalmente após o corte da soqueira. Além do tipo de cobertura do solo, outros fatores tais como as características dos eventos de precipitação, a declividade do terreno e os atributos físicos do solo, como a densidade aparente e a condutividade hidráulica em condição de saturação influenciaram a geração de escoamento superficial.

Palavras-chave: escoamento superficial, biocombustíveis, zona ripária, bacia hidrográfica.

Surface runoff generation in a small watershed covered by sugarcane and riparian forest

ABSTRACT

Since an understanding of how runoff is generated is of great importance to soil conservation, to water availability and to the management of a watershed, the objective of this study was to understand the generation of surface runoff in a watershed covered by sugarcane and riparian forest. Nine surface runoff plots were set up, evenly distributed on the lower, middle and upper slopes. The lower portion was covered by riparian forest. We showed that the average surface runoff coefficient along the slope in the present study was higher than in other studies under different land uses. Furthermore, the surface runoff was higher under sugarcane compared to the riparian forest, especially after sugarcane harvesting. Besides land cover, other factors such as the characteristics of rainfall events, relief and physical soil

characteristics such as soil bulk density and saturated hydraulic conductivity influenced the surface runoff generation.

Keywords: surface runoff, biofuel, riparian zone, catchment.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da demanda de etanol, resultado da popularização dos veículos biocombustíveis, e a disponibilidade de recursos naturais oferecem ao Brasil excelentes condições para a produção de cana-de-açúcar, destacando a importância socioeconômica da agroindústria canavieira no país. Apesar dos efeitos deletérios sofridos pela crise financeira global de 2008 sobre a expansão da cultura da cana-de-açúcar no Brasil, essa continuou se expandindo, ainda que em ritmo menos acelerado, sendo que a perspectiva para as próximas décadas é de aumento da demanda global por biocombustíveis, em particular o etanol, e subsequente crescimento da indústria sucroalcooleira (Elobeid e Tokgoz, 2006).

Todavia, a conversão de áreas originalmente cobertas por vegetação natural para culturas agrícolas, como a cana-de-açúcar, provoca perturbações no meio (Bonnell et al., 2010). Ao longo dos anos, o cultivo convencional da lavoura de cana-de-açúcar por meio de maquinário, a queima pré-corte, e também o pisoteio humano na colheita manual, ocasiona a compactação do solo (Alegre et al., 1991; Hammad e Dawelbeit, 2001; Soares et al., 2005; Camilotti et al., 2005; Strudley et al., 2008; Machado et al., 2010). Essas perturbações nos aspectos físico-hídricos do solo sob cultivo convencional acabam majorando a ação da água como agente erosivo, removendo partículas do solo e transportando-as vertente abaixo (Tucci e Clarke, 1997; Lima, 2000). De acordo com Tucci (2001), esse deslocamento de massa pode alterar o ciclo hidrológico, além de levar ao corpo hídrico sedimentos e poluentes, afetando o uso, a conservação e a gestão dos recursos hídricos (Soares et al., 2005). No entanto, não são apenas fatores antrópicos que favorecem na geração de escoamento superficial, mas também fatores de natureza geológica (tipo de solo, posição na paisagem) e condições climáticas (quantidade e intensidade da precipitação).

Diante desse contexto, a floresta ripária tem mostrado-se um elemento da paisagem que pode exercer um efeito atenuante expressivo na geração de escoamento superficial e no aporte de sedimentos para os corpos hídricos (Simmons et al., 1992; Lowrance et al., 1997, 2001; Dosskey, 2001; Schultz et al., 2004; Tundisi e Tundisi, 2010). Estas florestas, aqui entendidas como as vegetações que margeiam os rios (Lima e Zákia, 2000), podem promover um aumento da capacidade de infiltração, e desse modo, atuar como áreas que promovem a infiltração do escoamento superficial oriundo das áreas cultivadas (Lowrance et al., 1984; Meynendonckx et al., 2006; Li e Zhang, 2009; Wine e Zou, 2012). Entretanto, pouco é conhecido a respeito do papel das florestas ripárias em condições tropicais (Pinho et al., 2004; Salemi et al., 2011, 2012a) e, tampouco, conhece-se sobre a função hidrológica dessas em microbacias hidrográficas cuja cobertura predominante é a cana-de-açúcar.

Desta maneira, o presente trabalho teve como objetivo mensurar a geração de escoamento superficial em uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar e com remanescente de floresta estacional semidecidual ao longo do curso d'água. Assim, busca-se compreender os fatores que governam a geração deste processo hidrológico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A microbacia utilizada no presente estudo possui 6 hectares e está localizada próxima ao exutório da bacia do rio Corumbataí, sub-bacia do rio Piracicaba, que se localiza na região centro-leste do estado de São Paulo, entre as latitudes 22°04'46''S e 22°41'28''S e longitudes

47°26'23''W e 47°56'15''W (Figura 1). A região apresenta clima do tipo subtropical Cwa (Sistema Köppen), com regime de chuvas exibindo duas estações bem definidas: seca (de abril a setembro) e úmida (de outubro a março). O solo predominante é o Argissolo Vermelho Amarelo.

A cobertura do solo na área de estudo, há mais de 50 anos, é predominantemente cana-de-açúcar (3,5 ha), com um remanescente de floresta secundária estacional semidecidual ripária (2,5 ha). Tal floresta apresenta dossel com porções irregulares indicando algum grau de perturbação e possui largura média em cada margem de cerca de 30 m e na cabeceira de aproximadamente 70 m. Nessa floresta há uma variedade de espécies com destaque para: *Cecropia pachystachya* Trécul, *Ocotea velutina* (Nees) Rohwer, *Solanum swartzianum* Roem. & Schult., *Cupania vernalis* Cambess., *Casearia sylvestris* Sw., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam., *Trichilia catigua* A. Juss., *Trichilia clausenii* C. DC., *Eugenia florida* DC., *Piper arboreum* Aubl., *Rhamnidium elaeocarpum* Reissek, *Bauhinia longifolia* (Bong.) Steud., *Croton floribundus* Spreng, *Alchornea glandulosa* Poepp., *Celtis iguanae* (Jacq.) Sarg., *Tabernaemontana hystrix* Steud, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., *Cedrela fissilis* Vell. e *Guarea guidonia* (L.) Sleumer. Entretanto, alguns indivíduos emergentes de *Balfoudodendron riedelianum* (Engl.) Engl. também podem ser observados.

Figura 1. Área de estudo e delineamento experimental: Pluviógrafos e calhas coletoras de precipitação (A); Coletores de precipitação interna (B – na floresta ripária e C – na cana-de-açúcar); Parcelas de escoamento superficial (D – na floresta ripária e E – na cana-de-açúcar).

2.2. Delineamento Experimental

Foram instaladas 9 parcelas de escoamento superficial, com 1,7 m² de área, que foram delimitadas por placas de cimento de 0,3 m de altura, evitando assim, a influência de áreas vizinhas na área de coleta. Em sua parte inferior, foram instalados tubos de PVC direcionando a água para um galão de 20 L locado em uma trincheira (Figura 1). A distribuição das parcelas no campo foi feita segmentando a vertente em três partes, a saber: inferior sob floresta ripária, e intermediária / superior sob cana-de-açúcar (Figura 1). Em cada uma dessas porções da vertente, uma triplicata de parcelas foi instalada (Figura 1).

Para a quantificação da precipitação foram instaladas 3 calhas coletoras (com área de 0,2 m²) e para a medição da intensidade das mesmas 2 pluviógrafos do tipo “*tipping bucket*” (*RainLog, RainWise, Inc*) em uma área vizinha, desprovida de vegetação (Figura 1). Já para a quantificação da precipitação interna, isto é, a lâmina de água que passa pelo dossel, foram instaladas 5 calhas coletoras sob floresta ripária, e 5 calhas coletoras sob cana-de-açúcar, todas com área de 0,2 m², distribuídas de forma aleatória.

O monitoramento hidrológico ocorreu no período de 30 de junho a 14 de dezembro de 2011, com periodicidade semanal. O cálculo da lâmina (mm) de escoamento superficial, precipitação e precipitação interna foi realizado por meio da divisão do volume coletado (m³) pela área de captação do respectivo coletor (m²). Assim, utilizando-se as quantidades de precipitação e de escoamento superficial de cada parcela calculou-se o coeficiente de escoamento superficial, definido como a razão entre a lâmina de água escoada superficialmente e o volume de água precipitado, ambos expressos em mm.

Medidas de condutividade hidráulica do solo em condição de saturação foram realizadas em 3 pontos, próximos às parcelas de escoamento superficial de cada porção da vertente. Para tanto, empregou-se um permeâmetro de carga constante (*Amoozometer*®) em 4 profundidades do solo (0,15 m; 0,30 m; 0,50 m e 0,90 m).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Densidade do aparente do solo

A densidade aparente do solo variou de 1,39 a 1,78 Mg m⁻³, com média de 1,67 Mg m⁻³. A porção inferior da vertente, coberta por floresta ripária, foi aquela que apresentou menores valores de densidade em todas as profundidades em relação às cotas superiores, variando de 1,62 Mg m⁻³ na profundidade de 0,15 m a 1,39 Mg m⁻³ a 0,9 m. As porções intermediária e superior, por sua vez, apresentaram pouca variação de densidade conforme aumento de profundidade, apresentando valores médios, em relação à todas as profundidades, de 1,76 Mg m⁻³ e 1,71 Mg m⁻³, respectivamente. Os maiores valores de densidade nas três porções da vertente ocorreram na profundidade de 0,30 m, mais precisamente no horizonte B textural, provavelmente devido aos maiores teores de argila neste horizonte do solo (Figura 2).

3.2. Precipitação

A precipitação total no período do estudo foi de 468 mm, com classe de intensidade 0-5 mm h⁻¹ compreendendo cerca de 75% dos eventos e cerca de 35% da contribuição para a precipitação total. Ao considerarmos o intervalo de classe de 0-15 mm h⁻¹, a frequência de eventos desta classe de intensidade aumenta para 93% com 73,5% de contribuição do total precipitado.

Figura 2. Média da densidade aparente do solo nas porções da vertente (0,15, 0,30, 0,50 e 0,90 m) nas porções inferior, intermediária e superior da vertente.

3.3. Condutividade hidráulica do solo em condição de saturação

Os valores de condutividade hidráulica do solo em condição de saturação (K_{sat}) decresceram em profundidade nas porções inferior e intermediária (Figura 3), indicando, como esperado, a presença de um horizonte sub-superficial menos permeável à água.

A porção inferior, sob floresta ripária, apresentou medianas de K_{sat} decrescentes em profundidade ($51,70 \text{ mm h}^{-1}$; $24,78 \text{ mm h}^{-1}$; $7,97 \text{ mm h}^{-1}$; $3,54 \text{ mm h}^{-1}$) (Figura 3A). A comparação destes valores aos de intensidades de chuva pode fornecer evidências das possíveis vias hidrológicas tomadas durante os eventos pluviais (Bonell, 2005; Zimmermann et al., 2006; Zimmermann e Elsenbeer, 2008). Nesta porção, até a profundidade de 0,5 m as medianas de K_{sat} são superiores às intensidades de chuva predominante, assim a água pluvial infiltra-se no solo ao invés de escoar em superfície. Contudo, a 0,9 m, a mediana de K_{sat} não excede a intensidade de chuva predominante, o que permite inferir a formação de um lençol suspenso que, em alguns momentos, pode-se estender até a superfície do solo, provocando escoamento superficial devido à saturação.

O alto valor da mediana de K_{sat} ($54,71 \text{ mm h}^{-1}$) encontrado na superfície da floresta ripária foi inferior aos valores encontrados em florestas não perturbadas (Goes et al., 2005; Zimmermann et al., 2013). No entanto, mostrou-se superior aos valores encontrados por Moraes et al. (2006) em capoeira na Amazônia e por Bonell et al. (2010) em uma floresta secundária na Índia.

Em relação ao solo sob cana-de-açúcar (cota intermediária e superior), as medianas de K_{sat} foram menores em relação à porção inferior (Figura 3B e C), demonstrando que um processo de compactação do solo pelo seu manejo, fato este em linha com o reportado em outros trabalhos (e.g. Alegre et al., 1991; Hammad e Dawelbeit, 2001; Soares et al., 2005; Camilotti et al., 2005).

Figura 3. Diagrama de caixas dos valores de condutividade hidráulica em condição de saturação (K_{sat}) em mm h^{-1} nas porções da vertente (A – inferior, B – intermediária, C – superior). A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas extremas representam o primeiro e o terceiro quartil e o limite das barras verticais os valores máximos e mínimos. A linha pontilhada na horizontal representa a intensidade da chuva predominante durante o período de estudo (5 mm h^{-1}).

3.4. Escoamento Superficial

Considerando-se somente aqueles eventos pluviais que geraram lâmina de escoamento superficial, nota-se que os maiores valores de escoamento superficial ocorreram nas porções intermediária e superior da vertente, que também possuem maior declividade (Tabela 1). Essa diferença ficou ainda mais notável após a colheita da soqueira (Figura 4).

Notou-se, portanto, uma relação positiva entre a declividade do terreno e os valores de escoamento superficial (Tabela 1; Figura 4). Em outras palavras, o aumento da declividade do terreno implicou em coeficientes de escoamento superficial mais elevados. Tal observação está em linha com o esperado, uma vez que um aumento de declividade tende a fazer com que a água escoe mais rapidamente na superfície do solo, ocasionando menor infiltração da água (Fang et al., 2008; Akbarimehr e Naghdi, 2012).

Na área coberta por floresta ripária (porção inferior), foram encontrados os menores valores de escoamento superficial (Tabela 1). Este resultado pode ser atribuído a um conjunto de fatores como maiores valores de K_{sat} , menor declividade, fatores físico-hídricos do solo, entre outros. No que se refere a estes fatores, a presença e adição constante de matéria orgânica do solo sob floresta favorece a agregação do solo (Cunha et al., 2007) e também estimula a atividade de organismos que produzem poros de variados tamanhos (Ferreira et al., 2011). Da mesma forma, a maior porosidade do solo também é favorecida pela grande quantidade de raízes (Bonell, 2005). Todos estes fatores confluem para uma maior capacidade de infiltração e percolação dos solos destas áreas de floresta, o que facilita a infiltração e a recarga do aquífero (Cheng et al., 2002; Wine e Zou, 2012).

De fato, os valores de K_{sat} indicaram valores mais altos sob floresta, quando comparado às porções da vertente sob cana-de-açúcar (Figura 3). Além disso, os valores de densidade aparente do solo sob cana-de-açúcar mostraram-se claramente maiores em relação aos da floresta ripária (Figura 2), provavelmente em função da compactação do solo agrícola e da maior porosidade do solo florestal. Estes resultados estão de acordo com diversos trabalhos que demonstraram que há maior geração de escoamento superficial em áreas de cultivo em relação a áreas sob floresta (e.g. Zimmermann et al., 2006; Chaves e Piau, 2008; Zimmermann e Elsenbeer, 2008; Scheffler et al., 2011; Hassler et al., 2011).

As médias dos coeficientes de escoamento superficial ao longo da vertente do presente estudo mostraram-se superiores em relação a outros locais com usos do solo com desenho experimental similar. Por exemplo, Trevisan et al. (2012), em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto em São Luiz do Paraitinga - SP, obtiveram valores de 0,007; 0,012; 0,039 para as porções inferior, intermediária e superior, respectivamente (todas as porções sob eucalipto). Da mesma forma, Salemi et al. (2012b), em microbacia inteiramente coberta por

pastagem, encontraram valores médios de 0,016 para porção inferior; 0,006 para a intermediária e 0,017 para a superior. A média do coeficiente de escoamento superficial obtida no presente estudo para floresta ripária (0,05) é similar aos registrados em áreas de florestais na Mata Atlântica (Fujieda et al., 1997; Ranzini, 2002).

Tabela 1. Estatística descritiva dos valores de lâmina de escoamento superficial (mm) e para o coeficiente de escoamento superficial nas porções (Inf.- inferior, Int.- intermediária, Sup. – superior) da vertente (n = 8).

Porção	Soma ^a	Média ^a	Mediana ^a	Mínimo ^a	Máximo ^a	1º Quartil ^a	3º Quartil ^a	Desvio Padrão ^a	Média ^b	Declividade (%)
Inf.	23,74	3,96	4,52	0,02	8,75	0,51	5,41	3,26	0,05	2,5
Int.	32,26	4,61	4,97	0,03	8,95	1,06	8,36	3,31	0,07	9
Sup.	38,28	4,79	4,58	0,05	10,16	1,32	8,14	3,83	0,08	13

Nota: ^a referente às lâminas de escoamento superficial.

^b referente aos coeficientes de escoamento superficial.

Provavelmente esta similaridade de resultados pode ser atribuída ao fato de haver ampla geração de escoamento superficial de saturação nas áreas da Serra do Mar (Ranzini, 2002), fato comum ao observado na área de floresta ripária do presente estudo. Contudo, coeficientes de escoamento superficial de uma ordem grandeza inferior do que destes dois últimos trabalhos (i.e. Fujieda et al., 1997; Ranzini, 2002) foram reportados mais recentemente (Groppo, 2010), o que sugere alta variação espacial no tocante à geração de escoamento superficial na Serra do Mar.

Por meio da variação semanal do escoamento superficial e da precipitação interna, verificou-se que os totais acumulados de precipitação inferiores a 11 mm não ocasionaram escoamento superficial em nenhuma das porções da vertente. No caso da porção inferior da microbacia (área de floresta ripária), o valor mínimo de precipitação interna para a geração de escoamento superficial foi de cerca de 20 mm. Outros fatores que influenciaram os coeficientes de escoamento superficial foram as características de intensidade e duração do evento de precipitação, bem como a umidade do solo relativa ao período que antecede o evento pluvial, ou seja, a umidade antecedente (Figura 4). A título de exemplo, na campanha de campo ocorrida dia 21 de novembro de 2011, a precipitação semanal foi equivalente a 109 mm, quantidade esta substancialmente superior à da campanha de campo do dia 14 de dezembro (68 mm). Todavia, os volumes de escoamento superficial foram maiores no último evento. Isto pode ser explicado pela ocorrência de chuvas (158 mm) nas três semanas anteriores a esta última coleta e pela intensidade e duração do evento de precipitação.

A precipitação interna correlacionou-se positivamente com a lâmina de escoamento superficial nas três porções da vertente (Figura 5). No entanto, as maiores correlações ocorreram nas porções intermediária e superior, ambas sob cana-de-açúcar (Figura 5).

Verificou-se que após o corte da soqueira, houve relativo aumento na geração de escoamento superficial nas duas porções da vertente cobertas por cana em relação à cobertura florestal (Figura 3). Esse aumento também é resultado da inexistência de interceptação da água da chuva que, além de permitir que maior quantidade de água atinja o solo, favorece o processo de formação de crostas superficiais que contribuem para reduzir a taxa de infiltração (Castilho et al., 2011).

Figura 4. Precipitação interna e escoamento superficial acumulados em base semanal: a - porção inferior; b – porção intermediária; c - porção superior da vertente. Para melhor visualização do efeito da ausência de cobertura vegetal sobre as taxas de escoamento superficial, a data colheita da cana-de-açúcar (que ocorreu nas porções intermediária e superior) está indicada em todas as porções.

Figura 5. Relação entre escoamento superficial semanal e precipitação interna semanal.

Dessa forma, pode-se verificar a efetiva ação da interceptação vegetal na redução da geração do escoamento superficial e, portanto, da erosão e seus efeitos negativos como o assoreamento de rios e lagos, perda de nutrientes do solo e redução da qualidade das águas.

O presente estudo é a primeira tentativa de elucidar a geração de escoamento superficial em uma vertente coberta por cana-de-açúcar e floresta ripária. Embora o período de presente estudo não tenha contemplado um ano hidrológico, esse estudo já fornece evidências hidrológicas a respeito da existência das florestas ripárias em áreas cultivadas com a cultura da cana-de-açúcar. Estas informações juntamente ao fato das florestas ripárias poderem ajudar a conservar a diversidade biológica em paisagens agrícolas, mostram que esses ecossistemas florestais têm efeitos positivos no tocante à conservação do solo e da água em ambientes agrícolas dominados pela agricultura intensiva da cana-de-açúcar. Contudo, outros estudos de natureza similar ainda se mostram necessários.

4. CONCLUSÃO

A geração de escoamento superficial na microbacia foi altamente influenciada pela topografia, intensidade e duração dos eventos de precipitação, pela interceptação da chuva pelo dossel da vegetação, e também pelos atributos físico-hídricos do solo, como o Ksat.

Os resultados indicam a menor permeabilidade dos solos sob cana-de-açúcar, resultado combinado de áreas de solos mais compactadas e da maior declividade do terreno. Estes dois fatores favorecem o escoamento superficial da água da chuva que atinge a superfície do solo.

As florestas ripárias, devido à sua posição na paisagem relacionada à baixa declividade e às condições de maior permeabilidade do solo, são zonas de menor geração de escoamento superficial em relação às áreas sob cana-de-açúcar. Desta forma, nota-se a importância da floresta ripária na minimização dos impactos do escoamento superficial advindo da cana-de-açúcar sobre os recursos hídricos em microbacias com as mesmas características nesses agroecossistemas.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao Fundo de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento da presente pesquisa (Processos 2011/00978-5 e 2010/20256-1). Além disso, os autores gostariam de agradecer ao CENA/USP que, por meio dos seus funcionários e estrutura, tornou essa pesquisa possível.

6. REFERÊNCIAS

- AKBARIMEHR, M.; NAGHDI, R. Assessing the relationship of slope and runoff volume on skid trails (Case study: Nav 3 district) **Journal of Forest Science**, v. 58, p. 357–362, 2012.
- ALEGRE, J. C.; CASSEL, D. K.; AMEZQUITA, E. Tillage systems and soil properties in Latin America. **Soil and Tillage Research**, v. 20, p. 147–163, 1991. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90037-X](http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(91)90037-X)
- BONELL, M. Runoff generation in tropical forests. In: BRUIJNZEEL, L. A. **Forests, water and people in the humid tropics**. Cambridge University Press: Cambridge, 2005. p. 314-406. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511535666>
- BONELL, M.; PURANDARA, B. K.; VENKATESHB, B.; KRISHNASWAMYCM, J.; ACHARYA, H. A. K.; SINGHE, U. V. et al. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 391, p. 47– 62, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.004>
- CAMILOTTI, F.; ANDRIOLI, I.; DIAS, F. L. F.; CASAGRANDE, A. A.; SILVA, A. R.; MUTTON, M.; CENTURION, J. F. Efeito prolongado de sistemas de preparo do solo com e sem cultivo de soqueira de cana crua em algumas propriedades físicas do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 189-98, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100021>
- CASTILHO, S. C. P.; COOPER, M.; JUHÁSZ, E. P. Influence of crust formation under natural rain on physical attributes of soils with different textures. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1893–1905, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000600006>

- CHAVES, H. M. L.; PIAU, L. P. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 333-343, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100031>
- CHENG, J. D.; LIN, L. L.; LU, H. S. Influences of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 11-28, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00626-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00626-0)
- CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; BENITES, V. M.; CANELLAS, L. P.; NOVOTNY, E. H.; MOUTTA, R. O. et al. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte a antrópico da amazônia (Terra Preta). **Acta Amazônica**, v. 37, n. 1, p. 91-98, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672007000100010>
- DOSSKEY, M. G. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. **Environmental Management**, v. 28, p. 577– 598, 2001. <http://dx.doi.org/10.1007/s002670010245>
- ELOBEID, A.; TOKGOZ, S. Removal of U.S. Ethanol Domestic and Trade Distortions: Impact on U.S. and Brazilian Ethanol Markets. **Center for Agricultural and Rural Development (CARD)**, Working Paper 06-WP, p. 427, 2006.
- FANG, H. Y.; CAI, Q. G.; CHEN, H.; LI, Q. Y. Effect of rainfall regime and slope on runoff in a gullied loess region on the loess plateau in China. **Environmental Management**, v. 42, p. 402–411, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9122-6>
- FERREIRA, E. V. O.; MARTINS, V.; INDA JUNIOR, A. V.; GIASSON, E. L.; NASCIMENTO, P. C. Ação dos térmitas no solo. **Ciência Rural**, v. 41, n.5, p. 804-811, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782011005000044>
- FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CARVALHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, p. 26 – 46, 1997. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00015-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00015-2)
- GÓES, G. B. de; GREGGIO, T. C.; CENTURION, J. F.; BEUTLER, A. N.; ANDRIOLI, I. Efeito do cultivo da cana-de-açúcar na estabilidade de agregados e na condutividade hidráulica do solo. **Irriga**, v. 10, n. 2, p. 116 – 122, 2005.
- GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e dinâmica do Nitrogênio em uma microbacia com Cobertura Florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia**. 2010. 80f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2010.
- HAMMAD, E. A.; DAWELBEIT, M. I. Effect of tillage and Field condition on soil physical properties, cane and sugar yields in vertisols of Kenana sugar estate, Sudan. **Soil and Tillage Research**, v. 62, p. 101–109, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00221-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00221-5)
- HASSLER, S. K.; ZIMMERMANN, B.; VAN BREUGEL, M.; HALL, J. S.; ELSENBEER, H. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1634–1642, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.031>

- LI, S.; ZHANG, Q. Geochemistry of the upper Han River basin, China. 2: seasonal variations in major ion compositions and contribution of precipitation chemistry to the dissolved load. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, p. 605 - 611, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.022>
- LIMA, W. P. Importância das florestas para a produção de água. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, 3., 2000, Piracicaba. Piracicaba: IPEF;ESALQ, 2000. p. 8 – 13.
- LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. In: RODRIGUES; R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 33-43.
- LOWRENCE, R.; TODD, R.; FAIL Jr, J.; HENRICKSON Jr, O.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, C. Riparian forests as nutrient filters in agricultural water sluds. **Bioscience**, v. 34, n. 6, p. 374-377, 1984.
- LOWRANCE, R.; VELLIDIS, G.; WAUCHOPE, R. D.; GAY, P.; BOSH, D. D. Herbicide transport in a managed riparian forest buffer system. **Transactions of the ASAE**, v. 40, p. 1047-1057, 1997.
- LOWRANCE, R.; WILLIAMS, R. G.; INAMDAR, S. P.; BOSH, D. D.; SHERIDAN, J. M. Evaluation of coastal plain conservation buffers using the riparian ecosystem management model. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, p. 1445-1455, 2001. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03651.x>
- MACHADO, W.; TELLES, T. S.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M. F.; ALVES, G. B.; BORGES, J. L. B. Physical properties of a rhodic haplustox under two sugarcane harvesting systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1803-1809, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600004>
- MEYNENDONCKX, J.; HEUVELMANS, G.; MUYS, B.; FEYEN, J. Effects of watershed and riparian zone characteristics on nutrient concentrations in the River Scheldt Basin. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 913 – 922, 2006. <http://dx.doi.org/10.5194/hessd-3-653-2006>
- MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R.O.; VICTORIA, R.L. Water storage and runoff process in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Process**, Bristol, v. 20, p. 2509-2526, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6213>
- PINHO, A. P.; MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; MORRIS, L. A.; JACKSON, R. C.; WHITE, W. et al. Retenção de atrazina, picloram e caulinita em zona ripária localizada em área de silvicultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 12, n. 4, p. 260-270, 2004.
- RANZINI, M. **Modelagem hidrológica de uma microbacia florestada da Serra do Mar, SP, com o modelo TOPMODEL – simulação do comportamento hidrológico em função do corte raso**. 2002. 116 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M.; LIMA, W. L.; MARTINELLI, L. A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos d'água. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 69 – 80, 2011.

- SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454, p. 195-202, 2012a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>
- SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; SEGHESI, G. B.; MORAES, J. M.; FERRAZ, S. F. B. et al. Consequências hidrológicas da mudança de uso da terra de floresta para pastagem na região da floresta tropical pluvial atlântica. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 127 - 140, 2012b. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.927>
- SCHEFFLER, R.; NEILL, C.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEER, H. Soil hydraulic response to land-use change associated with the recent soybean expansion at the Amazon agricultural frontier. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 144, p. 281-289, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.016>
- SCHULTZ, R. C.; ISENHART, T. M.; SIMPKINS, W. W.; COLETTI, J. P. Riparian forest buffers in agrosystems- lessons learned from the Bear Creek Watershed, Central Iowa, USA. **Agroforestry Systems**, v. 61. p. 35 – 50, 2004. <http://dx.doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028988.67721.4d>
- SIMMONS, R. C.; GOLD, A. J.; GROFFMAN, P. M. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 659-665, 1992. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100040021x>
- SOARES, J. L. N.; ESPINDOLA, C. R.; FOLONI, L. L. Alteração física e morfológica em solos cultivados com citros e cana-de-açúcar, sob sistema tradicional de manejo. **Ciência Rural**, v. 35, n. 2, p. 353 – 359, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782005000200016>
- STRUDLEY, M. W.; GREEN, T. R.; ASCOUGH II, J. C. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. **Soil and Tillage Research**, v. 99, p. 4 – 48, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.01.007>
- TREVISAN, R.; SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; SILVA, R. W. C.; MARTINELLI, L. A.; MORAES, J. M. Dinâmica da água em uma microbacia com cobertura florestas de eucalipto localizada na Serra do Mar no Vale do Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, p. 207-216, 2012.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135 - 152, 1997.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS; ABRH, 2001. 943p. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos)
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 67 – 75, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400010>
- WINE, M. W.; ZOU, C. B. Long-term streamflow relations with riparian gallery forest expansion into tallgrass prairie in the Southern Great Plains, USA. *Forest Ecology and Management*, v. 266, p. 170-179, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.014>

-
- ZIMMERMANN, B.; ELSNBEER, H.; MORAES, J. M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>
- ZIMMERMANN, B.; ELSNBEER, H. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. **Journal of Hydrology**, v. 361, p. 78–95, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.027>
- ZIMMERMANN, A.; SCHINN, D. S.; FRANCKE, T.; ELSNBEER, H.; ZIMMERMANN, B. Uncovering patterns of near-surface saturated hydraulic conductivity in an overland flow-controlled landscape. **Geoderma**. v. 195, n. 196, p. 1 – 11, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.11.002>

Avaliação do desempenho ambiental e racionalização do consumo de água no segmento industrial de produção de bebidas

doi: 10.4136/ambi-agua.1212

Received: 09 Oct. 2013; Accepted: 05 Dec. 2013

**Luciana Miranda Cavalcante¹; Luíza Carla Girad Teixeira Machado²;
Aline Maria Meiguins de Lima^{*2}**

¹Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado do Pará – Belém, Pará, Brasil

²Universidade Federal do Pará – Belém, Pará, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: alinemeiguins@gmail.com,
eng_luciana_cavalcante@yahoo.com.br, lugirard@ufpa.br

RESUMO

A região Amazônica, detentora de grande potencial hídrico, tem atraído indústrias que promovem uso intensivo de água, por isso, existe uma emergência por instrumentos que administrem essa tendência. Neste trabalho foi diagnosticado o nível de racionalização do uso da água pelo setor industrial de produção de bebidas no estado do Pará, assim como as causas do comportamento do setor. As variáveis dependentes (de comportamento) foram classificadas de acordo com quatro dimensões (gestão ambiental, manejo da água, manejo dos efluentes e medidas avançadas de racionalização) que compõe o nível de racionalização da gestão industrial hídrica. As variáveis independentes foram associadas ao: porte, ramo, tipo de embalagem utilizada, disponibilidade hídrica e valor econômico da água. Os dados levantados mostraram que a produção de bebidas tem uma grande pegada hídrica operacional total (acima de) 15.250 m³/dia, com as pequenas empresas apresentando o maior consumo relativo por unidade produzida (maior que 7 L de água/L de bebida). O setor como um todo apresenta baixo nível de racionalização do uso da água, a dimensão mais eficiente é a de gerenciamento da água; entretanto algumas medidas avançadas podem ser visualizadas, especialmente a recirculação da água em torres de resfriamento. A análise das variáveis de estudo demonstra que o nível de racionalização é dependente diretamente do ramo e do porte da empresa. Conclui-se que o consumo tende ao desperdício; em resposta a este quadro, devem ser priorizadas políticas públicas voltadas para internalização dos custos ambientais embutidos no processo.

Palavras-chave: gestão de recursos hídricos, reuso, pegada hídrica.

Evaluation of the Environmental Performance and rationing of Water Consumption in Industrial Production of Beverages

ABSTRACT

The Amazon region, with a high hydric potential, has attracted companies that require significant volumes of water; therefore, control instruments are necessary to monitor this trend. In this study, the degree of rationing of water use by beverage industries in Para state and the behavior of the sector are discussed. The subjects' variables were classified according to four study dimensions (environmental management, water management, wastewater

management, and advanced measures for rationing) that compose the rationing level of water industrial management. The independent variables were associated by size, industry type, packaging used, water availability and the economic value of water. The data show that beverage production has a significant water footprint, higher than 15,250 m³/day, and that small industries have the highest relative consumptions (more than 7 L of water/beverage L). In general, the sector does not ration significant quantities of water; a better result was obtained for water management. However, some more efficient measures could be adopted, especially with regard to water reuse in cooling towers. Analysis of the variables shows that the rationing level is directly dependent on the size of the industry and on the type of product. Consumption tends to be lavish. In response to this situation, public policies should be prioritized to determine the water footprint of products and environmental cost should be considered in the overall cost of production.

Keywords: water resources, reuse, water footprint.

1. INTRODUÇÃO

A demanda por água vem tendo destaque em função da necessidade universal deste recurso natural, notadamente para as atividades humanas (Weber et al., 2010); associada à pressão sobre a quantidade tem-se a redução da qualidade dos recursos hídricos, ocasionada pelo lançamento de efluentes e de poluentes sólidos em mananciais, seja de forma pontual ou difusa (Jeswani e Azapagic, 2011). As maiores consequências são sentidas pelos usos mais nobres da água, onde são exigidos elevados padrões de qualidade, tais como: consumo humano, lazer de contato primário, preservação da biodiversidade aquática, produção de hortaliças ingeridas cruas ou frutas ingeridas com casca e determinados processos industriais (Pfister et al., 2011). Com a diminuição da disponibilidade de mananciais com qualidade aceitável para estas finalidades mais exigentes, necessita-se recorrer à descontaminação dos corpos hídricos (Lambooy, 2011) e do uso de processos de tratamento de água sofisticados e à captação de água de outras fontes (normalmente mais distantes) elevando os custos para o usuário.

Dentre os setores usuários, a indústria do segmento de bebidas exibe características que tornam esta fração bastante representativa (ABIR, 2011). Disto, buscou-se discutir a racionalização do uso dos recursos hídricos pelo setor industrial de bebidas no estado do Pará enfocando o sistema de gestão desenvolvido pelo setor e avaliando a pegada hídrica associada aos produtos gerados. A indústria nacional de bebidas apresenta elevada produção (a fim de atender notadamente a demanda interna) culminando em significativo consumo de recursos hídricos (Rosa et al., 2006). A água é o composto majoritário em todas as bebidas, conforme Tabela 1. Além de matéria-prima, a água é empregada em diversas atividades, especialmente no processo produtivo, entrando direta ou indiretamente em todas as etapas (Figura 1): resfriamento/aquecimento (caldeiras), lavagem (como fluído auxiliar) e ainda é utilizada indiretamente para diluição/afastamento/depuração de efluentes, sendo portanto, consumida em grande quantidade. Tornando-se um recurso extremamente importante para a indústria de bebida.

Cada ramo quantifica um consumo específico de água, de acordo com suas necessidades de higiene do ambiente, embalagem utilizada, capacidade produtiva, disponibilidade hídrica, cultura da comunidade local e da empresa, tecnologia empregada, e quantidade de equipamentos que necessitam de limpeza (Hespanhol e Mierzwa, 2005) (Figura 2), sendo a lavagem a fase de maior consumo (41%).

A ideia de considerar o uso da água ao longo das cadeias produtivas remete à lógica do consumo direto e indireto e seu valor agregado ao produto gerado. Neste contexto, torna-se

um indicador de apropriação do recurso hídrico, que passa a ser considerado como uma parte componente deste, seja na forma de *Blue water footprint* (pegada hídrica azul - volume consumido) (Liu e Yang, 2010) ou na categoria *Grey water footprint* (pegada hídrica cinza - efluente líquido gerado) (Stoeglehner et al., 2011). No contexto empresarial a pegada hídrica pode ser (Hoekstra, 2009): (i) operacional ou direta (corresponde ao volume de água consumida ou poluída devido às suas próprias operações) e (ii) de cadeia de fornecimento ou indireta (indicando o volume de água consumida ou poluída para produzir todos os bens e serviços que compõem os insumos de produção da empresa).

Tabela 1. Produção, consumo e indicadores hídricos da indústria de bebida no Brasil.

Bebida	Consumo per capita anual médio no Brasil (L/hab)	Produção nacional (1 bilhão de L/ano)	Percentual de água	Indicador de consumo (média do segmento)
Refrigerante	74,5	14,148	78 – 90%	2 – 14
Cerveja	52,8	10,34	-	3 – 30
Água envasada	39,5	7,5	-	-
Suco	0,6 a 0,8	0,476	82 – 98%	-
Vinho	1,6	0,23	75 – 90%	-
Cachaça	6,2	1,2	50%	30

Nota: (-) Sem informação.

Fonte: Adaptado de ABIR (2011) e Brasil (2012).

Figura 1. Principais usos da água na indústria de bebida.

Figura 2. Percentual de água consumida nas principais operações do setor em relação ao total, adaptados de Hespanhol e Mierzwa (2005) e Rosa et al. (2006).

Logo, é possível internalizar o consumo de água no custo associado a determinado processo produtivo a partir do entendimento da pegada hídrica. O passo seguinte seria associar este a uma proposta de racionalização, de forma a reduzir o volume de água gasto no processo de produção (Souza et al., 2006). Racionalizar consiste em utilizar a água do modo mais eficiente e eficaz possível, de forma a permitir a manutenção e até mesmo a otimização da oferta hídrica aos múltiplos usos e usuários (Rygaard et al., 2011). Neste contexto, a racionalização do uso da água libera os mananciais de melhor qualidade para os usos mais nobres, além de permitir ao empreendedor economizar nos custos e potencializar seu processo produtivo, tendo benefícios econômicos e ambientais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Coleta de dados

A área de estudo abrange a Região Metropolitana de Belém (RMB) e o município de Santarém, estas áreas juntas acumulam 32,8 % da população do estado do Pará. Estes municípios também apresentam a maior quantidade de empreendimentos de bebida em operação. Em geral, a relação entre população e consumo de bebidas comerciais no Brasil está em torno de 2 l/pessoa (ABIR, 2011), admitindo as variações existentes conforme o segmento de bebidas e a região geográfica. Considerando a mesma tendência, estima-se que os municípios paraenses que mais concentram a produção, um consumo de cerca de 5 milhões de litros/ano o que equivaleria a 32% do consumo do estado.

O consumo médio de água (L/hab.dia) é alto na RMB, com uma anomalia (duas vezes maior que a média do Estado) em Benevides, associada à produção de bebidas por grandes empresas. O acesso à rede de distribuição é maior que 50% em 67% dos casos, mas apenas Belém tem uma percentagem superior a 50% relativa ao fornecimento de água. Em associação, as perdas de distribuição no geral são maiores do que 40% e o percentual de esgoto tratado encontra-se entre os menores do país. Tais fatores estimulam a definição da pegada hídrica como meta de racionalização e agregação de valor para economia local.

Para obtenção da pegada hídrica operacional e para o diagnóstico e avaliação do processo de racionalização do uso da água no setor utilizou-se um questionário na forma de listagem de verificação de ações e processos (com 28 quesitos). Durante os levantamentos constatou-se que 70,7% das 81 empresas não estavam mais funcionando ou apenas realizavam distribuição. Deste modo, das 23 empresas comprovadamente em funcionamento, 19 responderam à pesquisa (incluindo todas as empresas de grande porte e 80% das empresas de médio porte), representando 86% da população da área de estudo e uma parcela bem maior em termos do

total de água consumida/poluída pelo segmento; por esta razão foram empregadas fórmulas estatísticas relativas à população e não à amostra.

Os dados levantados podem ser resumidos em grandes grupos referentes: ao porte e ramo de atividade; à gestão ambiental na empresa; ao manejo da água; ao manejo dos efluentes; e às medidas avançadas de racionalização do uso da água (medidas de redução de desperdícios, reuso da água e aproveitamento de água da chuva; a disponibilidade hídrica; além da presença de outras variáveis que interferem no nível de racionalização).

2.2. Organização e análise dos dados

As variáveis foram classificadas em dependentes (parâmetros descritores do fenômeno) e independentes (influenciam diretamente o comportamento das variáveis dependentes). Sua quantificação e posterior análise foi elaborada a partir da definição dos valores percentuais de distribuição de cada uma. As variáveis dependentes foram pensadas a partir da ideia central do estudo. A decodificação das dimensões de análise a partir das variáveis dependentes qualitativas definidas foi: (i) Gestão Ambiental (Existência de Sistema de Gestão Ambiental (SGA) e Certificação Ambiental); (ii) Manejo da Água (Monitoramento da quantidade de água bruta, Monitoramento da qualidade da água bruta); (iii) Manejo dos efluentes (Tratamento do efluente do processo, Monitoramento da quantidade de efluente gerado no processamento, Monitoramento da qualidade do efluente (etapa de processamento), Tratamento do efluente sanitário, Monitoramento da quantidade de efluente sanitário, Monitoramento da qualidade do efluente sanitário, Monitoramento da qualidade do corpo hídrico receptor); e (iv) Medidas Avançadas (Educação Ambiental, Equipamentos ou procedimentos que reduzem consumo, Qualidade da água diferenciada em razão do uso, Reuso de água, Aproveitamento da água da chuva).

As variáveis dependentes quantitativas empregadas foram: quantidade produzida de cada tipo de bebida e quantidade de água consumida por cada empresa, ou seja, a pegada hídrica operacional (L de água/dia). Relacionando ambos compõe-se o indicador de eficiência: L água/L de bebida. E como variáveis independentes foram consideradas: (i) o porte (grande, médio, pequeno e micro, segundo definido na Lei Federal n. 123/2006), (ii) o ramo (envasamento de água, fabricação de bebidas à base de vinho, de cerveja, de refrigerante, de suco e de xarope), (iii) a tipologia de embalagem do produto (descartável, retornável e ambas), (iv) a disponibilidade hídrica (relacionando volume de água e demanda de forma qualitativa com base na população local).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Avaliação das variáveis de estudo

As Figuras de 3 a 8 sintetizam os resultados obtidos para as variáveis independentes e dependentes. Verifica-se quanto as dimensões adotadas que: 16% (produção de 1.725.765 L/dia) são de grande porte, 53% (produção de 756.763,2 L/dia) de porte médio e 26% (produção de 69.362,87 L/dia) de pequeno porte; 5 % foram consideradas microempresas.

Os principais produtos gerados são: refrigerante (36%), água (23%), cerveja (14%), suco (14%), vinho (9%) e xarope (4%). Destacando-se que a maior parte das indústrias utiliza tanto embalagens retornáveis quanto descartáveis, incluindo todas as empresas de grande e 80% das empresas de médio porte (Figura 3). Estas variáveis repercutem na quantidade de água consumida e seu nível de manejo em termos escala/complexidade de operações e efluentes gerados e consequente valor relativo de manejo por unidade (L) de água, que se torna mais interessante quanto maior o porte e mais complexa a operação. A forma de captação de água adotada pela grande maioria dos empreendimentos (84%) é a partir de mananciais subterrâneos. Quanto ao monitoramento da qualidade da água bruta captada,

84% responderam positivamente a este quesito. Em percentual menor, mas também majoritário (73%), foi observado o emprego de equipamento para o monitoramento quantitativo (Figura 4).

Figura 3. Situação das empresas segundo o porte, ramo e emprego de embalagens.

Figura 4. Situação das empresas segundo a forma de captação de água, monitoramento da água captada (quantitativo e qualitativo) e tratamento da água captada.

Figura 5. Situação das empresas segundo a existência de separação de efluentes, destino do efluente do processamento e tipologia do corpo hídrico receptor.

Figura 6. Situação das empresas segundo efluentes sanitários.

Figura 7. Situação das empresas segundo efluentes de processamento.

Figura 8. Situação das empresas segundo implantação do Sistema de Gestão Ambiental (SGA), da certificação ambiental e de medidas avançadas.

As características da água do manancial e o uso que será dado ao recurso são a base para escolha do tratamento e monitoramento da água; este é utilizado para conhecer as características do recurso que vai para o processamento, que, entrando como matéria-prima, também influenciará na qualidade do produto final. O tratamento da água é realizado por

74% do segmento, por empresas que, em geral, utilizam captação subterrânea. O processo de tratamento mais utilizado (57%) é a filtração (para remoção de sólidos e de ferro) com tratamento de desinfecção (controle de patógenos), principalmente por cloro (26%) e também ozônio e ultravioleta (4%). Filtros com carvão ativado são utilizados para retirar o cloro da água (do sistema público) que vai ser utilizada como matéria-prima. Todas as empresas de grande porte possuem tratamento com mais de um tipo de operação, além de 30% de empresas de médio porte (Figura 4). As empresas menores muitas vezes optam por utilizar água tratada da rede de distribuição, apenas complementando o tratamento. As envasadoras de água (todas de médio porte) apresentam tratamento mais simples (geralmente filtração), a fabricação de refrigerantes e suco tem sua demanda atendida com os padrões de qualidade para consumo humano, enquanto as cervejarias fazem uso de água ultrapura, com um maior número de operações unitárias de tratamento de água, em geral.

Os efluentes gerados são divididos em industrial (do processamento produtivo) e sanitário (dos usos administrativos e banheiros), em virtude dos tratamentos diferenciados. A maior parte das empresas optou por tratar efluentes sanitários separadamente (74%). Todas as indústrias de menor porte lançam *in natura* na rede de coleta. A segregação do efluente do resfriamento para recirculação é utilizada por 42% das plantas industriais; sendo empregada por todas as empresas de grande, 30% de médio e 40 % pequeno porte. A água residuária da lavagem das garrafas retornáveis é segregada (com tratamento individual) apenas por 5% do segmento. Das empresas que lançam seus efluentes em corpos hídricos superficiais (50%), a metade o faz em pequenos corpos hídricos naturais (igarapés - tipologia típica da Amazônia, constituem canais afluentes em direção ao curso principal de dimensões menores que as atribuídas aos rios da mesma bacia). As grandes empresas, que se localizam em áreas afastadas, lançam em rios caudalosos (25%) e empresas menores (localizadas em área mais central) lançam em canais urbanos (25%) (Figura 5). Com exceção da separação do efluente sanitário, as demais segregações relacionam-se diretamente ao porte, pois quanto maior a quantidade de água, menor é o custo unitário de tratamento. O ramo industrial também influencia pelo maior uso da operação unitária, tornando mais interessante a recirculação da água.

Avaliando-se de forma mais específica as formas de tratamento do efluente sanitários gerados, em função dos custos, muitas empresas (68%) optando por utilizar tratamento de baixo custo com reduzida eficiência (infiltração). O tratamento que engloba os processos mais eficientes na remoção de sólidos e DBO (empregado por todas as empresas de grande porte) consiste no uso de caixa de areia, decantador, neutralização e de sequências de reator anaeróbio, e tratamento aeróbio. Os empreendimentos que não tratam seus efluentes (21%) encontram-se em área urbanizada e os lançam na rede coletora de esgotos domésticos do município. O monitoramento da qualidade dos efluentes sanitários é realizado apenas 21% das empresas; reduzindo-se ainda mais em termos de monitoramento quantitativo (5%) (Figura 6). O efluente gerado a partir do processamento recebe alguma forma de tratamento maioria dos casos (68%), porém seu monitoramento é precário, tanto em termos qualitativos (21%) quanto quantitativos (21%) (Figura 7). As respostas fornecidas pelas empresas referentes ao consumo de água e a geração de efluentes indicam um tendência a um balanço hídrico em que a captação de água é progressiva ao longo do tempo e as perdas volumétricas geradas pelo efluente lançado, que poderiam ser reincorporadas ao sistema, não são contabilizadas.

O perfil definido é concordante com o estado de consolidação do processo de gerenciamento ambiental associado ao segmento. A avaliação com base nas variáveis definidas pela ISO 14001 (Sistemas da gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso) foi positiva apenas para 22% dos empreendimentos e o processo de certificação ambiental considerado insipiente. A educação ambiental é um dos instrumentos mais utilizados (53%), assim como o emprego de medidas mais avançadas associadas ao uso de

processos e equipamentos mais eficientes (pelo menos 1 medida em 58% dos casos); e ao desenvolvimento de algum tipo de reuso (42%), sendo o emprego de torres de resfriamento a principal técnica adotada. O aproveitamento da água da chuva não foi identificado como um instrumento de uso comum nas indústrias pesquisadas (Figura 8).

3.2. Pegada hídrica x racionalização

No planejamento racional do uso da água, com diferentes demandas, o balanço entre o volume captado e o efluente gerado, com uma progressão futura de redução do percentual de água captada, se traduz na situação ideal; com a administração da água com melhor qualidade voltada aos usos que a requerem e a de qualidade inferior aos usos menos exigentes (Stoeglehner et al., 2011). As variáveis avaliadas indicam que o nível de racionalização adotado pelo segmento de bebidas analisado pode ser caracterizado como baixo considerando as características relativas ao: tratamento de efluentes de processamento (68% efetua) e sanitários (89% não realiza ou com baixa eficiência); ao baixo percentual de monitoramento qualitativo e quantitativo dos efluentes gerados; predomínio de lançamentos em fossas sépticas e associados a infiltração; com um percentual efetivo (75%) de lançamentos em corpos hídricos de pequeno e médio porte; e as práticas de reuso, declaradas por apenas 42% do segmento. O emprego nas torres de resfriamento como principal forma de reuso demonstra que a prioridade ainda é o menor investimento nesta área.

Os resultados obtidos para a racionalização ampliam-se quando associados ao quantitativo vinculado a pegada hídrica operacional. Esta é constituída a partir de toda a água demandada nas operações industriais, relativa a um período de tempo. A vazão total demandada (captada) por 63,15% do segmento industrial de bebidas ou sua pegada hídrica operacional é 15.267,62 m³/dia, o valor médio por empreendimento é de 1.273,02 m³/dia; e extremos de consumo indo de 6,0 a 6.528 m³/dia; esses valores demonstram a discrepância entre os portes (Tabela 2). Nota-se que quanto maior a empresa, menor é o consumo de água relativo, em função do maior investimento em manejo da água, mais atrativo em razão da escala de produção. O consumo maior que 7 L de água/L de bebida e o baixo grau de racionalização identificado demonstram uma tendência de consumo e desperdício de água (Gad e Ali, 2009), atuando assim como indicadores de não sustentabilidade para o setor (Caeiro et al., 2012); o que para a região Amazônica representa uma ameaça, tornando a ampliação do número de indústrias que investem no setor de bebidas um fator que contribuirá para um alto consumo de seus recursos hídricos, destacadamente de águas subterrâneas que apresentam uma menor velocidade de recarga que os mananciais superficiais.

Tabela 2. Produção de bebidas e consumo de água do segmento de bebidas em função do porte.

Porte	Produção de bebida		Vazão de água utilizada L/dia		Indicador L água/L de bebida	
	Rep.	Vazão (m ³ /dia)	Representação	Vazão (m ³ /dia)	Representação	L/L
Grande	100%	1.725,765	100%	11.407,307	100%	6,61
Médio	80%	756,76	60%	3809.935	40%	7,73
Pequeno	80%	69,362	60%	50,378	40%	8,70
Micro	0%	-	0%		0%	
Segmento	-	2.489.428		15.267,62		7,57

A identificação da pegada hídrica e do nível de racionalização de determinado setor possibilitam uma avaliação da demanda e da oferta hídrica e a melhor caracterização do perfil do setor usuário de recursos hídricos (Hoekstra et al., 2009). O estado do Pará congrega potencialmente atividades de alto consumo de água: agricultura, pecuária, aquicultura e indústria de alimentos; o que demanda por uma maior atenção a tendência que estes empreendimentos adotam quanto as práticas de racionalização do uso da água, a partir do volume captado e do efluente gerado e lançado novamente no ambiente. Práticas não sustentáveis tenderão a gerar medidas de controle mais restritivas ao setor que podem ocasionar em perdas econômicas (Cruz, 2011). Portanto, investir na racionalização significa também proporcionar e melhorar as perspectivas de investimento e crescimento destes setores no estado.

4. CONCLUSÃO

A racionalização do uso da água não é um atributo exclusivo de regiões de escassez hídrica, muitas regiões com recursos hídricos abundantes, mas com demandas potenciais crescentes, também experimentam conflitos de usos e devem sofrer restrições de consumo. O diagnóstico da gestão de recursos hídricos pelo segmento de bebidas do estado do Pará apresenta de modo geral baixo nível gerencial, apenas com as empresas maiores praticam técnicas melhores. A dimensão com melhor avaliação foi Manejo da Água e o pior resultado foi para Gestão Ambiental. No geral, a inexistência de taxaço pelo uso de recursos hídricos e a ausência de organismos de bacia hidrográfica (comitês, consórcios...) são fatores preponderantes para o baixo nível de racionalização observado.

O emprego de métodos de gestão e tecnologias voltadas à redução de perdas de água e reuso ainda não foram priorizadas pelo empresariado paraense, o que limita as possibilidades de obtenção de melhor *marketing* internacional, redução dos gastos com bombeamento de água ou com a compra de compostos químicos ou, com a melhoria contínua de processos. Quanto à metodologia e as variáveis escolhidas para representar e avaliar a gestão, foi possível identificar variáveis dependentes que auxiliam no entendimento do comportamento do segmento, mas não indicam nível de gestão da dimensão, caso das variáveis relacionadas à qualidade da água e a separação de efluentes. De forma geral os conceitos de *water-intensive products* (produtos de alto consumo de água em sua produção) e *water footprint* (pegada volumétrica de água) devem ser melhor internalizados pelo empresariado instalado na região Amazônica; e reconsiderada a visão de que abundância implica em baixo controle.

É importante citar que existem possibilidades interessantes de reuso da água junto ao segmento de bebidas no estado do Pará, porém devem ser realizados investimentos, e o poder público deve fomentar instrumentos de estímulo a prática no setor, para que esta passe a ser prioridade e não apenas uma componente periférica do processo produtivo. As possibilidades comerciais de produtos de alto consumo de água devem ser adequadamente valoradas para que as regiões produtoras tenham sustentabilidade nos mecanismos de produção.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIR. Associação Brasileira das indústrias de refrigerantes e bebidas não alcoólicas. **Relatório 2011**. Brasília: ABIR, 2011, 54p.
- BRASIL. **Produção de cervejas e refrigerantes**. SICOBEBE - Sistema de Controle de Produção de Bebidas. Brasília: Receita Federal do Brasil, 2012.

- CAEIRO, S.; RAMOS, T. B.; HUISINGH, D. Procedures and criteria to develop and evaluate household sustainable consumption indicators. **J. of Cleaner Production**, n. 27, p.72-91, 2012.
- CRUZ, J. M. Modeling the relationship of globalized supply chains and corporate social responsibility. **J. of Cleaner Production**, p. 1-13, 2011.
- GAD, A. A.; ALI, R. R. Water rationalization in Egypt from the perspective of the virtual water concept. **Options Méditerranéennes**, n. 88, p. 301-310, 2009.
- HESPAÑHOL, I.; MIERZWA, J. C. **Água na Indústria: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de textos da USP, 2005, 143p.
- HOEKSTRA, A. Y. Human appropriation of natural capital: a comparison of ecological footprint and water footprint analysis. **Ecol. Economics**, v. 68, n.7, p. 1963-1974, 2009.
- HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **Water footprint manual: State of the Art**. Enschede, The Netherlands: Water Footprint Network, 2009, 126p.
- JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Water footprint: methodologies and a case study for assessing the impacts of water use. **J. of Cl. Prod.**, n. 19, p. 1288-1299, 2011.
- LAMBOOY, T. Corporate social responsibility: sustainable water use. **J. of Cl. Prod.**, n. 19, p. 852-866, 2011.
- LIU, J.; YANG, H. Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. **J. of Hydrology**, n. 384, p. 187-197, 2010.
- PFISTER, S.; BAYER, P.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Projected water consumption in future global agriculture: scenarios and related impacts. **Science of the Total Environment**, n. 409, p. 4206-4216, 2011.
- ROSA, S. E. S.; CONSENZA, J. P.; LEÃO, L. T. S. **Panorama do setor de bebidas no Brasil**. BNDES Setorial. BNDES: Rio de Janeiro, 2006, 149p.
- RYGAARD, M.; ARVIN, E.; BATH, A.; BINNING, P. J. Designing water supplies: optimizing drinking water composition for maximum economic benefit. **Water Research**, n. 45, p. 3712-3722, 2011.
- SOUZA, S. M. A. G. U.; MELO, A. R.; SOUZA, A. A. U. Re-utilisation conditions of waste waters from textiles industries. **Resources, Conservation and Recycling**, n. 49, p. 1-13, 2006.
- STOEGLEHNER, G.; EDWARDS, P.; DANIELS, P.; NARODOSLAWSKY, M. The water supply footprint (WSF): a strategic planning tool for sustainable regional and local water supplies. **J. of Cleaner Production**, n. 19, p. 1677-1686, 2011.
- WEBER, C. C.; CYBIS, L. F.; BEAL, L. L. Conservação da água aplicada a uma indústria de papelão ondulado. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v.15, n.3, jul/set, p. 291-300, 2010.

Intensidade da seca utilizando índices de precipitação

doi: 10.4136/ambi-agua.1245

Received: 14 Nov. 2013; Accepted: 04 Dec. 2013

Claudia Fernanda Almeida Teixeira^{1*}; Rita de Cássia Fraga Damé¹; Luiz Carlos Salgueiro Bacelar²; Gisele Machado da Silva¹; Rosiane Schwantz do Couto¹

¹Universidade Federal de Pelotas – Pelotas, RS, Brasil

²Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) – Cachoeira Paulista, SP, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: cfteixe@ig.com.br,
ritah2o@hotmail.com, luiz.bacelar@cemaden.gov.br,
giselesilva@cav.ifsul.edu.br, couto.rosianes@gmail.com

RESUMO

A região Sul do Brasil, em especial a região da Campanha, tem enfrentado períodos de estiagens na última década, com intensidade e frequência superior à normalidade, afetando de forma decisiva a produção agrícola e, conseqüentemente, a economia. O monitoramento da área afetada pela seca e sua quantificação é uma informação importante para o manejo e o gerenciamento deste tipo de desastre natural. Objetivou-se analisar a intensidade da seca utilizando o número de dias sem chuva (NDSC), o índice de porcentagem normal (IPN) e o índice padronizado de precipitação (SPI) para a localidade de Bagé/RS/Brasil, representativa da região da Campanha do estado. O cálculo do SPI foi baseado em dados mensais de precipitação pluvial, utilizando-se a distribuição Gama. O ajuste dessa função de probabilidade aos dados do estudo foi comprovado por meio do teste de Qui-quadrado. Os resultados indicaram que tanto o NDSC, quanto o IPN foram capazes de detectar os eventos de seca extrema e severa, que contribuíram para a diminuição no rendimento da soja em Bagé. Os anos de ocorrência de seca classificada como severa e extrema, coincidem com os anos de ocorrência do fenômeno “La Niña”. Dos 1164 meses analisados, quanto aos valores de SPI, 6,8% (79) foram classificados como eventos de seca severa e extrema.

Palavras-chave: precipitação mensal, *Glycine max*, déficit hídrico, distribuição Gama, SPI.

Severity of drought using rainfall indices

ABSTRACT

The southern region of Brazil, especially the region of Campanha, has experienced periods of drought in the last decade, with greater severity and frequency than normal, seriously affecting agricultural production and therefore the economy. Monitoring of the drought-affected area and the drought's quantification are important for the management of this type of natural disaster. This study aimed to analyze the severity of drought using the number of days without rain (NDSC), the rate of normal percentage (IPN) and the standardized precipitation index (SPI), from the town of Bagé/RS/Brazil, representing the Campanha region of the state. The calculation of the SPI was based on monthly rainfall data, using the Gamma distribution. Adjusting this probability function to study data was confirmed by using the Chi-square test. The results indicated that both the NDSC and IPN

were able to detect extreme drought and severe events, which contributed to the decrease in soybean yield in Bagé. The years of drought occurrence, classified as severe and extreme, coincide with the years of occurrence of the phenomenon called "La Niña". Out of 1164 months analyzed considering the values of the SPI, 6.8% (79) were classified as severe and extreme drought events.

Keywords: monthly precipitation, *Glycine max*, water deficit, Gamma distribution, SPI.

1. INTRODUÇÃO

O estado do Rio Grande do Sul está convivendo nas últimas décadas com uma anomalia climática: a seca/estiagem. O déficit hídrico, normalmente, é o principal fator responsável por prejuízos na lavoura, particularmente, nas culturas de verão, cujas perdas verificadas em 1990/1991 chegaram próximo a 70%, decrescendo de um rendimento médio de grãos de 2.000 kg ha⁻¹ (1989/1990) para 750 kg ha⁻¹ (1990/1991). Na safra 2004/2005, o fenômeno causou prejuízos significativos aos produtores, com perdas severas, de modo que a agropecuária gaúcha confrontou-se com quatro meses de deficiência hídrica (Porto, 2005).

Atualmente há o Programa Estadual de Expansão da Agropecuária Irrigada – Mais Água, Mais Renda instituído pelo governo estadual, com o objetivo de proporcionar aos produtores rurais condições para adotar ou ampliar sistemas de produção irrigados em áreas de sequeiro. Como objetivos específicos, o programa procura incentivar e facilitar a expansão da irrigação, bem como aumentar a produtividade e a renda dos produtores, estimulando, também, o crescimento da renda pública.

No entanto só haverá sucesso na adoção do referido programa se houver uma caracterização quanto aos locais e/ou regiões que apresentem o problema da escassez hídrica. Uma vez conhecida a variabilidade espaço-temporal da mesma nas diferentes regiões do estado será possível prever e adotar ações de forma mais controlada e precisa. Sendo as incertezas quanto às condições climáticas um dos fatores de risco, qualquer ferramenta que venha a auxiliar o processo decisório é de grande importância ao setor produtivo.

Cunha (2008) destaca que todos os tipos de seca são originados da escassez de água, por tempos extremos de redução de precipitação mais ou menos longos. Tal fenômeno acomete qualquer região, seja com características úmidas ou áridas, sendo de difícil predição no que diz respeito ao seu início e fim e suas consequências são sentidas nas mais diversas áreas: agrícola, pecuária, geração de energia, lazer, e no consumo industrial e doméstico.

Gross et al. (2012) realizaram um levantamento de dados que detectaram os municípios do estado do Rio Grande do Sul afetados pela estiagem entre os anos de 2000 e 2010, São Borja e Seberi, que têm como principais culturas, o milho, a soja e o trigo. Os autores afirmam que estas culturas são muito dependentes das condições hídricas, e que as consequências negativas da seca agem como um efeito cascata, onde tem início no campo, interferindo na economia dos municípios do estado. Quanto à soja, Sperling et al. (2012) trabalharam com dados de 22 anos de cultivo deste produto no município de Cruz Alta e verificaram que em épocas de estiagem a produção foi baixa nos anos de 1977/1978, 1978/1979, 1981/1982, 1985/1986, 1987/1988, 1990/1991, 1995/1996, 1996/1997, 1998/1999 e 1999/2000.

A seca pode ocorrer em qualquer região sem diferenciação de clima, pois mesmo em um clima com características predominantemente úmidas esse fenômeno pode se manifestar. Sentelhas (2010) comenta que o Brasil em função das suas grandes dimensões e de todos os fatores macroclimáticos, o país apresenta uma grande variedade de climas, variando do tropical no centro-norte ao temperado no sul, e de úmido na parte norte da região amazônica ao semi-árido na maior parte do Região Nordeste, onde o bioma Caatinga prevalece. Portanto, mesmo regiões úmidas, como a Floresta Amazônica no estado do Amazonas e a região dos

Pampas, no Rio Grande do Sul, têm experimentado períodos de seca severa durante os últimos anos, causando desastres para diversas atividades humanas, principalmente a agricultura.

Atualmente, as pesquisas referentes à predição da seca utilizam vários índices indicadores de ocorrência do evento, tais como o índice de porcentagem normal (IPN), o índice de severidade de seca de Palmer (PDSI), o índice padronizado de precipitação (SPI), entre outros (Nery et al., 2000; Blain e Brunini, 2007; Blain et al., 2010; Mishra e Singh, 2010; Guedes et al., 2012; Sayari et al., 2013). Os índices, segundo Guedes et al. (2012), requerem diferentes variáveis e metodologias de cálculo, sendo, portanto, necessário definir, na seleção de qual deles utilizar, aquele em que se dispõe dos dados de entrada e qual é o objetivo fim.

O SPI, desenvolvido por McKee et al. (1993), tem sido atualmente muito utilizado por vários pesquisadores (Blain e Brunini, 2007; Blain et al., 2010; Guedes et al., 2012) para a caracterização dos eventos de seca, em diferentes escalas de tempo, para uma dada localidade. Como vantagem tem-se que o mesmo utiliza apenas dados de precipitação, variável comumente disponível nas estações meteorológicas. De acordo com Quiring (2009), um único índice não pode representar todos os aspectos da seca, por isso é melhor utilizar uma abordagem multi-índice.

Nesse sentido, objetivou-se analisar o número de dias sem chuva, o índice de porcentagem normal e os valores do índice padronizado de precipitação, quanto à seca, aplicados aos dados mensais de precipitação para o município de Bagé, na região da Campanha do estado do Rio Grande do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizados dados mensais de precipitação pluvial da estação agroclimatológica de Bagé localizada nas coordenadas 31°20'S e 54°06'W, e a 242,31 m de altitude, pertencentes ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), no período de 1913 a 2009 (Figura 1).

Para a análise do número de dias sem chuva foi considerado o período de 1961 a 2009, em que foram considerados dias sem chuva, aqueles cujos valores foram iguais a zero e menores do que 1,0 mm (Dereczynski et al., 2009).

Para o cálculo do índice de porcentagem normal (IPN) foi realizado, conforme Sayari et al. (2013), dividindo-se a precipitação pluvial mensal atual, pela normal climatológica, ou seja, a média dos últimos 30 anos, de acordo com a Equação 1. A Tabela 1 apresenta a classificação do IPN proposta por Cunha (2008), considerando-se que para precipitações pluviais mensais iguais ou superiores a 85% da precipitação pluvial normal, é assumido que não ocorrem eventos de seca.

$$IPN = \frac{P_{atual}}{P_{normal}} \quad (1)$$

em que:

P_{atual} - precipitação pluvial medida na estação (mm); e

P_{normal} - normal climatológica do local (mm).

Figura 1. Comportamento temporal dos valores de precipitação mensal anual para a estação de Bagé, RS, com valor médio de 118,03 mm para o período analisado (1913-2009).

Tabela 1. Classificação dos índices de porcentagem normal (IPN) e padronizado de precipitação (SPI), quanto à severidade de seca.

IPN (adimensional)	Classe de severidade	SPI (adimensional)	Classe de severidade
$IPN \geq 1,10$	Normal	0,49 a -0,49	Normal
$0,85 \leq IPN < 1,10$	Próxima do Normal	-0,50 a -0,99	Seca incipiente
$0,75 \leq IPN < 0,85$	Seca Moderada	-1,00 a -1,49	Seca moderada
$0,50 \leq IPN < 0,75$	Seca Severa	-1,50 a -1,99	Seca severa
$IPN < 0,50$	Seca Extrema	$\leq -2,00$	Seca extrema

Com o propósito de analisar a relação entre o NDSC e do IPN com a principal cultura da região, foram obtidas as informações de produtividade anual da soja para o município de Bagé (período de 1990 a 2011) e do estado do RS (período 1981 a 2011) do banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), considerando-se o período de 1990 a 2000.

Os valores do SPI foram calculados para a escala temporal de 1 mês, seguindo a metodologia descrita em McKee et al. (1993), sendo a distribuição Gama de dois parâmetros (Blain e Brunini, 2007) aplicada para estimar a probabilidade de ocorrência dos dados mensais de precipitação pluvial. A distribuição Gama é definida para uma variável aleatória contínua positiva x pela função de densidade de probabilidade (Equação 2).

$$g(x) = \frac{1}{\beta} \left(\frac{x}{\beta}\right)^{\alpha-1} \frac{\exp\left(-\frac{x}{\beta}\right)}{\Gamma(\alpha)} \quad x > 0 \quad (2)$$

em que:

α - parâmetro de forma, $\alpha > 0$ (adimensional);

β - parâmetro de escala, $\beta > 0$ (mm); e

$\Gamma(\alpha)$ – função Gama de α (adimensional).

A função gama $\Gamma(\alpha)$ na Equação 2 é definida por:

$$\Gamma(\alpha) = \int_0^{\infty} y^{\alpha-1} e^{-y} dy \quad (3)$$

Para a estimativa dos parâmetros α e β foi utilizado o método da máxima verossimilhança (Thom, 1958), segundo as Equações 4, 5 e 6.

$$\alpha = \frac{1}{4A} \left(1 + \sqrt{1 + \frac{4A}{3}} \right) \quad (4)$$

$$\beta = \frac{\bar{X}}{\alpha} \quad (5)$$

$$A = \ln(\bar{X}) - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \ln(X) \quad (6)$$

em que:

$\bar{X}$ - média aritmética da precipitação pluvial (mm); e

N - número de observações da série de precipitação (adimensional).

Os resultados dos parâmetros de forma e escala foram utilizados para se calcular a probabilidade cumulativa de um evento de precipitação observado, para a escala de tempo considerada (mensal). A probabilidade cumulativa é dada pela Equação 7.

$$G(x) = \int_0^x g(x) dx = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} \int_0^x x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}} dx \quad (7)$$

Substituindo $t = x/\beta$, a Equação 7 transforma-se na função Gama incompleta (Equação 8).

$$G(x) = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^x t^{\alpha-1} e^{-t} dt \quad (8)$$

A distribuição gama é, por definição, indefinida para $x \leq 0$. Considerando que séries de chuva podem conter zeros, a probabilidade cumulativa utilizada no cálculo do SPI é dado por $H(x)$, descrito na Equação 9.

$$H(x) = q + (1 - q) G(x) \quad (9)$$

$$q = (m/n) \quad (10)$$

em que:

q – probabilidade de ocorrência de precipitação zero;

m - número de observações com chuva igual a zero; e

n – número de observações de chuva maior do que zero.

O valor de (Z) ou SPI pode ser obtido pela aproximação matemática desenvolvida por Abramowitz e Stegun (1965), que relaciona a distribuição de probabilidade cumulativa Gama e a Normal, sendo (Z) definido pelas Equações 11 e 12 e t pelas Equações 13 e 14.

$$Z = \text{SPI} = - \left(t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right) \quad \text{para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (11)$$

$$Z = \text{SPI} = + \left(t - \frac{C_0 + C_1 t + C_2 t^2}{1 + d_1 t + d_2 t^2 + d_3 t^3} \right) \quad \text{para } 0,5 < H(x) \leq 1,0 \quad (12)$$

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(H(x))^2} \right]} \quad \text{para } 0 < H(x) \leq 0,5 \quad (13)$$

$$t = \sqrt{\ln \left[\frac{1}{(1 - H(x))^2} \right]} \quad \text{para } 0,5 < H(x) < 1,0 \quad (14)$$

Os coeficientes utilizados nas Equações 11 e 12 são:

$$C_0 = 2,515517;$$

$$C_1 = 0,802853;$$

$$C_3 = 0,010328;$$

$$d_1 = 1,432788;$$

$$d_2 = 0,189269;$$

$$d_3 = 0,001308.$$

Após a determinação dos valores de SPI para a localidade de Bagé, na escala mensal foi utilizada a Tabela 1 para a classificação dos valores, quanto a severidade da seca (Guedes et al., 2012). Tendo em vista que o SPI tem como base de sua metodologia, o ajuste da série histórica de chuva à distribuição Gama incompleta (FDPG), foi aplicado o teste Qui-quadrado (χ^2) para analisar a aderência da mesma (Wilks, 2006).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 é apresentado o número de dias sem chuva (NDSC), bem como o valor médio de NDSC = 273, para o município de Bagé, no período de 1961 a 2009. Observam-se

Figura 2. Número de dias sem chuva (NDSC) e a média, para o município de Bagé, no período de 1961 a 2009.

quatro períodos que excedem o valor médio, 1962 (NDSC = 305), 1964 (NDSC = 320), 1969 (NDSC = 299) e 1982 (NDSC = 478), o que representam 11,7; 17,2; 9,5 e 75,1% superiores à média. Para o período analisado, ocorrem em média 24, 24, 21 e 23 dias sem chuva nos meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março, respectivamente. Santos e Bassegio (2011) encontraram para o município de Cascavel-PR, num período de 10 anos de dados, uma média de 24,7 dias sem chuva por mês.

Considerando a soja como cultura de interesse da localidade em estudo, buscou-se estabelecer uma relação entre o NDSC e a produtividade da mesma. Na Figura 3a é apresentada a variação do rendimento da soja (kg ha^{-1}) para o município (período de 1990 a 2011), e para o estado (período de 1981 a 2011), bem como o valor médio estadual (1.734 kg ha^{-1}). Observa-se que nos períodos de 1991 (712 kg ha^{-1}) e 2005 (654 kg ha^{-1}), para o RS e 1992 (900 kg ha^{-1}) e 2006 (750 kg ha^{-1}) para Bagé foram os que apresentaram os menores valores de produtividade. Na Figura 3b, na avaliação em conjunto, o comportamento do NDSC em relação à produtividade média, verifica-se que no ano de 2006, com menor produtividade, ocorreu também o maior número de dias sem chuva (NDSC = 292). De acordo com Berlatto e Fontana (1999), a precipitação pluvial de dezembro a março, explica cerca de 80% da variação interanual do rendimento da soja no RS. Por outro lado, a ocorrência de dias sem chuva reduz a quantidade de água disponível no solo para as plantas e também pode afetar o desenvolvimento das culturas.

Figura 3. (a) Variação da produtividade da soja (kg ha^{-1}) para o município de Bagé (1990 a 2011), RS (1981 a 2011) e o valor médio do estado do Rio Grande do Sul (1.734 kg ha^{-1}) e; (b) Relação entre a produtividade da soja (kg ha^{-1}) e o número de dias sem chuva (NDSC), no período de 1990 a 2010.

Considerando-se que o período de cultivo da soja, no estado, estende-se de novembro-dezembro a fevereiro-março, são apresentados na Figura 4 apenas os gráficos que representam o comportamento do índice de porcentagem normal (IPN) da precipitação pluvial para os quatro meses de interesse.

Analisando-se os valores do IPN, a partir de 1990, e realizando-se uma correspondência com os dados de produtividade da cultura, verifica-se, de acordo com a classificação de Cunha (2008), duas ocorrências de seca severa ($0,50 \leq \text{IPN} < 0,75$) em dezembro (1996 e 2007), três em janeiro (1999, 2000 e 2005), três em fevereiro (2000, 2001 e 2007) e quatro em março (1999, 2005, 2006 e 2009). Quanto à seca extrema ($\text{IPN} < 0,50$) ocorreram quatro eventos em dezembro (1995, 1999, 2004 e 2005), oito em janeiro (1990, 1991, 1995, 1997, 2003, 2004, 2007 e 2008), seis em fevereiro (1991, 1993, 1999, 2002, 2005 e 2006) e quatro em março (1993, 1996, 1997 e 2004). Considerando o período de cultivo da soja, os meses que indicaram situação de seca severa e extrema foram fevereiro e março de 2006, respectivamente, coincidindo com o valor de menor produtividade (750 kg ha^{-1}).

Figura 4. Comportamento do índice de porcentagem normal de precipitação pluvial, considerando os meses de cultivo da soja, para o período de 1913 a 2009.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados do teste χ^2 aplicado às séries mensais de precipitação, verificando-se que quando são comparados os valores das estatísticas calculadas, estes são sempre inferiores ao valor crítico (74,40), indicando um bom ajuste das mesmas à FDPG, ou seja, as amostras mensais podem ser consideradas oriundas de uma população com distribuição Gama. A partir da adequação da distribuição Gama é possível o uso do SPI para detectar as situações de seca na localidade. Para tanto, os valores dos parâmetros α e β das FDPG mensais, as médias e os coeficientes de variação (CV%) são apresentados na Tabela 2. Verifica-se que não é possível definir com clareza os períodos chuvosos e secos, a partir dos valores médios mensais, o que permitiria a partir de uma análise conjunta do parâmetro α e do valor de CV, a ocorrência de baixos totais mensais de precipitação.

Tabela 2. Valores do teste Qui-quadrado (χ^2), parâmetros da distribuição Gama (α e β), média e coeficiente de variação relativos à série de precipitação (1913 a 2009), para a localidade de Bagé/RS/Brasil.

Mês	Teste	Parâmetros		Média (mm)	CV (%)
	χ^2	α	β		
Jan	5,81	2,3	48,8	110,2	66,6
Fev	11,51	1,9	60,0	115,9	71,9
Mar	4,31	2,6	42,0	110,2	61,7
Abr	3,65	1,6	80,1	126,5	82,8
Mai	10,81	2,1	59,6	125,7	68,9
Jun	3,48	2,9	44,0	124,4	54,8
Jul	3,54	2,0	62,6	123,3	71,2
Ago	0,75	2,8	41,6	116,3	59,8
Set	3,64	3,2	43,6	137,3	56,3
Out	7,45	3,2	40,0	128,0	55,9
Nov	12,94	1,6	63,4	100,5	79,4
Dez	3,60	1,8	54,4	100,6	73,5

Nota: Valor crítico do teste χ^2 ($\alpha = 5\%$) = 74,40.

Blain et al. (2010) com o objetivo de utilizar o índice padronizado de precipitação para a quantificação da seca no Espírito Santo, encontraram períodos chuvosos e secos bem definidos. O período de seca, nos meses de maio a setembro, foram os que alcançaram os menores valores de α e maiores de CV(%). No presente trabalho os menores valores do parâmetro α ocorreram em fevereiro, abril, novembro e dezembro, em torno de 1,7 e, por consequência, maiores valores de CV(%), em média 76,9.

O comportamento do SPI mensal, para o ano de 1917 evidencia a presença de seca, cujos valores do índice variaram de 0 (fevereiro) a -2,64 (outubro), sendo classificados como normal e seca extrema, respectivamente (Figura 5). Nos demais períodos verifica-se uma grande variabilidade temporal, ou seja, meses secos precedidos e seguidos de meses normais, como, por exemplo, abril (SPI = -2,29) seguido de maio (SPI = 0,26) de 2009. A sequência de meses de seca, classificada por Domingos (2006) como severa (SPI = -1,50 a -1,99) ocorreram nos meses de agosto (SPI = -1,82) e setembro (SPI = -1,88) de 1993. Já a sequência de eventos de seca extrema (SPI $\leq$ -2,00) ocorreu em 1917 (maio = -2,60; junho = -2,08), e em 1942 (dezembro = -2,24) e 1943 (janeiro = -2,23). Guedes et al. (2012) comentam que a seca depende de sistemas meteorológicos que atuam na região, do relevo e dos fenômenos climáticos. Nesse sentido Porto (2005) define “La Niña” como sendo um fenômeno oceânico-atmosférico oposto ao “El Niño”, caracterizado por um resfriamento anormal das águas superficiais no Oceano Pacífico Tropical, com chuvas menores do que a média. Todos os anos de ocorrência do “La Niña” coincidem com os períodos de seca severa e extrema na localidade, que são 1992/93, 1916/17 e 1942/43.

Figura 5. Comportamento do índice padronizado de precipitação (SPI), na escala mensal, para a localidade de Bagé/RS/Brasil, no período de 1913 a 2009.

4. CONCLUSÃO

Tanto a análise do número de dias sem chuva, quanto do índice de porcentagem normal da precipitação foram capazes de detectar os eventos de seca extrema e severa, os quais contribuíram para a diminuição no rendimento da soja no município de Bagé.

A série de precipitação mensal de Bagé pode ser considerada oriunda de uma população com distribuição Gama e que, portanto, permite a aplicação do índice padronizado de precipitação. Dos 1164 meses analisados, quanto aos valores de SPI, 6,8% (79) foram classificados como eventos em que ocorreram secas severas e extremas.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio fornecido pelo Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas. Gisele Machado da Silva agradece ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água/MACSA pela oportunidade de realização do mestrado.

6. REFERÊNCIAS

- ABRAMOWITZ, M.; STEGUN, I. A. **Handbook of mathematical function**. [S.l.]: Dover Publications, 1965. 1045 p.
- BERLATO, M. A.; FONTANA, D. C. Variabilidade interanual da precipitação pluvial e rendimento da soja no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 7, n. 1, p. 119-125, 1999.
- BLAIN, G. C.; BRUNINI, O. Análise comparativa dos índices de seca de Palmer, Palmer adaptado e índice padronizado de precipitação no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Piracicaba, v. 22, n. 1, p. 105-111, 2007.
- BLAIN, G. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; PEZZOPANE, J. E. M.; BONOMO, R. Índice padronizado de precipitação aplicado às condições de seca no Estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 10, p. 1067-1073, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010001000007>
- CUNHA, R. L. A. **Definição de cenários de referência para avaliação dos impactos das secas**. 2008. 147f. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 2008.
- DERECZYNSKI, C. P.; OLIVEIRA, J. S.; MACHADO, C. O. Climatologia da precipitação no município do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Piracicaba, v. 24, n. 1, p. 24-38, 2009.
- DOMINGOS, S. I. S. **Análise do índice de seca Standardized Precipitation Index (SPI) em Portugal Continental e sua comparação com o Palmer Drought Severity Index (PDSI)**. 2006. 53f. Tese (Licenciatura em Meteorologia, Oceanografia e Geofísica Interna) – Faculdade de Ciências, Lisboa, 2006.
- GROSS, J. A.; REIS, J. T.; SAUSEN, T. M. Avaliação socioeconômica dos municípios afetados pela estiagem no Rio Grande do Sul de 2000 a 2010. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE DESASTRES NATURAIS, 2012, São Paulo, **Proceedings...** Rio Claro: CENAD, 2012.
- GUEDES, R. V. S.; MACEDO, M. J. H.; SOUSA, F. A. S. Análise espacial de eventos de secas com base no índice padronizado de precipitação e análise de agrupamento. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, São Paulo, v. 23, p. 55-65, 2012.
- MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought frequency and duration to times scale. In: CONFERENCE ON APPLIED CLIMATOLOGY, 8. 1993, Boston. **Proceedings...** Boston: American Meteorological Society, 1993. p. 179-184.
- MISHRA, A. K.; SINGH, V. P. Drought modeling – A review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 391, p. 202-216, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- NERY, J. T.; BALDO, M. C.; MARTINS, M. L. O. F. O comportamento da precipitação na Bacia do Itajaí. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 22, n. 5, p. 1429-1435, 2000.
- PORTO, R. O. As estiagens e as perdas na agricultura: fenômeno natural ou imprevidência? Esteio: FEDERACITE, 2005. p. 17-42.
- QUIRING, S. M. Monitoring drought: an evaluation of meteorological drought indices. **Geography Compass**, v. 3, p. 64- 88, 2009. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00207.x>

- SANTOS, R. F.; BASSEGIO, D. Comportamento histórico da precipitação e ocorrências de dias secos e chuvosos em Cascavel, Paraná. **Revista Thêma et Scientia**, Cascavel, v. 1, n. 1, p. 30-40, 2011.
- SAYARI, N.; BANNAYAN, M.; ALIZADEH, A.; FARID, A. Using drought indices to assess climate change impacts on drought conditions in the northeast of Iran (case study: Kashafrud basin). **Meteorological Applications**, v. 20, p. 115–127, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/met.1347>
- SENTELHAS, P. C. Agricultural drought indices proceedings of an expert meeting. In: **Agricultural Drought Indices in Current use in Brazil**. Murcia: Proceedings of an Expert Meeting, 2010. p. 60-71.
- SPERLING, S.; BONETTI, L. P.; SOARES, R. M.; ANTONIAZZI, R. L. Recorrência do fenômeno de estiagens na estação de cultivo da soja no município de Cruz Alta, Rio Grande do Sul. In: SEMINÁRIO INTERINSTITUCIONAL DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 17., 6-8 nov. 2012, Cruz Alta, **Proceedings...** Cruz Alta: UNICRUZ. 2012.
- THOM, H. C. S. A note on the gamma distribution. **Monthly Weather Review**, v. 86, n. 4, p. 117-122, 1958. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0493\(1958\)086%3C0117:ANOTGD%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0493(1958)086%3C0117:ANOTGD%3E2.0.CO;2)
- WILKS, D. S. **Statistical methods in the atmospheric sciences**. San Diego: Academic Press, 2006. 627 p.

Estudo de tendência de chuvas de longo prazo

doi: 10.4136/ambi-agua.1168

Received: 08 Aug. 2013; Accepted: 05 Dec. 2013

**Fabio de Oliveira Sanches;^{1*} Roberto Verdum;²
Gilberto Fisch³**

¹Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - Erechim, RS, Brasil

²Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Porto Alegre, RS, Brasil

³Instituto de Aeronáutica e Espaço (IAE/DCTA) - São José dos Campos, SP, Brasil.

*Autor correspondente: e-mail: fsanches.73@gmail.com,
verdum@ufrgs.br, fisch.gilberto@gmail.com

RESUMO

Na região da campanha gaúcha no sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul existem áreas que demonstram fragilidade em relação às características climáticas e pedológicas. Os areais da região têm despertado especial atenção nas últimas décadas devido a questões históricas, socioeconômicas e ambientais. O processo de arenização origina-se da dinâmica de fenômenos naturais como precipitações e ventos. Dessa forma, a dinâmica da arenização poderia ser influenciada por uma tendência positiva no aumento das precipitações nesta região. O objetivo desse trabalho foi analisar as precipitações para diferentes escalas de tempo em Alegrete (RS) de 1928-2009 na identificação de possíveis evidências de modificações no seu comportamento. Foram utilizados dados pluviométricos de postos da Agência Nacional de Águas, disponibilizados pelo sistema hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br>). Após organizar os dados (em escalas de tempo mensal, trimestral e anual), os mesmos foram analisados em relação a sua tendência linear ao longo do tempo. A aplicação do Teste de Mann-Kendall permitiu avaliar qualitativamente as tendências encontradas (positivas e negativas), no entanto, não puderam ser consideradas como evidências de modificação climática, mas sim, como comportamentos aleatórios normais inerentes à própria série de dados.

Palavras-chave: Arenização, precipitações, sudoeste do Rio Grande do Sul, teste de Mann-Kendall.

Trend analysis of long-term rainfall

ABSTRACT

In the Pampas Region in the southwest of the State of Rio Grande do Sul, there are areas that show fragility in relation to soil and climatic characteristics. The sandy areas of this region have attracted special attention in the recent decades due to historical, socio economic and environmental issues. An increase in the amount of sand, or “sandization”, occurred due to natural phenomena such as rainfall and wind. Therefore, the sandization process could be influenced by an increase of precipitation in the area. The goal of this work was to analyze precipitation during different time periods in Alegrete, Rio Grande do Sul, from 1928 to 2009 in order to identify evidence of changes in rainfall behavior. Rainfall data from the Brazilian National Water Agency (Portuguese acronym ANA) provided by the system hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br>) were analyzed. After the data were organized on total monthly, trimestral and annual values, they were analyzed for their linear trend over time. The Mann-

Kendall test was used to quantitatively evaluate positive and negative trends; however, the data did not provide evidence of climatic changes, but rather of normal random weather events during the time period studied.

Keywords: Sandization, rainfall, southwest of Rio Grande do Sul, Mann-Kendall.

1. INTRODUÇÃO

Na porção sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul existem áreas de formação campestre típicas do bioma Pampa, onde a observação da paisagem revela certa fragilidade em relação às características e dinâmicas do meio. Observa-se que na falta da cobertura vegetal herbácea surgem áreas de solos arenosos e descobertos, conhecidos localmente por *areais* (Suertegaray, 1987; 1998; Suertegaray et al., 2001; 2005; Verdum, 1997; 2004b).

Graças a reportagens jornalísticas nas décadas de 70 e 80 e trabalhos científicos como o de Souto (1985), foram propostas as primeiras associações dos areais gaúchos a processos de desertificação, como consequência de atividades pecuaristas (através do superpastoreio) e de plantios (lavouras mecanizadas de soja) (Suertegaray, 2000).

Para Suertegaray (1987), os areais gaúchos são consequência de um processo de arenização, o qual consiste no “retrabalhamento de depósitos areníticos pouco ou nada consolidados e que promovem nessas áreas, uma dificuldade de fixação da vegetação devido à mobilidade dos sedimentos pela ação das águas e dos ventos” (Suertegaray, 1987; 2000; Suertegaray et al., 2005).

O fato dos areais gaúchos não se encontrarem numa zona árida ou semiárida, ou mesmo numa região subúmida seca, também os desqualifica como sendo o resultado do processo de desertificação proposto por Souto (op. cit). Destaca-se, ainda que dos estudos desenvolvidos na região, não há evidências de que os areais gaúchos estariam transitando de um clima úmido para um clima semiárido ou árido (Suertegaray, 1987; 1998; 2000).

Os trabalhos de Verdum (1997; 2004a; 2004b) também analisaram os areais gaúchos quanto às dinâmicas hidroclimáticas nos processos morfoesculturais e, assim como já apresentado, desmitificam os areais como consequentes de processos de desertificação/desertização, uma vez que, as chuvas irregulares e, por vezes, torrenciais são responsáveis pela formação de ravinas e voçorocas. Estas são identificadas como os processos situados a montante da origem dos depósitos arenosos que serão remobilizados pelos ventos.

Dessa forma, associando os estudos desenvolvidos por Suertegaray (1987), Suertegaray et al., (2001) e Verdum (1997, 2004b) é possível considerar que a dinâmica da água nesses solos (arenosos) seja a responsável pela dinâmica dos processos superficiais concentrados, os quais originam sulcos, ravinas e voçorocas, seja devido as intensas precipitações, seja pela participação da água junto à superfície e sub-superfície.

Em relação aos aspectos climáticos, o trabalho de Marengo (2007) procurou avaliar as tendências pluviométricas regionais baseando-se em dados observados, com o objetivo de caracterizar o clima do século XX e sua variabilidade. Para isso compilou resultados de estudos da variabilidade climática em longo prazo para a América do Sul e observou que o sul do Brasil e o norte da Argentina apresentam forte tendência ao aumento das chuvas e vazões de rios associados ao fenômeno El Niño Oscilação Sul (ENOS) desde meados do século XX.

Recentemente, o trabalho de Grimm et al. (2012), igualmente demonstrou que houve tendência de aumento das precipitações no Sul do Brasil entre 1950-2000, principalmente no período anterior e posterior a década de 70. No Rio Grande do Sul, esse aumento das chuvas no período mencionado também foi observado nos registros hidrológicos de vazão do rio Uruguai e, para os autores, houve ainda um incremento de 6% nas precipitações para o período de 1971-1990.

Dessa forma, trabalhos sobre precipitações pluviométricas na região dos areais gaúchos justificam-se pela fragilidade ambiental apresentada nessa parte do bioma Pampa em relação a possíveis mudanças ambientais decorrentes das ações humanas e da dinâmica da natureza.

Sendo assim, visando contribuir nos estudos referentes às precipitações no sudoeste do estado do Rio Grande do Sul e sua participação na dinâmica dos areais gaúchos, o presente trabalho tem por objetivo analisar o comportamento das precipitações anuais, trimestrais e mensais na região de Alegrete (RS) no período de 1928 a 2009, avaliando suas tendências e relações com possíveis mudanças climáticas.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Uma discussão sobre a ocorrência de possíveis mudanças climáticas globais e suas repercussões nos níveis regionais e locais tem sido pauta constante em debates científicos nas últimas décadas. Questões ligadas à elevação das temperaturas planetárias associadas às emissões de gases do efeito estufa (tais como CO₂, CH₄) e o aumento dos eventos climáticos extremos (tempestades, chuvas extremas, ondas de calor/frio, por exemplo) norteiam trabalhos produzidos por diversos pesquisadores pelo mundo.

No ano de em 1988 a Organização das Nações Unidas (ONU) criou o *Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC)*, órgão composto por delegados de 130 países, visto que a percepção da ação humana poderia estar exercendo forte influência sobre o clima planetário. Caberia então ao IPCC promover avaliações regulares sobre as mudanças climáticas (Ramos et al., 2008).

Assim, no ano de 1990 foi publicado o 1º Relatório de Avaliação (Assessment Report - AR) o qual reuniu argumentos a favor da criação da Convenção do Quadro das Nações Unidas para Mudanças do Clima, instância esta em que os governos negociariam políticas relacionadas às mudanças climáticas. O segundo relatório, publicado em 1995, acrescentou ainda mais elementos às discussões que resultaram na proposição do Protocolo de Kyoto dois anos depois.

O *Third Assessment Report (TAR)*, nome dado para o terceiro relatório do IPCC publicado no ano de 2001, indicava que a maior parte do aquecimento global, sobretudo o observado nos últimos 50 anos, estava relacionado a causas antropogênicas. Esse terceiro relatório apresentou a base científica que sustentou a ideia de que a concentração de CO₂ na atmosfera estaria em seu nível mais elevado nos últimos 400 mil anos (Marengo, 2007; Ramos et al., 2008).

Já no ano de 2007 o IPCC divulgou seu 4º Relatório de Avaliação das Mudanças do Clima do Planeta chamado de IPCC-AR4, que procurou demonstrar de forma conclusiva os perigos do aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera, como resultado da baixa capacidade dos países industrializados em reduzir suas emissões, assim como, resistência de alguns países em desenvolvimento em negociar sua estabilização e, até mesmo a diminuição de suas emissões.

O 4º relatório também projetou um aumento da temperatura global entre 2°C e 4,5°C a mais do que os níveis registrados antes da Era Pré-Industrial. A melhor estimativa comentava um aumento médio de 3°C assumindo que os níveis de dióxido de carbono se estabilizariam 45% acima da taxa anual (Marengo et al., 2007; Marengo e Valverde, 2007).

Por sua vez, a publicação do AR5, em setembro de 2013 (<http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>), reforçou as evidências publicadas no relatório anterior, apontando como inequívoco o aquecimento do sistema climático. O AR5 também reafirmou a tendência de aumento nas concentrações atmosféricas dos gases do efeito estufa desde meados do século XVIII, sendo tais concentrações responsáveis pelas forçantes radiativas positivas responsáveis pelo aquecimento observado nos últimos 250 anos.

Baseados nos relatórios do IPCC, Marengo e Valverde (2007), acreditam que existam evidências de que eventos extremos como secas, enchentes, ondas de calor e frio, furacões e tempestades, que têm afetado diretamente partes do planeta e produzido enormes perdas econômicas e de vidas, sejam consequências do aquecimento global. Os autores, também acreditam que no Brasil, o furacão Catarina (março/2004), a seca da Amazônia em 2005 e as secas ocorridas no sul do país em 2004, 2005 e 2006 tenham relação direta com os efeitos do aquecimento global.

Para Silva Dias (2006) cada vez que ocorre um evento extremo como chuvas fortes, ventos fortes ou furacões, surge a questão: será esse um indício das mudanças climáticas? A análise das séries históricas de temperatura e chuva em algumas regiões do mundo parece indicar que está ocorrendo uma alteração no comportamento do clima. Técnicas estatísticas (por exemplo, a realização de médias móveis de cinco a dez anos) mostram algumas tendências que chamam a atenção, mas que nem sempre podem ser consideradas como provas conclusivas de alterações permanentes do clima.

Mendonça (2006) também defende que os prognósticos contidos no relatório do IPCC-AR4 consideram que as variações dos componentes do ciclo hidrológico (por exemplo a precipitação e a evapotranspiração) atuarão sobre a distribuição de água no planeta de forma diferenciada levando certas regiões a terem um incremento em seus volumes de água e, dessa forma, intensificando a ocorrência de chuvas torrenciais, enchentes, deslizamentos, movimentos de massa e processos erosivos, por exemplo.

Para Marengo (2007) o Quarto Relatório Científico do IPCC-AR4 apresenta evidências de mudanças no clima que poderiam afetar significativamente o planeta, especialmente os extremos climáticos, com maior rigor nos países menos desenvolvidos na região tropical. As conclusões desse relatório sugerem, com um nível de confiança de 90%, que o aquecimento global dos últimos cinquenta anos foi causado pelas atividades humanas. Nesse contexto, o autor ainda afirma que o Brasil é vulnerável às mudanças climáticas atuais e, mais ainda, às mudanças que se projetam para o futuro, sobretudo aquelas associadas aos extremos climáticos.

Criado pela Organização Meteorológica Mundial (OMM), o Grupo de Previsibilidade e Variações Climáticas (CLIVAR) tem desenvolvido estudos referentes às mudanças climáticas analisando o comportamento extremo do conjunto de variáveis climáticas por meio do seu grupo de pesquisadores interinstitucionais denominado *Expert Team on Climate Change Detection and Indices* (ETCCDI) (WMO, 2012).

Atualmente, diversos estudos têm sido desenvolvidos buscando identificar alterações ou mesmo variabilidades climáticas em escalas menores (níveis regional e local) dadas à necessidade de se compreender aspectos pontuais nas mudanças (Alves et al., 2011).

Sob esse aspecto, nos últimos anos verifica-se um crescente aumento nos estudos sobre tendências de séries temporais de temperatura e precipitação. Trabalhos como Paiva e Clarke (1995), Alexander et al. (2006), Folhes e Fisch (2006), Obregón e Marengo (2007), Sillmann e Roeckner (2008), Blain (2010), Alves et al. (2011) e Lima et al. (2011), têm procurado analisar o comportamento de variáveis como temperatura e precipitação ao longo do tempo. Uma das principais ferramentas de análises desses trabalhos são os testes estatísticos, sobretudo, o Teste de Mann-Kendall (Siegel, 1975).

O Teste de Mann-Kendall consiste num teste estatístico não paramétrico aplicado na identificação de tendências demonstrando-se bastante robusto quanto aos desvios de normalidade e não-estacionariedade dos valores de uma série. Por esse motivo é uma técnica recomendada pela OMM para estudos de tendências climáticas em séries temporais longas (Paiva e Clarke, 1995; Groppo et al., 2001; Marengo e Alves, 2005; Alexander et al., 2006; Folhes e Fisch, 2006; Obregón e Marengo, 2007; Blain, 2010).

3. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do trabalho foram utilizados dados pluviométricos diários obtidos da rede de postos da Agência Nacional de Águas (ANA), através da plataforma hidroweb (<http://hidroweb.ana.gov.br>), sendo selecionados para este trabalho informações dos postos de Alegrete (INMET), Alegrete (ANA), Passo Mariano Pinto, Fazenda Três Capões e Estação do Tigre (Figura 1). Os dados foram organizados e tabulados a fim de se obterem os totais mensais para cada posto analisado.

Figura 1. Localização dos postos pluviométricos utilizados em Alegrete (RS).

Dada a existência de falhas em diversos meses no conjunto dos postos utilizados para análise, procurou-se preenchê-las por meio de técnicas de regressão linear simples, bem como testar sua consistência através do Teste de Dupla Massa (Tucci, 2009), para se obter uma série contínua de dados mensais para análise.

Tabela 1. Sequência de dados dos postos pluviométricos no município de Alegrete (RS).

Alegrete	1928	1929	1930	1931	1932	1933	1934	1935	1936	1937	1938	1939	1940	1941	1942	1943	1944	1945	1946	1947	1948	1949	1950	1951	1952	1953	1954	1955	1956	1957	1958	1959	1960	1961	1962	1963	1964
Alegrete (INMET)	C	C	I	C	C	I	C	C	C	C	C	C	C	C		C	C	C	C	I					I	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	
ALEGRETE (ANA)																																					
Faz. 3 Capões																								I	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C		I	
Passo Mariano Pinto																																					
Estação Tigre																I	C	I	I	C	C	C	C	I	C	C											

Continuação...

1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
C	C	C	C	I	I					C	I	C	I	C	C	C	C	C	C	C	I		I	I																				
																					I	C	C	C	C	C	C	C	C	C	I	I	C		I	I	C	C	C	I	I	C	C	
				C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	I	C	C	C	C	C	C	C	C	C	I	I	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	

C

 Ano completo

I

 Ano incompleto

Sem dados

Fonte: Agência Nacional das Águas (ANA) – (<http://hidroweb.ana.gov.br>).

Tabela 2: Relação dos postos pluviométricos analisados e o período de dados utilizados.

Município	Postos	Coordenadas Geográficas		Altitude
Alegrete	Alegrete INMET	29°47'0" S	55° 46' 0" W	121 m
	Alegrete ANA	29°47'4" S	55° 46'26" W	80 m
	Faz. Três Capões	29°38'9" S	56° 5' 41" W	150 m
	Passo Mariano Pinto	29°18'32" S	56° 3' 19" W	60 m
	Estação do Tigre	29°30'0" S	55°47'0" W	94 m

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br/>).

Pela sua localização geográfica e por possuírem grandes conjuntos contínuos de dados no decorrer da série (1928-2009), os postos Alegrete (INMET) e Alegrete (ANA) foram escolhidos como os postos principais: Alegrete (INMET) no período de 1928 a 1985 e Alegrete (ANA) no período de 1986 a 2009.

Dessa forma, os valores obtidos para a série Alegrete (1928-2009) permitiram a organização dos dados em totais anuais, totais trimestrais (dezembro-janeiro-fevereiro; março-abril-maio; junho-julho-agosto e, setembro-outubro-novembro) e totais mensais. Posteriormente, a aplicação do teste de Mann-Kendall permitiu a avaliação qualitativa de seu comportamento linear e sua tendência (Siegel, 1975).

Para o Teste de Mann-Kendall, ao adotar-se a hipótese da estabilidade da série temporal (H_0), os valores devem ser independentes e a distribuição de probabilidades deve permanecer sempre a mesma. Sendo assim, considerando uma dada série temporal de X_n ($X_1, \dots, X_i, \dots, X_n$) a ser analisada para a comprovação H_0 (hipótese nula onde não há tendência positiva nem negativa da série), deve-se calcular a posição de cada elemento X_i em relação aos outros valores da série, de forma que $R_1, \dots, R_i, \dots, R_n$ representam a sequência de números que especificam a ordem relativa da série temporal de X_i . O próximo passo consiste em se determinar o sinal para cada número-ordem pelas funções sinal ($R_j - R_i$) (Equação 1) conforme mostram Folhes e Fisch (2006), Obregón e Marengo (2007) e Blain (2010) em que:

$$\text{sinal}(R_j - R_i) = \begin{cases} 1; \text{para } R_j - R_i > 0 \\ 0; \text{para } R_j - R_i = 0 \\ -1; \text{para } R_j - R_i < 0 \end{cases} \quad (1)$$

Dessa forma, considerando a hipótese nula (H_0) o teste consiste no somatório apresentado na Equação 2:

$$S = \sum_{j=i+1}^n \text{sinal}(R_j - R_i) \quad \dots(2)$$

Partindo da premissa de que a hipótese H_0 seja verdadeira, a estatística S apresenta uma distribuição aproximadamente normal gaussiana, com média igual a zero e variância (VAR) conforme Equação 3:

$$\text{VAR}(S) = \frac{n(n-1).(2n+5)}{18} \quad \dots(3)$$

Onde finalmente, o valor da estatística de Mann-Kendall (MK) é dado na Equação 4:

$$MK = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{VAR(S)}} & se \quad S > 0 \\ 0 & se \quad S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{VAR(S)}} & se \quad S < 0 \end{cases} \quad \dots(4)$$

Uma vez concluída a análise estatística de Mann-Kendall é necessário se tomar a decisão final de aceitar ou rejeitar a hipótese de que não há tendência na série analisada (H_0) ou rejeitá-la a favor da hipótese alternativa. O sinal da estatística de Mann-Kendall indica se a tendência é crescente ($MK > 0$) ou decrescente ($MK < 0$).

Para Marengo e Alves (2005), Alexander et al. (2006), Folhes e Fisch (2006) e Blain (2010), ao se considerar o nível de significância de 95% ($\alpha = 0,05$), a hipótese H_0 , de que não há tendência nem positiva nem negativa na série, deverá ser rejeitada sempre que o valor MK encontrado estiver $-1,96 < MK < +1,96$.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O preenchimento das falhas na série de dados Alegrete (INMET e ANA) se iniciou analisando a correlação entre dados mensais de precipitação comuns aos postos utilizados.

Nesse método foram aplicados testes de correlação entre os dados mensais dos postos analisados (Tabela 3) e a partir das equações de regressão encontradas em cada teste, as falhas mensais na série principal foram preenchidas, graças aos elevados coeficientes de determinação (R^2) e de correlação (r).

Tabela 3: Relação dos postos correlacionados para preenchimento de falhas por Regressão Linear.

Postos correlacionados	Período	Preenchimento	Equação de regressão, R^2 .
Alegrete (INMET) e Faz. 3 Capões	1953, 1954, 1955, 1956, 1957, 1958, 1959 e 1960.	1951	$y=0,9645x - 3,2238$ $R^2=0,9924$
Alegrete (INMET) e Estação do Tigre	1944 e 1953.	1947, 1948, 1949, 1950 e 1951.	$y=1,0209x + 22,643$ $R^2=0,9795$
Alegrete (INMET) e Passo Mariano Pinto	1975, 1977, 1978, 1979, 1980, 1981, 1983, 1984 e 1985.	1970, 1971, 1972, 1973, 1974, 1976, 1978, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990 e 1991.	$y=0,7578x + 6,4904$ $R^2=0,9884$
Alegrete (ANA) e Passo Mariano Pinto	1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1994, 1995, 1998, 1999, 2002, 2003, 2004, 2007 e 2008	1992 e 1993.	$y=0,8601x + 3,8605$ $R^2=0,9799$

A Figura 2 apresenta a Curva de Dupla Massa gerada para a verificação de consistência entre os dados da série Alegrete (1928-2009) e as Normais Climatológicas (1931-1960 e 1961-1990) de Uruguaiana. Os postos de Uruguaiana e Alegrete localizam-se na mesma faixa latitudinal, distando, aproximadamente, 126 km. Ambos os postos localizam-se no bioma Pampa, caracterizados pelo relevo de coxilhas (Ab'Saber, 2003).

Figura 2. Curva de Dupla Massa para análise de consistência entre os dados de Alegrete (RS) e as Normais Climatológicas (1931-1960 e 1961-1990) de Uruguaiana (RS).

Um elevado grau de homogeneidade (99,6%) foi observado entre a série histórica obtida para Alegrete com valores preenchidos pelo Método de Regressão Linear (Figura 2) quando analisados com as Normais Climatológicas (1931-1960 e 1961-1990) de Uruguaiana através do método de Dupla Massa. O alinhamento dos pontos segundo uma linha reta indica a boa consistência do conjunto de dados, descartando a possibilidade de haver erros sistemáticos, alteração nas condições de observação e possíveis mudanças nas condições climáticas regionais.

Dessa forma, após o processo de preparação dos dados dos postos pluviométricos do município de Alegrete (seleção dos postos, análise de correlação de dados, aplicação de método para o preenchimento de falhas e análise de consistência de dados), obteve-se um conjunto de dados mensais de precipitação para a série Alegrete (1928-2009) a ser analisado.

A análise dos totais anuais de precipitação (Figura 3) demonstrou que houve redução de 222,2 mm nas precipitações no decorrer dos 82 anos. Ao se aplicar o teste de Mann-Kendall e avaliar a tendência negativa encontrada, verificou-se por meio de seu coeficiente ($Z=1,97$), que a os totais anuais de precipitação em Alegrete sofreram modificações consideradas significativas no seu comportamento.

Figura 3. Totais anuais de precipitação da série Alegrete (RS) e respectiva linha de tendência.

Os valores normalizados dos trimestres – Dezembro-Janeiro-Fevereiro (DJF), Março-Abril-Maio (MAM), Junho-Julho-Agosto (JJA) e, Setembro-Outubro-Novembro (SON) (Figura 4) - permitiram verificar o comportamento sazonal das precipitações no decorrer do período. Destaque deve ser dado a maior tendência linear negativa encontrada para o conjunto de dados referentes ao outono (MAM), muito embora tenha se observado picos de precipitação nessa estação nos anos de 1984 e 1986. Nos demais trimestres o comportamento linear da série também apontou tendências negativas, no entanto mais suaves.

Figura 4. Trimestrais normalizados de precipitação da série Alegrete (RS) e respectivas linhas de tendência.

A Tabela 4 demonstra o resultado da aplicação do Teste de Mann-Kendall para os totais trimestrais normalizados da série Alegrete. Os valores MK encontrados permitem considerar que as variações observadas na série correspondem ao comportamento aleatório próprio do conjunto de dados, não podendo ser considerados significativos para mudanças climáticas.

Tabela 4. Resultado da análise de tendência dos totais trimestrais normalizados da série Alegrete com nível de confiança de 95%.

Período analisado	Teste de Mann-Kendall (MK calculado)	Tendência ($\alpha = 0,05$)
Verão (DJF)	0,66	Negativa NS
Outono (MAM)	1,75	Negativa NS
Inverno (JJA)	1,17	Negativa NS
Primavera (SON)	0,75	Negativa NS

Nota: NS = tendência não significativa.

A análise das tendências temporais dos totais mensais normalizados (Figura 5) também permitiu observar que no decorrer dos 82 anos de dados ocorreram pequenas modificações no comportamento dessas precipitações.

O comportamento da série referente aos meses de janeiro apontou para uma leve tendência negativa, observada por sua reta de tendência linear implicando numa redução de 34,7 mm ao longo dos 82 anos da série.

Diferentemente da série dos meses de janeiro, as informações dos meses de fevereiro mostradas na Figura 5 apontaram para uma tendência positiva da série com um incremento nas precipitações da ordem de 41,2 mm no período analisado.

Na série correspondente aos meses de março os resultados apontaram para uma tendência negativa da série implicando numa redução nos valores pluviométricos da ordem de 23,5 mm no período. Informações sobre os meses de abril permitiram identificar que praticamente não houve mudança na linha de tendência ao longo da série (nem positiva, nem negativa), onde, com base na equação linear verificou-se uma redução de apenas 5,0 mm nas precipitações ao longo dos 82 anos.

No gráfico referente aos meses de maio (Figura 5) mostrou uma tendência linear negativa reduzindo os valores pluviométricos da série em 68,5 mm. O gráfico dos meses de junho (Figura 5) permitiu que se observasse o leve comportamento linear negativo ao longo dos anos analisados. Através de sua equação linear é possível verificar que houve uma redução de 24,0 mm nas precipitações no decorrer do período.

Assim como nos meses de junho, o gráfico dos meses de julho apontou a tendência linear levemente negativa, implicando numa redução de 12,5 mm nas precipitações ao longo da série. A mesma tendência pode ser observada nas precipitações dos meses de agosto onde o comportamento linear negativo reduziu-as em 18,1 mm nos 82 anos. Os totais mensais normalizados de setembro também apontaram para uma tendência negativa ao longo do período reduzindo as precipitações em 16,4 mm nos anos analisados, assim como nos meses de outubro onde a tendência negativa da série se repetiu reduzindo os volumes precipitados em 36,7 mm ao longo do período de dados.

No caso da série de dados referentes ao mês de novembro ocorreu uma leve tendência positiva com um incremento de 12,6 mm nos anos analisados, enquanto que a série de dezembro apontou para uma tendência linear negativa ao longo dos anos implicando a redução de 36,5 mm nas precipitações nos 82 anos da série.

Muito embora tenha se observado tendências negativas na maior parte dos dados mensais, observam-se episódios de precipitação mensal elevada nos meses de maio durante os anos 80 e nos meses de fevereiro, abril e novembro durante as décadas de 80 e 90. Tais dados corroboram com aqueles encontrados por Grimm e Sampaio (2012), sobretudo em função da ocorrência de eventos extremos.

A aplicação do Teste de Mann-Kendall (Siegel, 1975) nos dados analisados permitiu que se avaliasse a dinâmica das tendências encontradas buscando possíveis evidências de mudanças no comportamento no decorrer dos anos.

A Tabela 5 mostra os valores de MK encontrados para os meses da série após a aplicação do teste e a significância encontrada. Com base nestes resultados, é possível verificar que apenas as séries dos meses de fevereiro, abril e novembro apresentaram tendência positiva. Já as demais séries mensais demonstraram tendência negativa. No entanto, considerando o nível de significância proposto (95%), as tendências encontradas não puderam ser consideradas como significativas para mudanças de comportamento no período.

Figura 5. Série temporal das precipitações mensais normalizadas em Alegrete (RS) (1928-2009).

Tabela 5. Resultado da análise de tendência dos totais mensais da série Alegrete com nível de confiança de 95%.

Séries mensais analisadas	Teste de Mann-Kendall (MK calculado)	Tendência ($\alpha = 0,05$)
Janeiro	1,25	Negativa NS
Fevereiro	0,84	Positiva NS
Março	0,93	Negativa NS
Abril	0,10	Negativa NS
Mai	1,85	Negativa NS
Junho	1,00	Negativa NS
Julho	0,60	Negativa NS
Agosto	0,88	Negativa NS
Setembro	0,40	Negativa NS
Outubro	0,92	Negativa NS
Novembro	0,44	Positiva NS
Dezembro	0,87	Negativa NS

Nota: NS = tendência não significativa.

5. CONCLUSÕES

A análise da tendência linear dos totais anuais demonstrou uma redução em 222,2 mm no decorrer dos 82 anos de dados. A avaliação dessa redução pelo Teste de MK demonstrou que tais valores podem ser considerados como significativos para mudanças climáticas. Porém, a análise dos totais trimestrais normalizados apontou para um comportamento das séries dentro de uma variabilidade considerada natural sendo que o teste de MK não demonstrou indícios de modificações significativas em nenhum dos conjuntos trimestrais.

Em relação ao comportamento dos totais mensais normalizados, a maior parte dos meses apontou para uma redução nos valores no decorrer da série, com exceção dos meses de fevereiro e novembro que apresentaram tendências positivas. Submetidas à avaliação por meio do teste de MK, nenhuma série mensal demonstrou tendência significativa à mudança de comportamento.

Dessa maneira, a aplicação do Teste de MK aos conjuntos de dados permitiu constatar que as tendências (positivas e negativas) encontradas nos totais trimestrais e totais mensais não puderam ser consideradas como decorrentes de modificações climáticas, mas sim como resultado da aleatoriedade normal da própria série. Já os totais anuais demonstraram, após o teste, que podem ter sofrido modificações (redução) significativas.

6. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPERGS (Edital 04/2012 – PQ Gaúcho), ao Dr. José Marengo e à FAPESP (2008/58161-1) e ao CNPQ (MCTI/CNPQ – Universal nº 14/2012) pelo auxílio no desenvolvimento da pesquisa.

7. REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. **Domínios da natureza do Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

- ALEXANDER, L. V.; ZHANG, X.; PETERSON, T. C.; CAESAR, J.; GLEASON, B.; KLEIN TANK, A. M. G. et al. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. **Journal of Geophysical Research**, v. 111, D05109, 2006. <http://dx.doi.org/10.1029/2005JD00690>
- ALVES, E. D. L.; PRADO, M. F.; SPECIAN, V. Análise da variabilidade climática da precipitação pluvial em Barra do Garças, Mato Grosso. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 2, n. 2, p. 512-523, jul./dec. 2011.
- BLAIN, G. C. Detecção de tendências monótonas em séries mensais de precipitação pluvial no Estado de São Paulo. **Bragantia, Campinas**, v. 69, n. 4, p. 1027-1033, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052010000400031>
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos – CPTEC. 2010. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br>>. Acesso em: 10 jun. 2012.
- FOLHES, M. T.; FISCH, G. Caracterização climática e estudo de tendência nas séries temporais de temperatura do ar e precipitação em Taubaté (SP). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 1, n. 1, p. 61-71, 2006. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.6>
- GRIMM, A. M.; SAMPAIO, G.; VON RANDOW, C.; REBELLO, E. R. G.; LACERDA, F. F.; DINIZ, F. de A. et al. Observações ambientais atmosféricas e de propriedades da superfície In: PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Grupo de Trabalho 1 – Base Científica das Mudanças Climáticas. **Primeiro relatório de avaliação nacional sobre mudanças climáticas**. 2012. Disponível em <<http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/PBMC-VOLUME1-RAN1.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2012.
- GROPPO, J. D.; MILDE, L. C. E.; GUAMERO, M. E.; MORAES, J. M.; MARTINELLI, L. A. Análise de séries temporais de vazão e de precipitação na Bacia do Rio Piracicaba. **Revista de Ciência & Tecnologia**, v. 8, n. 18, p. 109-117, 2001. Disponível em: <<http://www.unimep.br/phpg/editora/revistaspdf/rct18art10.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2012.
- LIMA, J. R. A.; NEVES, D. J. D.; ARAÚJO, L. E.; AZEVEDO, P. V. Identificação de tendências climáticas no Estado da Bahia. **Revista de Geografia**, v. 28, n. 3, 2011. Disponível em: <<http://www.ufpe.br/revistageografia/index.php/revista/article/view/500/387>>. Acesso em: 22 jan. 2012.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005. Disponível em: <<http://www.rbmet.org.br/port/index.php>>. Acesso em: 20 jan. 2012.
- MARENGO, J. A. **Mudanças climáticas e seus efeitos sobre a biodiversidade**: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XX. Brasília: MMA, 2007. (Biodiversidade, 26), Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/14_2_bio_Parte1.pdf>. Acesso em: 12 maio 2011.

- MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; SALATI, E.; AMBRIZZI, T. **Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI**. Sumário Técnico. Brasília: MMA, 2007. Disponível em: <<http://www.cptec.inpe.br>>. Acesso em: abr. 2011.
- MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenários de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**, n. 8, 2007. Disponível em: <http://www.multiciencia.unicamp.br/art01_8.htm>. Acesso em: 12 maio 2011.
- MENDONÇA, F. Aquecimento Global e suas manifestações regionais e locais: alguns indicadores da região Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 2, p. 71-86, dez. 2006. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/revistaabclima/article/viewFile/25388/17013>>. Acesso em: 12 maio 2011.
- OBREGÓN, G.; MARENGO, J. A. **Caracterização do clima no Século XX no Brasil: tendências de chuvas e temperaturas médias extremas**. Relatório nº 2. Brasília: MMA, 2007. Disponível em: <http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/prod_probio/Relatorio_2.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2010.
- PAIVA, E. M. C. D.; CLARKE, R. T. Análise de tendência de precipitação na Amazônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 10, n. 1/2, p. 37-41, 1995. Disponível em: <<http://www.rbmet.org.br/port/index.php>>. Acesso em: 20 jan. 2012.
- RAMOS, M. A. B.; VIANA, S.; SANTOS, E. B. E. Mudanças climáticas. In: SILVA, C. R. **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. Disponível em: <<http://www.cprn.gov.br>>. Acesso em: 30 abril 2011.
- SIEGEL, S. **Estatística não-paramétrica para as Ciências do Comportamento**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1975.
- SILLMANN, J.; ROECKNER, E. Indices for extreme events in projections of anthropogenic climate change. **Climatic Change**, v. 86, p. 83-104, 2008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-007-9308-6>
- SILVA DIAS, M. A. F. Efeito estufa e mudanças climáticas regionais. **Revista USP**, São Paulo, n. 71, p. 44-51, set./nov. 2006. Disponível em: <http://www.revistasusp.sibi.usp.br/scielo.php?pid=S0103-99892006000400007&script=sci_arttext>. Acesso em: 12 maio 2011.
- SOUTO, J. J. **Deserto, uma ameaça?** Porto Alegre: DRNR, 1985.
- SUERTEGARAY, D. M. A. **A trajetória da natureza: um estudo geomorfológico sobre os areais de Quarai - RS**. 1987. 243f. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.
- SUERTEGARAY, D. M. A. **Deserto Grande do Sul: controvérsias**. 2. ed., rev., amp. Porto Alegre, Editora da UFRGS, 1998.
- SUERTEGARAY, D. M. A. Desertificação: recuperação e desenvolvimento sustentável. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (orgs). **Geomorfologia e meio ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.
- SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R. (orgs) **Atlas da arenização sudoeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Coordenação e

-
- Planejamento e Secretaria da Ciência e Tecnologia Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2001. 84p. Disponível em: < <http://www.ufrgs.br/areas-pampa/index.htm>>. Acesso em: 10 maio 2013.
- SUERTEGARAY, D. M. A.; VERDUM, R.; BELLANCA, E. T.; UAGODA, R. E. S. Sobre a gênese da arenização no sudoeste do Rio Grande do Sul. **Terra Livre**, Goiânia, v. 1, n. 24, p. 135-150, 2005. Disponível em: <http://www.agb.org.br/files/TL_N24.pdf>. Acesso em: 10 maio 2011.
- VERDUM, R. **Approche géographique des “déserts” dans les communes de São Francisco de Assis et Manuel Viana, État du Rio Grande do Sul, Brésil**. 1997. 211f. Tese (Doutorado) - UFR de Géographie et Aménagement, Université de Toulouse Le Mirail, Toulouse, 1997.
- VERDUM, R. Tratados internacionais e implicações locais: a desertificação. **GEOgraphia**, ano 6, n. 11, 2004a. Disponível em: <<http://www.uff.br/geographia/ojs/index.php/geographia/article/view/144/139>>. Acesso em: 10 maio 2011.
- VERDUM, R. Depressão periférica e planalto. Potencial ecológico e utilização social da natureza. In: VERDUM, R.; BASSO, L. A.; SUERTEGARAY, D. M. A. (orgs) **Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004b.
- TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: ciência de aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009.
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION – WMO. Disponível em: <http://www.wmo.int/pages/prog/wcp/wcdmp/CA_3.php>. Acesso em: 30 abril 2012.

Metais pesados no rejeito e na água em área de descarte de resíduos sólidos urbanos

doi: 10.4136/ambi-agua.1155

Received: 18 Jul 2013; Accepted: 14 Dec 2013

Luiz Ermindo Cavallet^{1*}; Sebastião Garcia de Carvalho²;
Paulo Fortes Neto³

¹Universidade Estadual do Paraná - Paranaguá, PR, Brasil
Departamento de Ciências Biológicas

²Instituto Ambiental do Paraná (IAP) - Paranaguá, PR, Brasil.

³Universidade de Taubaté (UNITAU) – Taubaté, SP, Brasil
Departamento de Ciências Agrárias

*Autor correspondente: e-mail: luiz.cavallet@fafipar.br,
sebastiao@iap.pr.gov.br, paulofortes.neto@gmail.com

RESUMO

O município de Paranaguá-PR descarta diariamente 80 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) sem tratamento apropriado no lixão do Embocuí. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a concentração de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) na área do lixão e compará-la com os valores de referência para qualidade de solo e água estipulados pela CETESB (2005). Foram realizadas coletas de amostras de rejeito (resíduo orgânico misturado com solo) em 12 pontos do lixão e a 1 m de profundidade, e a coleta de água foi realizada em 3 pontos e a 3 m de profundidade do material depositado na área. A extração dos metais pesados nas amostras do rejeito e da água foi realizada segundo o método USEPA (1998) para a extração e o ICP-OES (Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente) para quantificar o metal. Os resultados das amostras do rejeito apresentaram as seguintes concentrações: (mg kg⁻¹): As <10; Cd <1; Cr = 26; Pb = 52 e Hg = 0,2. E nas amostras de água foram determinadas as seguintes concentrações: (µg L⁻¹): As <5; Cd <5; Cr = 29 e Pb = 10. Os valores de metais pesados nas amostras de rejeito e água estão abaixo dos valores considerados para risco de contaminação na área do lixão.

Palavras-chave: aterro sanitário, ions tóxicos, risco de contaminação.

Heavy metals in the waste and in the water discharge area of municipal solid waste

ABSTRACT

The county of Paranaguá discards 80 tons of municipal solid waste (MSW) daily in the Embocuí landfill without proper treatment. The present study aimed to evaluate the concentration of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), lead (Pb) and mercury (Hg) in the dump area and to compare it with reference values for soil and water quality stipulated by CETESB (2005). The methodology of the study involved the collection of waste samples (organic waste mixed with soil) from a depth of 1 m deep at 12 points of the dump, and the collection of water samples from a depth of 3 m at 3 points in the deposited waste. Extraction

of heavy metals in the water samples was performed according to the USEPA (1999) method and analysis followed ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry). Analysis of the solid waste samples showed the following concentrations: (mg kg⁻¹): As < 10; Cd < 1; Cr = 26; Pb = 52; e Hg = 0.2. The water samples showed the following concentrations: (mg L⁻¹): As < 5; Cd < 5; Cr = 29 e Pb = 10. The amounts of heavy metals in samples of tailings and water from the landfill area fall below the values considered to create a risk of contamination.

Keywords: landfill, toxic ions, risk contamination.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, apesar dos avanços ocorridos na legislação sobre resíduos sólidos, ainda é comum a existência de cidades de médio e pequeno porte que possuem lixões como único local de descarte de seus resíduos sólidos urbanos (RSU). Segundo levantamento do IBGE (2010), em 2008 foi produzido no território brasileiro aproximadamente 183 mil toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos, dos quais 20% foram depositadas em lixões, sendo que 51% dos municípios fazem dessa forma. Esse quadro torna relevante a importância da proteção do solo e da água, pois na maioria dos locais onde, no passado, houve a disposição inadequada de RSU e que, atualmente, se encontram desativados, há sérios passivos ambientais que abrangem desde a contaminação do solo, água e vegetação, até riscos à saúde humana e animal, conforme apontam Santos e Rigotto (2008).

Um dos principais problemas encontrados nessas áreas é o alto teor de metais pesados no solo e na vegetação. Os metais pesados como arsênio (As), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e cromo (Cr) estão presentes em diversos tipos de resíduos dispostos em aterros, como lâmpadas, pilhas, baterias, restos de tintas, latas, dentre muitos outros produtos com substâncias tóxicas presentes (Sissino e Moreira, 1996; Hypolito e Ezaki, 2006; Xiaoli et al., 2007; Aniceto et al., 2012).

Vários autores indicam o processo de contaminação de metais pesados com os compartimentos adjacentes às áreas de deposição de resíduos sólidos. Pois com excesso de concentração de metais pesados no material constituinte de um lixão, pode haver a migração desses através do processo de lixiviação. A lixiviação é o processo físico no qual os líquidos presentes nos resíduos sólidos são liberados durante o processo de decomposição e depois migram pelo perfil do solo. Com a infiltração de águas da chuva, esse líquido pode permear as camadas de fundo dos locais de disposição e contaminar as águas subterrâneas. Também pode ser transportado superficialmente para os mananciais próximos e, dessa forma, possibilitar a entrada dos metais na cadeia alimentar e consequente acúmulo e contaminação do fator biótico (Oliveira e Jucá, 2004; Pradeep et al., 2005; Korf et al., 2008). Ainda que possa haver a migração de metais pesados pelo perfil do solo, alguns estudos têm verificado que a concentração de metais pode decrescer com a profundidade do aterro (Sissino e Moreira, 1996; Hypolito e Ezaki, 2006; Marques, 2011). A esse respeito, Machado et al. (2011) estudaram as concentrações dos metais em um lixão controlado e inativo há mais de 30 anos e observaram uma tendência de diminuição decrescente nos teores de Zn, Cu, Pb e Cr nas camadas inferiores, ainda que esses apresentavam-se na camada superficial com concentrações acima dos valores de referência. Segundo Hypolito e Ezaki (2006), a redução dos metais ocorre em função dos seguintes fatores: à retenção dos íons metálicos na massa de lixo misturada com o solo; a adsorção dos metais na partícula do solo e a precipitação dos metais nas formas estáveis. Percebe-se então que a presença de metais pesados em áreas de antigos lixões depende de uma série de fatores tais como: tempo de deposição do resíduo; fase de degradação da matéria orgânica do resíduo; quantidade e composição do material;

condições climáticas e composições mineralógicas do solo (Fontes e Gomes, 2003; Covelo et al., 2007).

Com base no exposto, o presente projeto teve como objetivo avaliar os teores totais de As, Cd, Cr, Hg e Pb no rejeito, e As, Cd, Cr e Pb na água, em uma área localizada no lixão do Bairro do Embocuí em Paranaguá/Pr, a qual, durante 30 anos, recebeu o despejo de RSU.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Localização da área

O estudo foi realizado entre o período de 2011 e 2012, em uma área localizada no bairro de Embocuí, onde, por mais de 30 anos, foi descarte, a céu aberto, dos resíduos sólidos urbanos gerados diariamente pelo município de Paranaguá/Pr. O local referente ao lixão apresenta uma área total de 62,86 ha e está situado nas coordenadas geográficas de 25° 32' 31" S e 48° 33' 55" O (Figura 1).

2.2. Área experimental

A área experimental com 1,02 ha foi demarcada dentro do lixão, em local onde desde 1996 não se tem depositado mais resíduos sólidos urbanos. Para o isolamento da área e evitar o descarte de novos resíduos foi realizada a demarcação de uma faixa de aproximadamente 10 m a partir das bordas do lixão (Figura 1).

O material sólido retirado da área experimental foi definido como rejeito devido à presença de resíduos orgânicos e inorgânicos misturados ao solo.

Figura 1. Localização do lixão do Embocuí dentro do perímetro urbano do município de Paranaguá-PR e a área de estudo.

2.3. Procedimentos de coleta de amostras

Com o auxílio do equipamento de GPS de navegação e uma trena, foram identificados e demarcados 12 pontos de amostragem, e cada ponto teve como distância horizontal 30 m, e distância vertical, 15 m, conforme apresentado na Figura 2.

Para evitar a interferência da água da chuva durante a coleta, os pontos de amostragem foram revestidos, três meses antes, com uma cobertura plástica de polietileno com três metros de diâmetro. Esse procedimento foi adotado para evitar que a água da chuva penetrasse no interior do material amostrado, até a profundidade de três metros.

O procedimento de coleta de amostra do rejeito para cada ponto de amostragem foi realizado com a extração de aproximadamente 1 metro cúbico (1 m de profundidade x 1 m de superfície e 1x1 m de aresta) de rejeito. O material coletado em cada ponto de amostragem foi colocado sob uma lona plástica, ao lado do ponto de coleta. Foi efetuada a retirada de fragmentos grosseiros, tais como, pedaços de madeira, pneus, metais e demais resíduos. Após a retirada dos resíduos, as amostras foram homogeneizadas e quarteadas conforme os procedimentos descritos na NBR 10.007 (ABNT, 2004). Em seguida, as amostras foram peneiradas em malha de uma polegada, e o material que passou por essa malha foi submetido a novo peneiramento em malha 0,3 polegadas.

Figura 2. Distribuição espacial dos pontos de coleta de amostras de rejeitos na área de estudo no lixão do Embocuí no município de Paranaguá-PR.

Cada amostra foi colocada em saco plástico devidamente lacrado e numerado e acondicionada em caixa de isopor, fechadas imediatamente após cada coleta. Esses cuidados visaram preservar as condições naturais da amostra. De cada amostra de rejeito, coletou-se 2 kg de material peneirado, 500 gramas foram encaminhadas para o Instituto de Tecnologia do Paraná (TECPAR) para realizar as análises de As, Cd, Cr, Pb e Hg, e 1.500 gramas foram armazenadas sob refrigeração ($\pm 5^{\circ}\text{C}$), como contraprova.

Os pontos P2, P4 e P9 foram selecionados para a coleta de amostras de água. Esses pontos foram escavados até 3,0 m de profundidade, pois, a partir dessa camada, a água retida no interior do rejeito começou a verter e a preencher o espaço aberto pela escavação (Figura 3).

Os pontos escavados foram vedados com lonas plásticas para evitar a entrada de partículas sólidas e água das chuvas. Após 4 dias da abertura da cava e da estabilização da água no seu interior, efetuou-se a coleta das amostras de água. Em cada ponto de amostragem foram coletados 4 frascos, devidamente esterilizados e colocados em caixas térmicas com gelo e encaminhados para o laboratório do Instituto Ambiental do Paraná, em Curitiba (PR).

2.4. Metodologias de análise laboratorial

As amostras de rejeito e água foram submetidas à extração por meio da digestão nitroperclórica, e a determinação dos metais pesados foi realizado no extrato resultante da digestão.

As determinações de As, Cd, Cr e Pb foram realizadas nos extratos do rejeito e água submetidos a espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado com configuração axial (ICP-OES), e na determinação do Hg, utilizou-se a geração química de vapor acoplado a espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado com configuração axial (CVG-ICP OES) (USEPA, 1998; APHA, 2012). Nas amostras de água não foram realizadas a determinação de Hg.

Figura 3. Corte longitudinal (A) e vertical (B) do ponto de coleta de amostras de rejeito e água na área de estudo no lixão de Embocuí em Paranaguá, PR.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Teores de metais pesados no rejeito

Os teores de metais pesados determinados nas amostras de rejeitos coletadas a 1 m de profundidade na área do lixão de Embocuí estão apresentados na Tabela 1. Verifica-se que os valores de As e Cd ficaram abaixo do limite de detecção, o Hg apresentou uma variação entre 0,1 a 0,2 mg kg⁻¹, o Cr com concentrações entre 6 e 26 mg kg⁻¹ e o Pb foi o metal que apresentou as maiores concentrações, com valores entre 6 e 52 mg kg⁻¹. Segundo Xiaoli et al. (2007) o predomínio de Cr e Pb nessas áreas ocorre porque esses metais estão presentes na maioria dos materiais, tais como plásticos, borracha, restos de tintas, pilhas e baterias que foram despejados nas antigas áreas de lixões.

Na Tabela 1 constata-se que na média o Pb apresentou a maior concentração seguido pelo Cr e Hg, entretanto diferentes resultados têm sido obtidos em estudos sobre a distribuição de metais pesados em áreas de antigos lixões e aterros. Sissino e Moreira (1996) constataram que o Mn, Pb e Zn foram os elementos com maior concentração que Cd, Cr, Co e Ni, Östman et al. (2006) verificaram que o Zn e Cu foram mais elevados que Pb, Ni e Cd, Machado et al. (2011) observaram que o Cu, Zn e Cr foram mais elevados que o Ni, Pb e Cd e Aniceto et al. (2012) determinaram que as concentrações de Zn e Cu foram superiores a de Pb e Cr.

Essa variabilidade entre os tipos de metais pesados predominantes nas áreas utilizadas como depósito de resíduos domiciliares pode estar associada à fase de degradação da matéria orgânica do resíduo, à quantidade e composição do material, às condições climáticas, à composição mineralógicas do solo e à técnica analítica utilizada na determinação dos metais pesados (Fontes e Gomes, 2003; Covelo et al., 2007; Zanello, et al., 2009; Aniceto et al., 2012).

Comparando a concentração de Hg, Pb e Cr, determinada na área com os valores orientadores preconizados para solo natural, observa-se que o Hg apresenta concentração superior ao limite de solo natural em todos os pontos de coleta, o Pb está com valores abaixo apenas nos pontos P2, P6 e P10, e o Cr, com concentração inferior em todos os pontos de coleta (CETESB, 2005).

Tabela 1. Valores de metais pesados determinados nas amostras de rejeitos sólidos coletadas em doze pontos de amostragem na área de estudo no lixão do Embocuí, na cidade de Paranaguá/PR.

Parâmetros	As	Cd	Cr	Pb	Hg
Pontos de amostragem	(mg kg ⁻¹)				
P1	<10	<1	10	20	0,1
P2	<10	<1	6	15	0,2
P3	<10	<1	9	37	0,2
P4	<10	<1	11	24	0,2
P5	<10	<1	17	46	0,1
P6	<10	<1	6	6	<0,1
P7	<10	<1	15	21	0,1
P8	<10	<1	17	44	0,1
P9	<10	<1	26	52	0,2
P10	<10	<1	10	9	0,1
P11	<10	<1	15	26	0,2
P12	<10	<1	22	42	0,2
Média	<10	<1	13,6	28,5	0,15
Desvio Padrão(σ)	-	-	6,18	15,3	0,05 *

Nota:*Considera-se o valor de P6 (<0,1) como sendo = 0,1

Quanto ao risco de contaminação da área por metais pesados, observa-se na Tabela 1 que os valores de Hg, Cr e Pb estão abaixo dos valores de prevenção estabelecidos pela CETESB (2005), nesse caso, então, a área em estudo não apresenta indícios de contaminação. Porém convém ressaltar que, entre os metais pesados, os teores de Hg estão mais próximo de 0,5 mg kg⁻¹ considerado como valor limite de prevenção pela CETESB (2005). De uma maneira geral, os valores de Hg observados no presente estudo estão relativamente acima dos valores verificados por outros autores. Becegato et al. (2010), analisando amostras de solo proveniente de um lixão desativado em Lages/SC, observaram que o Hg variou de 0,02 a 0,07 mg kg⁻¹. Marques (2011), em amostras de solo coletadas em três municípios no estado de Minas Gerais, observou que os valores de Hg foram inferiores a 0,1 mg kg⁻¹.

Os valores de Cr e Pb observados neste trabalho variaram em faixas semelhantes ou próximas a dos valores relatados por outros autores. Sissino e Moreira (1996), analisando amostras provenientes de rejeitos coletados da área de aterro controlado do Morro do Céu, observaram que o Cr variou de 28,1 a 31,5mg kg⁻¹. Hypolito e Ezaki (2006), em amostras coletadas no interior de aterros sanitários, verificaram que os teores de Cr variaram entre 18 a 114 mg kg⁻¹, e o Pb, de 22 para 242 mg kg⁻¹. Machado et al. (2011), estudando a presença de metais pesados em amostras de rejeitos coletadas na área de um antigo aterro sanitário desativado, constataram que os teores de Cr variaram entre 28 a 386 mg kg⁻¹, e o Pb 13 a 277mg kg⁻¹. Essa variabilidade de resultados observada entre os diferentes autores pode estar relacionada à forma como os resíduos foram disponibilizados na área, à composição dos resíduos, à precipitação pluviométrica e ao tipo de solo misturado ao rejeito (Andrade, 2005; Santos, 2008).

Quanto à distribuição dos metais na área, verifica-se na Tabela 1 que os teores mais elevados de Cr e Pb foram determinados no ponto 9, e os menores, no ponto 6. Analisando no conjunto os valores dos metais nos demais pontos, observa-se que o Cr apresenta uma tendência de maior concentração nos pontos 7, 8, 9, 10, 11 e 12, que estão situados na parte mais baixa da área experimental.

Esse comportamento indica que a concentração do Cr apresentou uma conexão com a topografia do terreno, corroborando os resultados apresentados por Machado et al. (2011), que reportaram uma evidência entre o acúmulo de Zn com a declividade do terreno em um antigo aterro. Por outro lado, essa tendência não foi observada com o Pb e o Hg, devido a menor velocidade de migração desse metal por meio do rejeito depositado na área (Shakelford e Redmond, 1995). Ainda em relação ao Hg, foi constatada uma distribuição mais homogênea em todos os pontos, independente da topografia, e uma menor variação nos valores entre os pontos de coleta.

A Figura 4 apresenta a correlação positiva estabelecida entre o Cr e Pb nos pontos de amostragem da área do lixão do Embocuí. Esse comportamento pode ser esperado porque esses metais estão presentes na fabricação de ligas metálicas, na composição de pigmentos de embalagens, na confecção de tecidos e no curtimento do couro que compõem a maioria dos materiais descartados como resíduos domésticos (Damasceno, 1996).

Figura 4. Correlação entre a distribuição dos metais cromo e chumbo nos pontos de amostragem no lixão do Embocuí em Paranaguá-PR.

3.2 Teor de metais pesados na água

Os teores de As, Cd, Cr e Pb, determinados nas amostras de água coletadas a 3 m de profundidade nos pontos P2, P4 e P9, estão apresentados na Tabela 2. Verifica-se que os valores de As, Cd e Pb ficaram abaixo do limite de detecção e, apenas, o Cr apresentou valores entre $26 \mu\text{g L}^{-1}$, nos pontos P2 e P4, a $29 \mu\text{g L}^{-1}$, no ponto P9.

Os baixos teores de metais pesados observados neste trabalho estão de acordo com o relatado por outros autores que, também, encontraram baixa concentração de metais pesados em amostras de água subterrânea, em áreas destinadas ao despejo de resíduos domiciliar (Sissino e Moreira, 1996; Hypolito e Ezaki, 2006; Marques, 2011).

Segundo Hypolito e Ezaki (2006), a redução ocorre devido a retenção dos íons metálicos na massa de resíduos, a adsorção de metais pesados, a partículas do solo e a precipitação de metais nas formas estáveis, em função das condições físico-químicas e químicas, proporcionadas pelo ambiente saturado com água no interior do material depositado no lixão.

Tabela 2. Concentração de metais pesados ($\mu\text{g L}^{-1}$) determinados nas amostras de água coletadas a 3,0 m de profundidade nos três pontos de amostragem da área de estudo, no lixão do Embocuí, na cidade de Paranaguá, PR, Brasil.

Parâmetros	As	Cd	Cr	Pb
Pontos de amostragem	($\mu\text{g L}^{-1}$)			
P2	<5	< 5	26	< 10
P4	<5	< 5	26	< 10
P9	<5	< 5	29	< 10
Desvio Padrão (σ)	-	-	1,73	-

Com relação ao risco de contaminação das águas subterrâneas com As, Cd, Cr e Pb, nota-se que os valores estão abaixo dos limites estipulados pela CETESB (2005), cujos valores máximos são 10, 5, 50 e $10 \mu\text{g L}^{-1}$ para cada elemento, respectivamente. Isso significa que a água subterrânea monitorada em um terço dos pontos amostrados na superfície do solo não apresentou problemas quanto à adequação de padrões de potabilidade de substâncias químicas que representem risco à saúde.

4. CONCLUSÃO

As concentrações mais elevadas foram observadas para o Pb e, depois, para o Cr e Hg.

As concentrações de As, Cd, Cr, Pb e Hg determinadas nas amostras do rejeito estão abaixo dos valores definidos como limitantes para classificar a área como contaminada.

O Pb e Hg deverão ser monitorados, pois a concentração desses metais está acima do valor estipulado para solo natural.

As concentrações de As, Cd, Cr e Pb determinados nas amostras do rejeito foram superiores aos valores determinados nas amostras da água. Isso ocorreu devido às reações de retenção e adsorção dos íons metálicos na massa do rejeito.

5. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS- ABNT. **NBR 10.004 – Resíduos sólidos - classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ANDRADE, J. C. M. **Fitotransporte de metais pesados em espécies arbóreas e arbustivas em aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 263f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.
- ANICETO, K. C. P.; HORBE, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 135-148, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100016>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th ed. Washington DC, 2012.
- BECEGATO, V. A.; WALTER, J. de A.; RAFAELI NETO, S. L.; CABRAL, J. B. P.; MARCON, A. K. et al. Distribuição espacial de elementos radioativos e metais pesados no lixão desativado da cidade de Lages/SC. **Geoambiente**, n. 14, p. 121-135, 2010.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Decisão de diretoria nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo – 2005, em substituição aos valores orientadores de 2001, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2011.
- COVELO, E. F.; VEGA, F.; ANDRADE, M. L. Heavy metal sorption and desorption capacity of soils containing endogenous contaminants. **Journal of Hazardous Material**, n. 143, p. 419-430, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.047>
- DAMASCENO, S. **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbico**. 1996. 141f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1996.
- FONTES, M. P. F.; GOMES, P. C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the minerals matrix of tropical soils. **Applied Geochemistry**, n. 18, p. 795-804, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00188-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00188-9)
- HYPOLITO, R.; EZAKI, S. Íons de metais pesados em sistema solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo-SP. **Águas Subterrâneas**. São Paulo, v. 20, n. 1, p. 99-114, 2006.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico de 2008**. 1. ed. Rio de Janeiro, 2010.
- KORF, E. P.; MELO, E. F. R. Q.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo – RS. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 2, n. 2, p. 43-60, 2008.

- MACHADO, M. E.; MENEZES, J. C. S. dos 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**, Joaçaba, v. 1, n. 2, p. 69-82, 2011.
- MARQUES, R. F. de P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais**. 2011. 95f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.
- OLIVEIRA, J. S.; JUCÁ, J. F. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo 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>
- ÖSTMAN, M.; WAHLBERG, O.; AGREN, S.; MARTENSSON, A. Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill. **Waste Management**, v. 26, n.1, p. 29-40, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.012>
- PRADEEP, J.; HWIDONG, K.; TOWNSEND, T. G. Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. **Waste Managemnt**, v. 25, p. 25-35, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2004.08.009>
- SANTOS, A. A. **Qualidade de águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2008. 111p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Instituto de Física, Programa de Pós-graduação em Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008.
- SANTOS, G. O.; RIGOTTO, R. M. Possíveis impactos sobre o ambiente e a saúde humana decorrentes dos lixões inativos de Fortaleza (CE). **Revista Saúde e Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 45-58, 2008.
- SHACKELFORD C. D.; REDMOND, P. L. Solute breakthrough curves for processed kaolin at low-flow rates. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 121, n. 1, p. 17-32, 1995. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1995\)121:1\(17\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1995)121:1(17))
- SISSINO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, n. 12, p. 515-523, 1996.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency. **Method 3501A**: microwave assisted acid digeston of sediment, sludges, soils and oils. Washington, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/SW-846/3501A.pdf> . Acesso em: 2 jun. 2010.
- XIAOLI, C.; SHIMAOKA, T.; XIANYAN, C.; QIANG, G.; YOUCAI, Z. Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: implications in risk assessment and reclamation. **Journal Hazard Materials**, v. 144, n. 1-2, p. 485-491, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.056>
- ZANELLO, S.; MELO, V. de F.; WOWK, G. I. T. H. Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba/PR. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 51-60, 2009.

Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão

doi: 10.4136/ambi-agua.1160

Received: 13 Oct. 2013; Accepted: 10 Dec. 2013

**Anne Relvas Pereira^{1*}; Aldecy de Almeida Santos¹;
Welitom Ttatom Pereira da Silva²; José Cesar Frozzi¹;
Klenna Livia Gomes Peixoto¹**

¹Universidade Federal do Amazonas UFAM- Humaita, AM, Brasil

²Universidade Federal de Mato Grosso UFMT - Cuiaba, MT, Brasil.

*Autor Correspondente: e-mail: annerelvas@gmail.com,
aldecy_allmeida@yahoo.com.br, wttatom@terra.com.br,
jcfrozzi@gmail.com, klenna.star@gmail.com

RESUMO

A destinação inadequada dos resíduos sólidos urbanos em lixões pode gerar vários problemas ambientais, incluindo riscos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado, fato este, que pode acarretar sérias consequências à saúde pública. Nesse contexto, o trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água superficial do rio Juma próximo ao Lixão do Município de Apuí/AM. As análises foram realizadas nas estações seca e chuvosa em dois pontos, um a montante e outro a jusante do lixão. Foram avaliados os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que compõem o Índice de Qualidade de Água (IQA), tais como: coliformes termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, resíduo total, temperatura da água e turbidez. De acordo com os resultados foram observados que todos os parâmetros da água superficial, tanto a montante quanto a jusante, e independente da estação climática, estão dentro dos valores permitidos pela resolução CONAMA n° 357/2005, exceto o pH que apresentou-se fora da faixa, devido as características naturais da bacia hidrográfica. O IQA apresentou boa qualidade, variando de 62% a 66% entre os pontos de coletas, indicando a não influência do lixão.

Palavras-chave: Resíduos sólidos, lixiviado, recursos hídricos.

Evaluation of the superficial water quality in the affected area of a waste dump

ABSTRACT

Improper disposal of solid waste in dumps can create various environmental problems, including risk of contamination of surface and groundwater by leachate, a fact which may have serious consequences for public health. In this context, the objective of this work was to evaluate the superficial water quality of the Juma River near the Apuí/AM dump. Analyses were performed in dry and rainy seasons and at two points, one upstream and one downstream from the dump. The following physical, chemical and biological parameters that comprise the Water Quality Index (Portuguese acronym, IQA) were evaluated: thermotolerant coliforms, Biochemical Oxygen Demand (BOD_{5,20}), total phosphorus, total nitrogen, dissolved oxygen,

pH, total residue, water temperature and turbidity. All of the parameters were within the range permitted by regulation, with the exception of pH, which was out of the minimum permitted value, due to the natural characteristics of the watershed. The IQA showed good quality, varying from 62% to 66% between the collection points, indicating that the dump has no influence on water quality.

Keywords: Solid waste, leached, water resources.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos no Sul do Amazonas foram observados aumentos significativos no crescimento populacional, devido à migração dos colonos da região Sul do Brasil, criação de assentamentos de reforma agrária e construção de estrada que facilitaram o acesso desta população a área amazônica. Este crescimento associado com a mudança nos padrões de consumo e os avanços tecnológicos têm provocado aumento da geração, alterações na composição e disposição inadequadas dos resíduos sólidos em lixões.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2008), 50,8% dos resíduos sólidos produzidos no Brasil são destinados em lixões, 22,5% em aterros controlados e 27,7% aterros em aterros sanitários. Estes dados evidenciam o perigo que os recursos naturais, em especial às águas subterrâneas, estão submetidos.

O lixiviado (líquido percolado) forma-se em consequência dos processos químicos, físicos e biológicos ao qual o resíduo é submetido, com carga potencialmente poluidora que pode gerar grande impacto ao meio ambiente (Santos, 2008).

Nóbrega et al. (2008) afirmam que os lixões podem causar a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas pelo escoamento superficial ou percolação de lixiviados.

A necessidade de sintetizar informações sobre vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água visando informar a população e orientar as ações de planejamento e gestão da qualidade da água surge o uso de Índices de Qualidade da Água (IQA) (ANA, 2009). Uma das técnicas mais utilizadas para determinar o IQA foi desenvolvida pela *National Sanitation Foundation Institution* e usada em países como EUA, Brasil, Inglaterra (Oliveira, 1993; Orea, 1998).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água superficial do Rio Juma próximo ao Lixão do Município de Apuí/AM. A fim de produzir informações essenciais para designar estratégias de monitoramento, adequação e preservação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo está situada na região do município de Apuí, localizado no sudeste do Amazonas, norte do Brasil. O clima na região é quente e úmido com estação seca pouco pronunciada, do tipo “Amazonas” da classificação de Köppen. A temperatura média anual varia entre 25 e 27°C, sendo que a umidade relativa do ar fica estabelecida em 85%, com precipitações acima de 2.200 mm/ano. O período mais chuvoso na região de Apuí corresponde ao trimestre janeiro a março e cuja época menos chuvosa (período mais seco) de junho a agosto (Brasil, 1978).

O local onde ocorre a disposição dos resíduos sólidos urbanos está localizado à margem da BR - 230, distante aproximadamente 4 km do centro urbano e a 295 metros do Rio Juma, conhecida como Lixão (S 07°12'50.1" e W 059°54'54.8").

As amostras de água para caracterizar a qualidade da água do Rio Juma, foram coletadas a montante e a jusante do Lixão do Apuí-AM (Figura 1).

As águas superficiais coletadas na área de influência do “Lixão” são provenientes do Rio Juma nas épocas seca e chuvosa. As amostras de água foram coletadas no mês de junho de 2010 e abril de 2011. O ponto de coleta P1 (S 07°12'42.2” e W 059°55'18.1”) foi situado a montante da área do lixão próximo à ponte na BR – 230. O ponto P2 (S 07°11'14.6” e W 059°54'29.9”) foi situado a jusante próximo ao Balneário da Cachoeira. As amostras de águas superficiais foram coletadas conforme as orientações descritas na NBR 9.898/87 (ABNT, 1987) e conservadas em temperatura de 4°C.

Figura 1. Localização da área de estudo.

Fonte: Adaptado Biblioteca Virtual (<<http://www.bv.am.gov.br/portal/conteudo/municipios/apui.php>> 2013).

As análises foram realizadas no laboratório de saneamento da Universidade Federal do Amazonas – UFAM e no laboratório da Analítica em Porto Velho/RO. Nas amostras de água foram realizadas as seguintes determinações: temperatura, turbidez, pH, oxigênio dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), nitrato, fosforo total, sólido total, óleo e graxa, cloreto, sulfato e coliformes termotolerante. Os métodos empregados foram baseados no *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

2.2. Índice de Qualidade da Água

A determinação do Índice de Qualidade da Água (IQA) foi realizado tendo como base oxigênio dissolvido, coliformes termotolerante, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, nitrogênio total, fosfato total, temperatura, turbidez e sólido total. Para cada parâmetro foram traçadas curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações (CETESB, 2004).

O cálculo do IQA foi realizado pelo produtório ponderado dos parâmetros de qualidade de água, conforme a fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

em que:

IQA - índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i - qualidade do parâmetro i obtido através da curva média específica de qualidade;

w_i - peso entre 0 e 1, correspondente a i -ésima variável.

A partir do cálculo será determinada a qualidade da água, tendo como base a classificação apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do IQA.

Faixa	Classificação CETESB
80 – 100	Ótima
52 – 79	Boa
37 – 51	Aceitável
20 – 36	Imprópria para tratamento convencional
0 – 19	Imprópria

Fonte: CETESB (2004).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos da água do Rio Juma foram comparados com os índices estabelecidos pela Resolução CONAMA N°357/2005, conforme a Tabela 2, sendo o Rio Juma classificado como rio de águas doces de classe II devido ao uso de sua água poder ser destinado ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à aquicultura e atividade de pesca.

Todos os parâmetros estão de acordo com a resolução N° 357/2005, exceto os valores do pH. Na estação seca mostraram-se inferiores ao valor permitido e na estação chuvosa ficou no limite mínimo. Com isso não houve diferença significativa durante as estações.

Brito e colaboradores (2010) avaliaram que os rios da Amazônia Central são caracterizados por baixos valores de pH (Negro = 4,5 a 5,8; Urucu = 5,1 a 7,0). Fato este justificado pelas características das águas superficiais amazônicas, por apresentar o pH ligeiramente ácido, não causam danos ao ambiente aquático. Indicando a não influência antrópica.

A temperatura mostrou-se adequada, o qual é um fator que influencia em vários processos que ocorrem nos corpos d'água, como a cinética das reações químicas, atividade microbológica e características físicas do meio (Pereira, 2004).

O oxigênio dissolvido se elevou indicando uma sensível melhora desse parâmetro, assim, percebe-se a correlação, principalmente com o volume de chuvas, entre as duas coletas. De acordo com Silvino (2008) essa elevação nos níveis de oxigênio dissolvido pode ser decorrente do aumento da vazão no período chuvoso.

Conforme Silva et al. (2008) a precipitação parece ser o principal agente influenciador da qualidade da água do Rio Purus, uma vez que foi observado que as principais variáveis monitoradas, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais e pH, se correlacionaram significativamente com o regime de chuvas do local.

Tabela 2. Resultados das análises da água do Rio Juma.

Parâmetro	CONAMA nº 357/2005 Art. 15 V.M.P*	P1	P2	P1	P2
		Montante Estação seca	Jusante Estação seca	Montante Estação chuvosa	Jusante Estação chuvosa
Temperatura (°C)	40	26,8	27,0	26,0	26,2
Cloreto total (mg L ⁻¹)	250	2,1	3,7	5,0	5,0
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	5	1,82	3,10	2,00	3,90
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	0,025	0,013	0,022	0,015	0,016
Nitrato (mg L ⁻¹)	10	1,4	2,1	1,5	1,6
Óleo e graxa (mg L ⁻¹)	Virtualmente ausente	0,03	0,06	0,02	0,02
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	>5	6,17	6,03	6,50	6,60
pH	6 a 9	5,98	5,83	6,00	6,10
Turbidez (UNT)	100	07	09	13	10
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	500	12	15	18	22
Sulfato Total (mg L ⁻¹)	250	6,00	8,00	7,00	7,50
Coliformes termotolerantes UFC/100 mL	1000	550	700	630	740

*Valor Máximo Permitido de acordo com a Resolução Nº 357/2005. P1 – Montante, próximo a ponte do Rio Juma. P2 – Jusante, próximo ao balneário da cachoeira do Rio Juma.

Os coliformes termotolerantes, fósforo e a DBO₅ indicaram aumento na estação chuvosa. Estes parâmetros na jusante indicaram valores maiores, provavelmente, devido ao arraste de matéria orgânica natural da bacia.

Conforme Oliveira et al. (2010), o íon nitrato é um dos nutrientes limitantes da vida aquática, podendo indicar a possibilidade de eutrofização do corpo hídrico, proliferação excessiva de algas ou vegetação aquática, cuja decomposição leva ao aumento da demanda bioquímica de oxigênio e à consequente deterioração da qualidade do corpo d'água. Este parâmetro apresentou-se dentro dos limites permitidos indicando boa caracterização da água.

Foram encontrados valores baixos de cloreto e sulfato, em média 3,9 e 7,1, respectivamente. Em águas naturais a presença dos íons cloreto e sulfato, é devido à dissolução de minerais.

A turbidez esteve dentro do limite preconizado pela resolução vigente, com 7 na estação seca e 13 na chuvosa. Silvino (2008) afirmou que as elevações de turbidez podem ser decorrentes do arraste de sólidos da área de drenagem e das margens, assim como desprendimento de lodo de fundo muito presente nos referidos córregos, em períodos chuvosos.

Foi constatado que o parâmetro sólido total está de acordo com a Resolução 357/2005 e de acordo com Art (2001), este representa a medida da quantidade total de substâncias

dissolvidas contidas em água ou efluente, incluindo matéria orgânica, minerais e outras substancias inorgânicas.

De acordo com os resultados, verificou-se que o parâmetro óleo e graxa apresentou-se muito inferior ao encontrado por Peixoto (2011), considerando assim virtualmente ausente de acordo com a Resolução.

Os valores obtidos do IQA estão expostos na Tabela 3. De acordo com os valores estabelecidos pela CETESB, o Rio Juma está com boa qualidade.

Tabela 3. Valores do IQA encontrado nos diversos pontos

Amostras	IQA	Classificação
P1 Estação seca - Montante	66	Boa
P2 Estação seca - Jusante	62	Boa
P1 Estação chuvosa – Montante	65	Boa
P2 Estação chuvosa - Jusante	64	Boa

No presente estudo, os valores de IQA não diferiram entre as estações, porém na jusante apresentou-se inferior, como já esperado de acordo com a avaliação dos parâmetros. Fato este que não deve ser considerado, pois foi uma diferença muito pequena. Pode-se dizer que não há influencia antrópica em sua qualidade.

Caso semelhante foi encontrado Brito et al. (2010) que em um estudo trimestral avaliou a qualidade da água de rios da Amazônia Central, tanto o IQA quanto o IET (Índice de Estado Trófico) indicaram que os rios estudados são pouco impactados por ação antrópica. Provavelmente, as condições mais críticas na qualidade das águas desses rios ("aceitável/regular") estejam mais relacionadas com certas características naturais desses corpos de água.

Enquanto no estudo feito por Peixoto (2011) que avaliou a qualidade da água do rio Beem, seus resultados de IQA no período de cheia nos quatro pontos mostraram-se ótimo com o valor de 90% e na vazante boa com 75%. Esta mudança ocorreu devido a baixa vazão do rio fazendo com que ocorra uma menor diluição do lançamento de esgoto “in natura” ou dejetos animais. Caso distinto a água superficial estudada, porém importante de ser ressaltado para indicar que se o rio Juma estivesse com influencia antrópica teria apresentado uma variação em sua qualidade significativa.

Santos et al. (2006) concluíram que o aterro sanitário e os esgotos domésticos afetam consideravelmente a composição das águas da bacia do Tarumã, modificando todas as suas características quando comparadas com águas naturais da região.

4. CONCLUSÃO

Verificou-se que não há influência do lixiviado do lixão nas características física, química e microbiológica na água do rio Juma.

A água do rio Juma apresentou boa qualidade de acordo com o IQA, indicando a não influência do lixiviado do lixão na sua qualidade.

Somente o pH da água superficial estudada apresentou-se fora da faixa do valor mínimo permitido pela Resolução Conama Nº 357, devido às características naturais da bacia hidrográfica Amazônica.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e ao Amazonino Lemos de Castro pela confecção da imagem de localização.

6. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898** – preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (Brasil). **Portal da qualidade das águas**. 2009. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/introdu%C3%A7%C3%A3o.aspx>>. Acesso em: 25 set. 2012.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for water and wastewater analysis**. Washington, 1995.
- ART, H. W. (Ed.). **Dicionário de ecologia e ciências ambientais**. 2. ed. São Paulo: UNESP/Melhoramentos, 2001. 584 p.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto Radambrasil, folha SB. 20, Purus**. Rio de Janeiro, 1978. 561 p.
- BRITO, J. G.; SOUSA, A. K. F.; MERA, P. A. S.; ALVES, L. F. Avaliação da qualidade da água de rios da Amazônia Central. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 62., 2010, Natal. Rio de Janeiro: SBPC, 2010.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. São Paulo, 2004. 264 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 2009. 412p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE PESQUISA E ESTATÍSTICA. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de população e Indicadores Sociais. **Pesquisa nacional de saneamento básico** - PNSB. Rio de Janeiro, 2008.
- NÓBREGA, C. C.; SOUZA, I. M. F.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; GADELHA, C. L. M. Impacto de um lixão desativado na qualidade das águas subterrâneas locais. In: SIMPÓSIO IBEROAMERICANO DE INGENIERÍA DE RESÍDUOS, 1., 2008, Castellón. **Artigos...** Disponível em: <http://www.redisa.uji.es/artSim2008/riesgo/A3.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2003.
- OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semi-árido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Salitre. **Química Nova**, v. 33, p. 1059-1066, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000500010>

-
- OLIVEIRA, S. (Coord.) **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo – 1993**. São Paulo: CETESB, 1994. 50p. (Série Relatórios).
- OREA, D. G. **Evaluación de impacto ambiental**. Madrid: Editorial Agrícola Española, 1998. 260p.
- PEIXOTO, K. L. G. **Avaliação da qualidade e quantidade da água do Rio Beem no município de Humaitá - AM**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas, Humaitá, 2011.
- PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, 2004.
- SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Física, Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008.
- SANTOS, I. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S. R.; MIRANDA, S. A. F. Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos superficiais do Rio Tarumã e afluentes – AM. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 229-236, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200013>
- SILVA, A. E P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazônica**, v. 38, p. 733-742, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>
- SILVINO, A. N. O. **Avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá – MT**. 2008. 173f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

doi: 10.4136/ambi-agua.1192

Received: 19 Sep. 2013; Accepted: 22 Nov. 2013

Marlyete Chagas de Araújo; Maria Betânia Melo de Oliveira*

Universidade Federal de Pernambuco – Recife, PE, Brasil

Departamento de Bioquímica

*Autor correspondente: e-mail: maria.bmoliveira@ufpe.br,
marlyete.chagas@hotmail.com

RESUMO

O riacho Cavouco é um afluente do principal rio de Pernambuco, o rio Capibaribe, e tem sua nascente no *Campus* da Universidade Federal de Pernambuco - UFPE. No trecho que percorre dentro da universidade, recebe um aporte de carga poluidora de resíduos químicos, doméstico e hospitalar. O objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade da água deste riacho e despertar a comunidade acadêmica para esse tema. Para tanto, foram realizadas coletas de água em dois períodos distintos (estiagem e chuvoso) em cinco pontos estratégicos do *Campus*. As amostras foram encaminhadas para Estação de Tratamento de Água e para o Laboratório de Análises Minerais, Solos e Água da UFPE onde dezesseis parâmetros físico-químicos foram analisados (temperatura, turbidez, condutividade, sólidos totais dissolvido, pH, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, ferro, manganês, cádmio, chumbo, cobre, cromo, zinco), segundo a metodologia da 21^a *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Os resultados mostram que as águas do riacho Cavouco apresentam uma carga de poluição significativa, sendo os pontos P2 e P5 os mais impactados. Adicionalmente, os resultados do Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática indicou que atualmente o riacho apresenta uma baixa capacidade para manutenção da vida aquática.

Palavras-chave: ecossistema aquático, resíduo, meio ambiente.

Monitoring of water quality of a stream at the Federal University of Pernambuco, Brazil

ABSTRACT

The Cavouco stream is an affluent of Pernambuco's main river, the Capibaribe, and has its source on the campus of the Federal University of Pernambuco (UFPE). The stretch of the river that runs within the university receives an influx of pollution in the form of chemicals, and household and hospital waste. In light of this situation, and hoping to mitigate it, the aim of this study was to analyze the water quality of this stream and to raise the academic community's awareness regarding this issue. To this end, stream water samples were collected in two different periods (dry and rainy) at five strategic points on campus. The water samples were sent to the Water Treatment Plant and to the Laboratory for Analysis of Mineral, Soil and Water of the UFPE where 16 physicochemical parameters were analyzed (temperature, turbidity, conductivity, total dissolved solids, pH, dissolved oxygen, ammonia,

nitrite, nitrate, iron, manganese, cadmium, lead, copper, chromium, zinc) according to the methodology of 21st Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. The results show that the water of the Cavouco stream has a high load of pollution, with the points P2 and P5 being the most impacted. Additionally, the results of the Index of Water Quality for the Protection of Aquatic Life indicated that currently the stream has a low capacity for maintenance of aquatic life.

Keywords: aquatic ecosystem; waste; environment.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos do lançamento de grandes quantidades de efluentes sem tratamento adequado e/ou com intensidade, concentração e características discordantes dos padrões estabelecidos em legislação (Frinhani e Carvalho, 2010). Como consequência, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água, perda de biodiversidade aquática, além de desequilíbrios à fauna, à flora e aos ciclos biogeoquímicos (Bem, 2009). O comprometimento da integridade dos ecossistemas é a principal consequência dessa ação. Este comprometimento ocorre tanto por fontes pontuais quanto por fontes difusas, sendo esta última, tipicamente de difícil controle e monitoramento (Costa et al., 2008).

Rios e riachos são os ecossistemas de água doce que mais têm sido influenciados pela poluição ambiental ocasionada, principalmente pelo descarte inadequado de efluentes. Vários autores vêm alertando para os sérios riscos e consequências da contaminação desses ecossistemas. Algumas pesquisas abordam os impactos sobre a fauna aquática, enquanto outros avaliam a carga poluidora e determinam as concentrações letais e subletais de diferentes substâncias, bem como suas alterações na dinâmica das cadeias alimentares aquáticas (Penatti e Guimarães, 2011). Há, ainda, pesquisas que estabelecem modelos capazes de identificar variáveis naturais e antropogênicas relacionadas com as concentrações de contaminantes e poluentes em bacias hidrográficas (Padovesi-Fonseca et al., 2010).

O Brasil possui legislações específicas referentes à qualidade da água. Uma delas é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357 de 2005 que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, estabelecendo limites individuais a cada substância a ser analisada. Esta Resolução estabelece que corpos hídricos classe dois, caso do riacho analisado neste trabalho, devem manter como uma de suas funções ecológicas o equilíbrio das comunidades aquáticas e em seu artigo 34, parágrafo primeiro, postula que “O efluente não deverá possuir potencial efeito tóxico aos organismos aquáticos no corpo receptor...”. A vigência dessa resolução, possibilita o monitoramento da qualidade das águas e controle de fontes emissoras de poluentes.

O riacho Cavouco, teoricamente, apresenta os efeitos cumulativos dos poluentes lançados ao longo do seu curso. Localiza-se nas coordenadas 8°2'52.05" latitude Sul e 34°57'10.33" longitude Oeste, tendo sua nascente na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). No trecho que percorre dentro da universidade, recebe um aporte de carga poluidora de resíduos químicos provenientes dos laboratórios de ensino e pesquisa, resíduo hospitalar, além de despejo doméstico oriundos da população circunvizinha ao *Campus*. Em decorrência desta carga poluidora este trabalho objetivou avaliar a qualidade da água desse riacho em termos de manutenção da vida aquática e o possível impacto ambiental causado pelo descarte inadequado de efluentes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para verificar a qualidade das águas do riacho Cavouco, foram coletadas amostras de água em cinco pontos de monitoramento dentro do *Campus* da UFPE: Nascente (P1), Ponte do Centro de Tecnologia e Geociências – CTG (P2), Ponte da Biblioteca Central – BC (P3), Ponte do Laboratório de Imunopatologia Keizo Asami – LIKA (P4) e Ponte do Hospital das Clínicas - HC (P5), (Figura 1). A coleta dos dados ocorreu em dois períodos distintos, especificamente em Dezembro de 2012 e Junho de 2013, correspondendo aos períodos de estiagem e chuvoso respectivamente.

Figura 1. *Campus* da UFPE mostrando os pontos de monitoramento do trecho estudado do riacho Cavouco.

Fonte: Google Earth, dados cartográficos 2013.

A coleta da água foi realizada em uma profundidade média de aproximadamente 10 cm da superfície do espelho d' água. Após a coleta as amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno tereftalato (PET- 2L) e encaminhadas de imediato para a Estação de Tratamento de Água (ETA) e para o Laboratório de Análises Minerais, Solos e Água (LAMSA) da UFPE. Depois do transporte, o material ficou acondicionado em ambiente refrigerado a 4°C até a realização das análises.

A determinação analítica de dezesseis parâmetros físico-químicos (temperatura, turbidez, condutividade, sólidos totais dissolvido, pH, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, ferro, manganês, cádmio, chumbo, cobre, cromo, zinco) foi executada segundo a metodologia da 21ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005). Os metais foram determinados mediante espectrofotometria de absorção atômica (aparelho CG AA 7000) e o oxigênio dissolvido por meio de um medidor multiparâmetro para a qualidade da água (aparelho HI 9828 HANNA). Após as análises foi feito um estudo comparativo, correlacionando os resultados laboratoriais obtidos aos limites máximos estabelecidos para os corpos hídricos classe II pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, nº 357 de 17 de Março de 2005.

Adicionalmente, foi aplicado ao riacho o Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática, descrito por Silva e Jardim (2006). O índice foi determinado pela equação:

$$IQA_{pva} = \text{Min} (Amônia_n, OD_n)$$

em que:

IQA_{pva} é o índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática;

$Amônia_n$ é a concentração normalizada da amônia total e

OD_n é a concentração normalizada do oxigênio dissolvido.

O processo de normalização consiste em relacionar os valores das concentrações das variáveis ambientais da equação em uma escala de 0 a 100, com o valor 100 representando a melhor qualidade ambiental (Tabela 1). A Equação estabelece que o valor numérico do IQA_{PVA} é o menor valor normalizado das variáveis ambientais amônia total e oxigênio dissolvido.

Tomando como exemplo os valores das concentrações da amônia total e do oxigênio dissolvido no ponto P1, 0,45 mg L⁻¹ e 7,0 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 3), é possível correlacioná-los com as faixas das curvas de normalização mostradas na Tabela 1. A variável amônia total, com sua concentração de 0,45 mg L⁻¹, recebe um valor de normalização de 40. O oxigênio dissolvido, por sua vez, na concentração de 7,0 mg L⁻¹, recebe um valor de normalização de 70. Esses valores são obtidos com o uso das curvas de Coneza, citadas por Pesce e Wunderlin (2000). Ainda na Tabela 1, de posse dos valores normalizados da amônia total e oxigênio dissolvido foi feita uma relação desses valores com os estados da qualidade da água (ótima, boa, regular, ruim e péssima). Para se efetuar esta correlação foram utilizadas as faixas de qualidade da CETESB que se dividem em ótima para 79 < IQAPVA < 100, boa para 51 < IQAPVA ≤ 79, regular para 36 < IQAPVA ≤ 51, ruim para 19 < IQAPVA ≤ 36 e péssima para IQA ≤ 19. O objetivo desse índice é evitar o efeito eclipse pelo uso do operador mínimo, ou seja, a variável ambiental mais degradada em termos de proteção da vida aquática.

Tabela 1. Curva de Normalização para amônia e oxigênio dissolvido, com os respectivos valores de normalização e estado da qualidade.

Estados da qualidade	Ótima			Boa		Regular		Ruim		Péssima	
Fator de Normalização	100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
Amônia (mg L ⁻¹)	<0,01	<0,05	<0,10	<0,20	<0,30	<0,40	<0,50	<0,75	<1,0	≤1,25	>1,25
OD (mg L ⁻¹)	≥7,5	>7,0	>6,5	>6,0	>5,0	>4,0	>3,5	>3,0	>2,0	≥1,0	<1,0

Fonte: Silva e Jardim (2006).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Indicadores Físicos (Temperatura, turbidez, condutividade, STD).

A temperatura influencia em algumas propriedades da água (densidade, viscosidade, concentração de gases dissolvidos) e tem efeito direto sobre a taxa ou cinética das reações químicas, nas estruturas proteicas e funções enzimáticas dos organismos (Von Sperling, 2005). Desta forma, o recomendável pela resolução CONAMA 357/2005 é que a temperatura em ambiente aquático seja inferior a 40°C. Em ambos os períodos de monitoramento a temperatura nos cinco pontos esteve na faixa de 20° a 30°C considerada, portanto, adequada para este ambiente (Figura 2A).

Quanto à turbidez, as análises nos dois períodos, demonstraram que os níveis de turbidez nos cinco pontos estudados estavam de acordo com os limites estabelecidos por lei, abaixo de 100 Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU), ver Figura 2B. Em corpos d'água a turbidez confere uma aparência turva e pode reduzir a penetração da luz, prejudicando, assim, a fotossíntese.

Figura 2. Temperatura (A) e Turbidez (B) observadas nos cinco pontos de monitoramento do riacho Cavouco. Análise em Dezembro de 2012 e Junho de 2013.

Condutividade está diretamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água. Em legislação nacional não há padrões para condutividade em corpos d'água, mas em geral níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. Geralmente em corpos d'água que recebem efluentes a condutividade pode atingir 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Libânio, 2005). No presente estudo foi observado que no período de estiagem, os pontos P2, P3, P4 e P5 ultrapassaram este valor, indicando que nesse período esses pontos receberam grande quantidade de efluentes contendo substâncias químicas, que por sua vez são capazes de elevar a condutividade do sistema. Ademais, embora o ponto P1 não tenha atingido o valor de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ultrapassou 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando que esse ponto também está impactado (Figura 3A). No que se refere ao período chuvoso, observou-se que todos os pontos de monitoramento apresentaram uma redução significativa da condutividade em relação ao período anterior. Este resultado pode ser atribuído a grande quantidade de chuva nesse período, que pode ter contribuído para diluir as substâncias químicas.

Em relação aos Sólidos Totais Dissolvidos (STD) os resultados das análises constatarem que os valores relativos a STD, no período de estiagem, com exceção de P1 (Nascente) encontravam-se fora dos padrões permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 que é de 500 mg L^{-1} (Figura 3B). De igual maneira ao observado para a condutividade, este resultado pode ser atribuído a grande quantidade de substâncias químicas presentes no riacho. Por outro lado, no período chuvoso todos os pontos de monitoramento apresentaram valores de STD dentro dos padrões permitidos. Resultado também atribuído à elevada quantidade de chuva do período. Vale ressaltar que a diluição de substâncias químicas em corpos d'água devido à chuva é um processo hidrodinâmico que acontece com todos os íons presentes na água.

Figura 3. Condutividade (A) e Sólidos Totais Dissolvidos (B) nos cinco pontos estudados do riacho Cavouco. Análise em Dezembro de 2012 e Junho de 2013.

3.2. Indicadores Químicos (pH, OD, amônia, nitrito, nitrato e metais pesados)

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, uma vez que valores de pH afastados da neutralidade pode afetar o equilíbrio e a taxa das reações químicas. Desta forma, a vida aquática depende do pH, sendo recomendável pH na faixa de 6 a 9 (Brasil, 2005). Os resultados de pH encontrados em ambos os períodos de monitoramento foram satisfatórios, uma vez que estão dentro dos limites estabelecidos (Figura 4A).

Oxigênio dissolvido é indispensável aos organismos aeróbios e sua ausência pode afetar significativamente a biota aquática. O limite mínimo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 é de 5 mg L^{-1} . Em ambos os períodos monitorados, apenas o ponto P1 esteve de acordo com a legislação, apresentando a quantidade mínima de oxigênio dissolvido necessário para manutenção da vida aquática. Os demais pontos apresentaram valores abaixo do limite mínimo estabelecido (Figura 4B). A redução de oxigênio em corpos d'água pode ser consequência do despejo de resíduos orgânicos que são decompostos por microorganismos que utilizam oxigênio para a respiração.

Figura 4. pH e Oxigênio Dissolvido em cinco pontos de monitoramento do riacho Cavouco. Análise em Dezembro de 2012 e Junho de 2013.

Todo tipo de matéria orgânica nos rios e riachos (resto de plantas, peixes mortos, esgoto doméstico) transforma-se em amônia que é altamente tóxica para a fauna aquática, no entanto, a atividade bacteriana pode transformar a amônia em nitrato, substância menos tóxica. Este processo implica no consumo de oxigênio dissolvido do meio, o que pode afetar a vida aquática (Pereira, 2010). Os resultados deste trabalho demonstraram que no período de estiagem, os níveis de amônia estavam inadequados apenas no ponto 5, ultrapassando o limite estabelecido de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 5A). Este resultado pode indicar que no período analisado o volume de matéria orgânica lançada nesse ponto era maior do que o que poderia ser transformado pelo processo de nitrificação, isto é, a conversão da amônia em nitrito e nitrato não estava ocorrendo. No período chuvoso foi verificado valores de amônia abaixo do limite estabelecido em todos os pontos.

O nitrito geralmente é a forma química de nitrogênio menos encontrada na água, isso se deve ao fato de que ele é instável na presença de oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. Os resultados do período de estiagem indicaram altos níveis de nitrito na maioria dos pontos, acima do limite permitido de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Este resultado deve-se ao fato de que a concentração de oxigênio nesses pontos se encontra reduzida. No período chuvoso, apenas o ponto P4, ultrapassou este limite (Figura 5B).

Quanto ao nitrato, os resultados demonstram que nos cinco pontos, em ambos os períodos estudados, os níveis de nitrato foram inferiores ao recomendado (10 mg L^{-1}) (Figura 5C). Pereira (2010) explica que, embora a Resolução CONAMA 357 de 2005 estabeleça que o limite máximo deste parâmetro seja de 10 mg L^{-1} , a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) considera que valores acima de 3 mg L^{-1} são indicativos de poluição antrópica.

Avaliando os resultados de amônia, nitrito e nitrato em ambos os períodos é possível concluir que o processo de nitrificação está ocorrendo de forma muito lenta, ou seja, a amônia está sendo transformada em nitrito, mas a conversão do nitrito em nitrato não está ocorrendo. Esse dado deve-se provavelmente, a elevada quantidade de matéria orgânica presente no riacho, que pode ser atribuída ao despejo de esgotos domésticos proveniente da população circunvizinha ao *Campus* da UFPE.

Figura 5. Concentração de amônia, nitrito e nitrato em cinco pontos de monitoramento do riacho Cavouco. Análise em Dezembro de 2012 e Junho de 2013.

Dentre as várias formas de contaminação do meio ambiente, a contaminação da água por metais pesados tem sido uma das formas que tem trazido mais preocupações aos pesquisadores e órgãos governamentais envolvidos no controle de poluição, principalmente devido ao seu alto potencial de toxicidade tanto para os organismos aquáticos quanto para o homem (Belo et al., 2010). Nos organismos aquáticos os efeitos tóxicos podem se manifestar em diferentes níveis de organização, desde estruturas celulares até indivíduos, populações e

comunidades. Esses compostos tóxicos podem ser retidos nos organismos e provocar efeitos deletérios quando níveis elevados são atingidos resultantes de um processo chamado biomagnificação (Costa et al., 2008). Neste estudo, no período de estiagem os únicos metais detectados foram o Manganês, constatado nos pontos (P2, P4 e P5), estando dentro do limite estabelecido ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) e o Ferro constatado em todos os pontos com valores abaixo do limite de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, exceto o Ponto P1 (Tabela 2). Segundo Moruzzi e Reali (2012) teores elevados de ferro e manganês são encontrados normalmente em água com elevada concentração de matéria orgânica, nas quais estes elementos encontram-se ligados ou combinados com a matéria orgânica, frequentemente em estado coloidal. No período chuvoso, novamente foi encontrado ferro em todos os pontos, porém, com concentração acima do limite permitido, com exceção do Ponto P4, e manganês nos pontos P3, P4 e P5, com valores acima do limite permitido de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 2). Além do ferro e manganês, foram evidenciados, também no período chuvoso, os metais Cádmio em P2 e Chumbo em P1. Esses metais encontravam-se acima dos limites permitidos de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente (Tabela 2). Além do ferro e manganês, foram evidenciados também os metais Cádmio em P2 e Chumbo em P1. Esses metais encontravam-se acima dos limites permitidos de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente (Tabela 2). O Cádmio e o Chumbo é padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais. Aos peixes, as doses letais desses elementos, no geral., variam de $0,1$ a $0,4 \text{ mg L}^{-1}$, embora, em condições experimentais, alguns resistam até 10 mg L^{-1} . (CETESB, 2008). Além destes, foram encontrados Cromo em P4 e Zinco em P5, ambos dentro dos seus respectivos limites de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ e 5 mg L^{-1} (Tabela 2). Esta heterogeneidade de metais pode ser atribuída as diferentes atividades que são realizadas nos principais centros geradores de resíduos do *Campus*.

Tabela 2. Concentração metais em cinco pontos de monitoramento do riacho Cavouco. Análise em Dezembro de 2012 e Junho de 2013.

Parâmetros Analisados	1ª Coleta (Dez/2012)					2ª Coleta (Jun/2013)				
Metais	P1	P2	P3	P4	P5	P1	P2	P3	P4	P5
Ferro (mg L^{-1} em Fe)	1,32	0,26	0,28	0,22	0,25	0,97	0,58	0,41	0,27	0,68
Manganês (mg L^{-1} em Mn)	ND	0,06	ND	0,02	0,12	ND	ND	0,19	0,22	0,15
Cádmio (mg L^{-1} em Cd)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,09	ND	ND	ND
Chumbo (mg L^{-1} em Pb)	ND	ND	ND	ND	ND	0,12	ND	ND	ND	ND
Cobre (mg L^{-1} em Cu)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo (mg L^{-1} em Cr)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,01	ND
Zinco (mg L^{-1} em Zn)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,02

Nota: ND (Não detectável) por Espectrofotometria de Absorção Atômica (aparelho CG AA 7000).

3.3. Índice de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática - IQA_{PVA}

O índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática apresentou um comportamento similar nos dois períodos (estiagem e chuvoso), variando a qualidade de “regular” a “péssima”. Em ambos os períodos monitorados, o IQA_{PVA} indicou a maior degradação da qualidade da água nos pontos P2, P3, P4 e P5 (Tabelas 3 e 4). De acordo com Silva e Jardim (2006), a degradação da qualidade da água mostrada pelo IQA_{PVA} tem sua justificativa na ausência do efeito eclipse, que resulta do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, produzindo uma atenuação do impacto negativo de uma das variáveis ante o comportamento estável das demais. Esse evento pode permitir uma

resposta mais sensível ao índice devido a forte presença de efluente rico, principalmente, em matéria orgânica. No presente estudo, observou-se que apenas o Ponto P1 (nascente) manteve o estado regular em ambos os períodos avaliados, o que indica que este ponto sofreu pouca influência antrópica. Esse resultado é devido a uma adequada oxigenação nesse ponto, associado à baixa concentração de nitrogênio amoniacal. Conclui-se, portanto, que o índice proposto, IQ_{APVA} , foi eficiente para revelar a qualidade das águas do riacho Cavouco.

Tabela 3. Índice da qualidade da água para proteção da vida aquática - IQ_{APVA} aplicado ao riacho Cavouco em Dezembro de 2012.

Parâmetros Analisados	P1	P2	P3	P4	P5
Amônia (mg L ⁻¹)	0,45	1,31	1,50	1,23	1,66
Amônian	40	0	0	10	0
OD (mg L ⁻¹)	7,0	1,05	8,22	3,80	1,76
ODn	70	10	100	40	10
Operador Mínimo	40	0	0	10	0
IQ_{APVA}	Regular	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima

Tabela 4. Índice da qualidade da água para proteção da vida aquática - IQ_{APVA} aplicado ao riacho Cavouco em Junho de 2013.

Parâmetros Analisados	P1	P2	P3	P4	P5
Amônia (mg L ⁻¹)	0,47	0,42	0,80	1,55	0,87
Amônian	40	40	20	0	20
OD (mg L ⁻¹)	5,16	2,88	2,05	1,34	2,63
ODn	60	20	20	10	20
Operador Mínimo	40	20	20	0	20
IQ_{APVA}	Regular	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim

4. CONCLUSÃO

O Riacho Cavouco apresentou uma carga de poluição significativa em todo o trecho estudado. De acordo com os dados obtidos, os pontos P2 e P5 foram os mais impactados. Embora não haja evidências de contaminações elevadas por metais pesados nesse riacho, a literatura demonstra que há risco dos metais, mesmo que em concentrações subletais, afetarem os ecossistemas aquáticos. Com base na avaliação da qualidade da água e da concentração de íons aplicado a este corpo hídrico, recomenda-se que seja implantado um Programa de Gerenciamento de Resíduos na Universidade Federal de Pernambuco que busque proporcionar, de forma eficiente, o manejo e descarte adequado dos resíduos químicos gerados, principalmente, em atividades laboratoriais. Ademais, conclui-se que os resultados desse trabalho podem vir a contribuir para o subsídio de ações gerenciais, colaborando na

construção de um sistema de suporte à tomada de decisão sobre o controle da poluição neste ambiente. Essa foi a primeira “macroradiografia” dos aspectos físico-químicos do riacho Cavouco, e não foram, evidentemente, suficientes para esgotar as necessidades de conhecimento desse ecossistema.

5. AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem à Estação de Tratamento de Água (ETA) e ao Laboratório Análises Minerais, Solos e Água (LAMSA), ambos vinculados à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife-PE, pela realização das análises físico-químicas da água, bem como ao Laboratório de Avaliação, Recuperação e Restauração de Ecossistemas (Arre Água) da UFPE por ceder o equipamento multiparâmetro para análise do Oxigênio Dissolvido (OD). Agradecem ainda à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da bolsa de Iniciação Científica e à Pró-reitoria de Pesquisa da UFPE (PROPESQ) pelo apoio financeiro.

6. REFERÊNCIAS

- BELO, A.; QUINÁIA, S. P.; PLETSCHE, A. L. Avaliação da contaminação de metais em sedimentos superficiais das praias do lago de Itaipu. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 613-617, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000300024>
- BEM, C. C. **Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: estudo de caso do lago barigui**. Dissertação (Pós- graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 357/2005, Enquadramento de Corpos Hídricos Superficiais no Brasil. **Diário Oficial [da] União**, n. 53, de 17 de março de 2005, Seção 1, p. 58-63.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO - CETESB. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem**. São Paulo, 2008. 41 p.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>
- FRINHANI, E. M. D.; CARVALHO, E. F. Monitoramento da qualidade das águas do Rio do Tigre, Joaçaba, SC. **Unoesc & Ciência – ACET**, Joaçaba, v. 1, n. 1, p. 49-58, jan./jun. 2010.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005 p. 1- 98.
- MORUZZI, R.B.; REALI, M.A.P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43 2012. ISSN 2176-7270
- PADOVESI-FONSECA, C.; CORRÊA, A. C. G.; LEITE, G. F. M.; JOVELI, J. C.; COSTA, L. S.; PEREIRA, S. T. Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d’Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 43-56, 2010. <http://dx.doi.org/10.4136/ambiente.118>

-
- PENATTI, F.; GUIMARÃES, S. Avaliação dos riscos e problemas ambientais causados pela disposição incorreta de resíduos de laboratórios. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 15, n.1, p. 43-52, 2011.
- PEREIRA, A.A. **Avaliação da qualidade da água**: proposta de novo índice alicerçado na Lógica Fuzzy. 2010. Tese (Doutorado em Ciências da Saúde) - Faculdade de Ciências da Saúde, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915-2926, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
- SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, Região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova**, v 29, n. 4, p. 689-694, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422006000400012>
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA - Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.