

ISSN 2359-1919
Vol. 11 - n. 2 - (jul./dez. 2014)

Rega

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTION DEL AGUA DE AMERICA LATINA





EDITORES EXECUTIVOS

Editor-Chefe: Carlos Eduardo Morelli Tucci (rhamaca@gmail.com)

Editor Executivo: André Schardong (andreschardong@gmail.com)

EDITORES ASSOCIADOS

Guilherme Fernandes Marques (IPH-UFRGS – guilherme.marques@ufrgs.br)

Marcos Aurélio Vasconcelos Freitas (COPPE/UFRJ – mfreitas@ivig.coppe.ufrj.br)

Secretário Executivo:

Adilson Pinheiro (pinheiro.diretoria@abrh.org.br)

REVISORES

Ademir Barbassa (1)
Adilson Pinheiro (5)
Ana Luiza de Oliveira Borges (1)
Anderson Luiz Ribeiro (1)
André Schardong (2)
Antonio Eduardo Lanna (1)
Daniela Guzzon Sanagiotto (1)
Denise Urashima (1)

Fernando Mainardi Fan (1)
Fernando Grison (1)
Guilherme Fernandes Marques (3)
João Luiz Boccia Brandão (1)
Luiz Sergio Vanzela (1)
Pedro Luiz Borges Chaffe (1)
Teodorico Alves Sobrinho (1)
Terêncio Rebello de Aguiar Junior (1)

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
Fone: (51) 3493-2233 / 3308-6652
Fax: (51) 3493 2233
E-mail: rega@abrh.org.br

IMPRESSÃO

Editora Evangraf
Rua Waldomiro Schapke, 77 – Porto Alegre, RS
Fone (51) 3336-0422

CAPA / PLANEJAMENTO GRÁFICO / EDITORAÇÃO
Carla M. Luzzatto e Fernando Piccinini Schmitt

Rega / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – Vol. 11,
no. 2 (jul./dez. 2014) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2009 –
v.

Semestral

ISSN 2359-1919

1. Recursos hídricos. I. Associação Brasileira de Recursos
Hídricos.

CDU 556.18

PUBLICAÇÃO SEMESTRAL

Pede-se permuta . We demand exchange. Se pide permuta.

Rega

Rega é uma revista proposta pelo GWP Global Water Partnership da América do Sul e conta com a parceria de várias entidades nacionais e regionais na área de recursos hídricos, entre elas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, RedeCap-Net Argentina, APRH - Asociación Paraguaya de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, Organização dos Estados Americanos e RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

Os objetivos da revista são de divulgar o conhecimento adquirido nas Américas sobre a Gestão Integrada de Recursos Hídricos. Considera-se importante a troca de informações entre os diferentes atores na área de recursos hídricos: técnicos, decisores de governo e instituições privadas, membros de comitê e agências de bacias, usuários de águas, etc.

Os principais aspectos enfatizados são os seguintes: - resultados comparativos e experiências sobre políticas públicas em recursos hídricos; - estudos sobre a cadeia produtiva dos diferentes setores de recursos hídricos; - gerenciamento integrado dos recursos hídricos dentro de uma visão interdisciplinar; - aspectos institucionais e de gestão de recursos hídricos e meio ambiente; - setores usuários da água e impactos sobre a sociedade.

Rega es una revista propuesta por la GWP-Global Water Partnership de América del Sur, y cuenta con el apoyo de varias entidades nacionales y regionales en el área de recursos hídricos, entre ellas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Red Cap-Net Argentina, APRH - Asociación Paraguaya de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Organización de los Estados Americanos y RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

El objetivo de la revista es divulgar el conocimiento adquirido en las Américas sobre la Gestión Integrada de Recursos Hídricos. Se considera importante el intercambio de información entre los diferentes actores en el área de Recursos Hídricos: técnicos, tomadores de decisiones del gobierno y de instituciones privadas, miembros de comités y agencias de cuenca, usuarios de recursos hídricos, etc.

Los principales aspectos enfatizados son los siguientes: - resultados comparativos y experiencias sobre políticas públicas en recursos hídricos; - influencia económica de los recursos hídricos sobre las cadenas productivas; - gestión y gerenciamento integrado de recursos hídricos dentro de una visión interdisciplinaria; - aspectos institucionales y de gestión de recursos hídricos y medio ambiente; - sectores usuarios del agua e impactos sobre la sociedad.



Rega

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA
DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTIÓN DEL AGUA
DE AMERICA LATINA

Vol.11 - N.2 - Jul./Dez. 2014

Relações simplificadas para estimativa
do assoreamento de reservatórios / 5
*Jefferson Ronald Quaresma Negreiros,
Iran E. Lima Neto*

Aplicação do método de sondagens elétricas verticais
na avaliação da resistividade da subsuperfície
em área de cultivo de eucalipto (*Eucalyptus grandis*) / 17
*Tarcilo David Lôbo Galvão,
Milton José Porsani*

Influências da distribuição temporal
de precipitação no mapeamento de inundação / 25
*Leonardo Romero Monteiro,
Masato Kobiyama*

Análise comparativa entre a cobrança pelo uso
da água bruta do estado do Ceará com a cobrança
aplicada no estado de São Paulo / 37
*Marcus Vinícius Sousa Rodrigues,
Marisete Dantas de Aquino*

O possível efeito de mudanças climáticas
e suas incertezas sobre afluências
em sistemas de recursos hídricos / 53
*Andre Schardong, Slobodan P. Simonovic,
Joaquin I. B. Garcia*

Hormones and antibiotics associated
with intensive pig production in a river basin / 67
*Rafael Gotardo, Adilson Pinheiro, Vander Kaufmann,
Thiago Caique Alves, Everton Blainski*

Relações simplificadas para estimativa do assoreamento de reservatórios

Simplified relations to estimate sedimentation in reservoirs

Submissão: 21/11/2014

Revisão: 19/12/2014

Aprovado: 29/12/2014

Jefferson Ronald Quaresma Negreiros
Iran E. Lima Neto

RESUMO: Esta pesquisa apresenta uma síntese das taxas de assoreamento observadas em reservatórios brasileiros. São identificadas taxas de assoreamento que variam de aproximadamente 1 a 7% do volume inicial por década (inferiores à média mundial de 10%), sendo os reservatórios localizados no Estado do Ceará aqueles que possuem menores taxas, provavelmente devido às densas redes de reservatórios existentes nas bacias de contribuição. Verifica-se também uma tendência geral de decaimento das taxas de assoreamento com o volume inicial dos reservatórios. Em seguida, são propostos três métodos expeditos para estimativa do assoreamento de reservatórios, os quais são baseados em correlações empíricas ajustadas a partir de dados de campo. Os métodos propostos são mais simples que as metodologias existentes na literatura, e dependem basicamente da pluviometria nas bacias de contribuição e do volume inicial dos reservatórios. Em síntese, as diferenças observadas entre as diferentes metodologias foram inferiores a 30%. Isto sugere que qualquer um dos três métodos propostos pode ser utilizado para estimar o assoreamento de reservatórios, em nível de planejamento. Porém, vale ressaltar que apesar da praticidade/simplicidade das equações propostas, medições de campo e/ou modelos mais sofisticados continuam sendo necessários para se avaliar de forma mais precisa o assoreamento de reservatórios.

PALAVRAS-CHAVE: assoreamento; equações empíricas; erosividade; reservatório; volume.

ABSTRACT: This study provides an overview of sedimentation rates observed in Brazilian reservoirs. Sedimentation rates ranging from about 1-7% of the initial volume per decade (below the world average of 10%) are identified, with the reservoirs in the State of Ceará presenting the lowest rates, probably due to the dense reservoir networks existing in the catchments. There is also a general trend toward decline in the rates of sedimentation with the initial volume of the reservoirs. Then, three methods are proposed to quickly estimate the sedimentation of reservoirs, which are based on empirical correlations adjusted from field data. The proposed methods are simpler than those available in the literature, and rely primarily on data on rainfall in the catchments and the initial volume of the reservoirs. In summary, the differences between the different methods were below 30%. This suggests that any of the three proposed methods can be used at the planning level to estimate the reservoir sedimentation. However, it is noteworthy that despite the convenience/simplicity of the proposed equations, field measurements and/or more sophisticated models are still needed to assess more accurately the sedimentation of reservoirs.

KEYWORDS: sedimentation; empirical equations; erosivity; reservoir; volume.

INTRODUÇÃO

A crescente demanda por água e energia tem resultado em um aumento significativo no número de reservatórios superficiais, incluindo não apenas as represas de médio e grande porte, mas, sobretudo, os inúmeros pequenos açudes localizados em regiões áridas/semiáridas e as pequenas centrais hidrelétricas (CARVALHO et al., 2000a,b; LIMA NETO et al., 2011; MALVEIRA et al. 2012). Esses reservatórios, no entanto, têm seus volumes reduzidos devido ao asso-

reamento, o que pode influenciar consideravelmente a disponibilidade hídrica (ARAÚJO et al., 2006) e a capacidade de geração de energia (CARVALHO et al., 2000b). Portanto, é de suma importância para a gestão dos recursos hídricos, avaliar o assoreamento de reservatórios, sejam esses de pequeno, médio ou grande porte.

A estimativa do assoreamento de reservatórios é geralmente realizada a partir de medições de campo e/ou modelagem matemática (CARVALHO et al., 2000b; MORRIS et al., 2008). O modelo HidroSed

(ARAÚJO, 2003), por exemplo, simula os processos de erosão, transporte e assoreamento com base na equação universal de perda de solo (USLE), na razão entre a massa de sedimentos que deixa uma bacia e a massa de sedimentos localmente erodida ou razão de transferência (SDR) e na fração de retenção de sedimento no reservatório (η). Para tanto, faz-se necessário avaliar os diversos parâmetros envolvidos na modelagem: fator de erosividade da chuva (R), fator de erodibilidade do solo (K), fatores topográficos que representam o comprimento do declive do terreno natural (L) e a sua declividade (S), fator que representa a cobertura vegetal e o uso do solo (C), fator que reflete práticas conservacionistas (P), além das características geométricas da bacia e dos cursos de água, bem como a relação entre a capacidade do reservatório e a vazão afluente média anual. Cabe salientar que todos esses processos são quantificados através de equações empíricas ajustadas a partir de dados de campo. Lima Neto et al. (2011) desenvolveram uma equação simplificada para estimativa do assoreamento que depende apenas do volume inicial do reservatório (V_0), da massa específica aparente seca do sedimento (ρ), do fator de erosividade (R) e de um coeficiente denominado taxa de retenção de sedimento (ξ), o qual foi ajustado para reservatórios do semiárido cearense. Modelos hidrossedimentológicos mais sofisticados como o WASA-SED permitem ainda avaliar os processos de erosão e transporte em grandes bacias hidrográficas, assim como quantificar a deposição de sedimento ao longo do reservatório (MAMEDE, 2008). Ressalta-se que o referido modelo se baseia em uma forma modificada da equação universal de perda de solo (MUSLE) e em outras equações empíricas para simulação dos processos. Alternativamente, modelos hidrodinâmicos tridimensionais como o Delft3D permitem avaliar detalhadamente a distribuição de sedimento dentro do reservatório (GARCIA; GONÇALVES, 2011). No entanto, tal modelo necessita de medições de campo e/ou algum outro método (USLE ou MUSLE) para fornecer os dados de entrada (carga de sedimento afluente ao reservatório). Além disso, o modelo supracitado demanda tempo e esforço computacional relativamente grandes para realização dos procedimentos envolvidos na modelagem (discretização de malha, calibração, validação e simulação numérica).

Neste contexto, visando contribuir para a gestão dos recursos hídricos, este trabalho apresenta metodologias simplificadas para estimativa rápida

do assoreamento de reservatórios brasileiros. As metodologias se baseiam nos estudos de Araújo (2003) e Lima Neto et al. (2011), sendo propostas novas correlações empíricas obtidas a partir de análise e ajuste de dados disponíveis na literatura. Este estudo é importante pelos seguintes motivos: (1) apresenta uma síntese das taxas de assoreamento observadas para reservatórios localizados em diferentes regiões do Brasil; (2) considera novos reservatórios e novas equações para a erosividade (R) no sentido de reavaliar a taxa de retenção de sedimento (ξ) proposta por Lima Neto et al. (2011); (3) propõe novas metodologias para estimativa do assoreamento que consistem em simplificações dos métodos de Araújo (2003) e Lima Neto et al. (2011); e (4) compara cenários futuros de assoreamento considerando as diferentes metodologias apresentadas.

METODOLOGIA

Coleta e Análise de Dados

Inicialmente foram coletados e analisados dados referentes a 32 reservatórios brasileiros, com capacidades iniciais variando de 0,51 a 29.000 hm³, conforme detalhado na Tabela 1. Os reservatórios listados estão localizados em diferentes regiões do Brasil (CO, NE, S e SE), e incluem represas de pequeno, médio e grande porte para fins de abastecimento de água, geração de energia e/ou controle de cheias. Esses reservatórios foram selecionados em função da disponibilidade de dados para aplicação das metodologias propostas na presente pesquisa. Somente foram considerados trabalhos técnico-científicos como fonte de informação. Os dados obtidos foram utilizados para cálculo e comparação das taxas de assoreamento observadas para os reservatórios selecionados.

Em seguida, foram coletados dados pluviométricos de postos localizados nas bacias de contribuição dos 32 reservatórios listados na Tabela 1, os quais foram disponibilizados pela Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (SRH-CE), Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SRH-SP) e Agência Nacional de Águas (ANA). Somente foram consideradas séries com duração igual ou superior a 20 anos. Além disso, foram calculados os comprimentos e declividades dos rios que abastecem os reservatórios envolvidos nesta pesquisa, utilizando a ferramenta Google Earth. Esses dados, assim como as informações referentes

TABELA 1
Lista dos reservatórios utilizados nesta pesquisa

Reservatório	V _o (hm³)	Município	Fonte	Assoreamento por década (%)
Epitácio Pessoa	536,40	Campina Grande-PB	Araújo Júnior (2009)	4,31
Barra Bonita	17,60	Barra Bonita-SP	Teixeira et al. (2007)	1,92
Billings	1.300,00	São Paulo-SP	PROAM (2013)	4,31
Cachoeira Dourada	504,00	Itumbiara-GO	Cabral et al. (2006)	8,19
Couto Magalhães	71,41	Alto Araguaia-MT	Enercouth (2013)	1,96
Reserv. dos Mottas	0,61	Guaratinguetá-SP	Simões et al. (2007)	5,65
Balneário da Amizade	2,00	Presidente Prudente-SP	Schwalm (2008)	3,00
Rio Santo Anastácio	2,24	Presidente Prudente-SP	Schwalm (2008)	6,48
Rio São Bento	58,00	Nova Veneza-SC	Schwalm (2008)	5,63
Ribeirão do Torto	0,46	Brasília-DF	Fonseca (2011)	10,63
Paraíso	2,47	São Francisco-PB	Guimarães (2009)	4,86
Pirapama	61,39	Pirapama-PE	Silva (2005)	9,12
Itiquira	8,70	Itiquira-MT	Carvalho et al. (2000a)	16,59
Vacacaí-Mirim	5,10	Santa Maria-RS	Dill (2002)	9,80
Santa Bárbara	10,00	Pelotas-RS	Korb (2006)	3,57
Mário Leão	2.127,00	Promissão-SP	Maia e Vilela (2010)	0,65
Luiz Gonzaga	11.000,00	Itaparica-BA	Barbosa et al. (2000)	3,93
Itaipu	29.000,00	Foz do Iguaçu-PR	Carvalho et al. (2000b)	0,70
Tanque Grande	378,00	Guarulhos-SP	Figueira et al. (2011)	0,55
Três Irmãos	5,47	Pereira Barreto-SP	Albertin et al. (2010)	0,82
Reserv. Funil	82,19	Resende-RJ	Silva (2005)	8,02
Vargem das Flores	39,46	Contagem-MG	Santos (2009)	6,34
Itaporanga	10,61	Itaporanga-PB	Guimarães (2007)	7,29
Acarape do Meio	34,10	Redenção-CE	Araújo (2003)	1,07
Canabrava	1,22	Missão Velha-CE	Araújo (2003)	1,29
Cedro	125,70	Quixadá-CE	Araújo (2003)	1,73
São Mateus	10,30	Canindé-CE	Araújo (2003)	3,00
Várzea do Boi	51,90	Banabuiú-CE	Araújo (2003)	2,48
Várzea da Volta	12,50	Moraújo-CE	Araújo (2003)	1,49
Santo Anastácio	0,51	Fortaleza-CE	Araújo (2003)	3,61
Orós	1940,00	Iguatu-CE	Lima Neto et al. (2011)	1,72
Benguê	19,56	Aiuaba-CE	Mamede (2008)	0,68

aos reservatórios da Tabela 1, foram utilizados como parâmetros para as correlações empíricas a serem ajustadas nesta pesquisa.

Desenvolvimento de Metodologias Simplificadas

Conforme mencionado anteriormente, o modelo Hidrosed (ARAÚJO, 2003) necessita de diversos parâmetros para estimativa do assoreamento de reservatórios. Com o objetivo de desenvolver métodos expeditos para estimativa do assoreamento, foram propostas as seguintes metodologias simplificadas:

Método de Lima Neto et al. (2011)

Buscando se quantificar o assoreamento de reservatórios, o seguinte parâmetro, definido como taxa de retenção de sedimento ξ ($\text{t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$), foi proposto por Lima Neto et al. (2011):

$$\xi = \frac{\Delta V}{V_o} \frac{\rho}{\sum R_m} \quad (1)$$

Na Equação (1) V_o é a capacidade inicial do reservatório, ΔV é a redução da capacidade do reservatório (hm^3), ρ é a massa específica aparente seca do sedimento (t.m^{-3}) e $\sum R_m$ é a erosividade acumulada da chuva ($\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$), ao longo do período analisado (meses).

Inicialmente, foi realizado o cálculo de ξ para os nove reservatórios do Estado do Ceará listados na Tabela 1 (volumes variando entre 0,51 e 1.940 hm^3), considerando três diferentes equações para o cálculo da erosividade nas suas bacias de contribuição:

- ☞ Campinas-SP: $R_m = 67,355 (p^2P^{-1})^{0,85}$, Bertoni e Lombardi Neto (1990);
- ☞ Fortaleza-CE: $R_m = 73,989 (p^2P^{-1})^{0,7387}$, Dias e Silva (2003);
- ☞ Cabrobró-PE: $R_m = 73,34 + 23,18 (p^2P^{-1})$, Cantalice et al. (2009).

Sendo p e P a precipitação mensal total (mm) e a precipitação média anual (mm) no período analisado, respectivamente. Ressalta-se que tais equações foram utilizadas devido à falta de dados detalhados de precipitação para se calcular a intensidade da chuva de 30 minutos representativa de cada bacia de contribuição.

Cabe salientar que o estudo de Lima Neto et al. (2011) considerou apenas a equação de Bertoni e Lombardi Neto (1990) e os dados de sete reservatórios (volumes de até 125 hm^3) obtidos de Araújo (2003).

Posteriormente, obteve-se o valor de ξ para os 32 reservatórios brasileiros listados na Tabela 1, considerando as seguintes equações para o cálculo da erosividade em cada bacia de contribuição (em função da proximidade dos postos pluviométricos aos seus respectivos reservatórios):

- ☞ Cáceres-MT: $R_m = 56,115 (p^2P^{-1})^{0,95}$, Morais et al. (1991);
- ☞ Rondonópolis-MT : $R_m = 133,2 (p^2P^{-1})^{0,537}$, Almeida et al. (2011);
- ☞ Goiânia-GO: $R_m = 215,33 + 30,23 (p^2P^{-1})$, Silva et al. (1997);
- ☞ Piraju-SP: $R_m = 72,549 (p^2P^{-1})^{0,849}$, Roque et al. (2001);
- ☞ Juquiá-SP: $R_m = 207,21 + 40,65 (p^2P^{-1})$, Silva et al. (2009);
- ☞ Teodoro Sampaio-SP: $R_m = 106,82 + 46,96 (p^2P^{-1})$, Colodro et al. (2002);
- ☞ Santa Bárbara-MG: $R_m = 170,59 (p^2P^{-1})^{0,64}$, Silva et al. (2010);
- ☞ Barra do Piraí-RJ: $R_m = 50,36 + 24,53 (p^2P^{-1})$, Gonçalves et al. (2006);
- ☞ Oeste do Paraná-PR: $R_m = 182,86 + 56,21 (p^2P^{-1})$, Rufino et al. (1993);
- ☞ Campos Novos-SC: $R_m = 59,265 (p^2P^{-1})^{1,087}$, Bertol (1994);
- ☞ Santa Rosa-RS: $R_m = 59,265 (p^2P^{-1})^{1,087}$, Mazurana et al. (2009);
- ☞ Caruaru-PE: $R_m = 61,81 (p^2P^{-1})$, Cantalice et al. (2009);
- ☞ Petrolina-PE: $R_m = 73,34 + 23,18 (p^2P^{-1})$, Cantalice et al. (2009).

Após o cálculo de valores de ξ para os nove reservatórios do Estado do Ceará e em seguida para os 32 reservatórios brasileiros, obteve-se o coeficiente de variação (CV) para cada caso.

Finalmente, a Equação (2) foi utilizada para avaliar a redução anual do volume dos reservatórios selecionados em função do assoreamento, ao longo de um período de 100 anos. Para o cálculo da erosividade, considerou-se que as séries de precipitação observadas poderiam ser reproduzidas ao longo do período de análise.

$$V_{i+1} = V_i \left(1 - \frac{\xi R_{m,i+1}}{\rho} \right) \quad (2)$$

Método Simplificado

Este método consiste em uma simplificação da metodologia de Lima Neto et al. (2011). Neste caso, propõe-se um novo parâmetro R'_m (em vez da erosividade R) para incorporar o efeito da variabilidade das precipitações em cada local:

$$R'_m = (p)^x (P)^y \quad (3)$$

Sendo x e y coeficientes a serem ajustados. Além disso, assume-se que a variação de ρ (massa específica aparente seca do sedimento) entre os diferentes reservatórios é pequena (inferior a 15%), sendo esse parâmetro eliminado da Equação (1). Dessa forma, o parâmetro ξ passa a ser substituído por ϕ :

$$\phi = \frac{\Delta V}{V_o \sum R'_m} \quad (4)$$

Os coeficientes x e y foram ajustados de forma a se minimizar os valores de CV obtidos através do cálculo de ϕ . É importante destacar que o parâmetro ϕ também representa uma taxa de retenção de sedimento. Porém, diferentemente de ξ , sua unidade depende do ajuste dos coeficientes x e y na Equação (3). Logo, ϕ terá diferentes unidades para os reservatórios do Ceará e do Brasil, uma vez que diferentes valores de x e y serão obtidos para cada caso.

Logo, após a obtenção de ϕ para os nove reservatórios do Estado do Ceará e em seguida para os 23 reservatórios brasileiros, pode-se usar a Equação (5) para análise da evolução do volume de reservatórios, considerando-se novamente que as séries de precipitação observadas poderiam ser reproduzidas ao longo do período de análise (100 anos).

$$V_{i+1} = V_i (1 - \phi R'_{m,i+1}) \quad (5)$$

Correlações Gerais

A terceira e última metodologia proposta no presente estudo consiste na obtenção de correlações

gerais para o volume assoreado (V_a) em função dos seguintes parâmetros: capacidade inicial do reservatório (V_o), erosividade da chuva (R), comprimento do rio principal (L) e declividade do rio principal (S). Note que essa metodologia consiste em uma simplificação do método de Araújo (2003), que considera todos os parâmetros da equação universal de perda de solo (USLE), além da razão de transferência (SDR) e da fração de retenção de sedimento no reservatório (η). Assim, o volume assoreado pode ser descrito pelas seguintes equações gerais:

$$V_a = \alpha \theta^\beta \quad (6)$$

$$\theta = (V_o)^a (\sum R)^b (L)^c (S)^d \quad (7)$$

Sendo os valores de a , b , c , d , α e β ajustados de forma a se maximizar os coeficientes de determinação (R^2) obtidos através de curvas $V_a \times \theta$.

Após o ajuste dos parâmetros supracitados, pode-se usar a Equação (8) para análise da evolução do volume de reservatórios ao longo do período de 100 anos:

$$V_{i+1} = V_i - V_a \quad (8)$$

RESULTADOS

Taxas de assoreamento

A Figura 1 mostra uma síntese das taxas de assoreamento obtidas para os reservatórios listados na Tabela 1. Observa-se que os reservatórios brasileiros localizados nas regiões CO, NE, S e SE apresentam em geral taxas de assoreamento inferiores à média mundial reportada por Morris et al. (2008), que é de aproximadamente 10% da capacidade inicial (V_o) por década. Nota-se que os reservatórios do Estado do Ceará são os que apresentam menores taxas de assoreamento em comparação com os demais da região NE (e demais regiões, em geral), provavelmente devido à elevada quantidade de açudes de montante que retêm grande parte do volume de sedimento que noutro caso chegaria aos açudes de jusante, corroborando os resultados de Lima Neto et al. (2011). Percebe-se ainda uma tendência de decaimento das taxas de assoreamento com V_o , conforme discutido por Carvalho et al. (2000b).

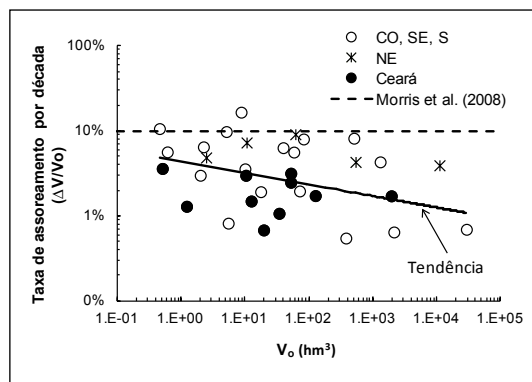


FIGURA 1. Síntese das taxas de assoreamento observadas em reservatórios de diferentes regiões do Brasil. A linha sólida indica uma tendência geral de decaimento da taxa com a capacidade inicial dos reservatórios, enquanto a linha tracejada indica uma taxa média mundial reportada por Morris et al. (2008).

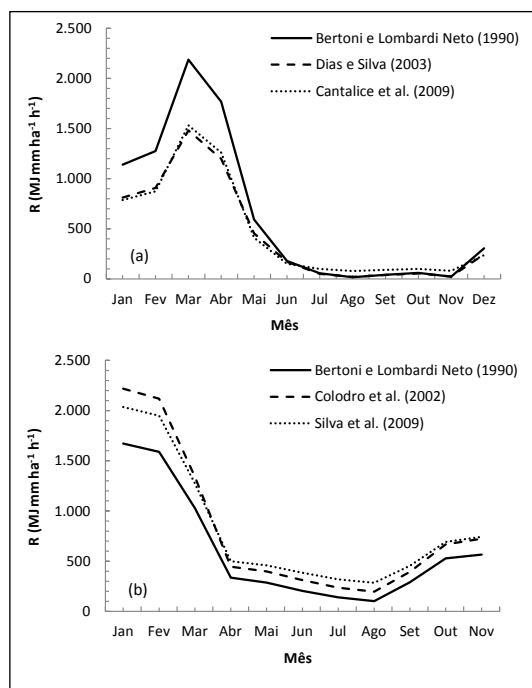


FIGURA 2. Valores médios mensais de erosividade (R) obtidos utilizando diferentes equações de dois dos postos pluviométricos adotados na presente pesquisa: (a) Iguatu-CE e (b) São Paulo-SP.

Erosividades

As Figuras 2(a) e 2(b) mostram como exemplo valores médios mensais de erosividade (R) obtidos utilizando diferentes equações de dois dos postos pluviométricos adotados na presente pesquisa, Iguatu-CE e São Paulo-SP, respectivamente. A Figura 2(a) sugere que praticamente não há desagregação de sedimento (valor de R próximo de zero) durante o período de julho a novembro (período seco) na bacia de contribuição referente ao posto de Iguatu-CE. Pode-se notar também que a equação de Bertoni e Lombardi Neto (1990) tende a fornecer valores de R superiores aos das demais equações obtidas especificamente para a região Nordeste do Brasil. Por outro lado, a Figura 2(b) mostra um valor mínimo de R superior a 100 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹, o que indica que mesmo para períodos de baixas pluviosidades (mês de agosto), espera-se a ocorrência de transporte de sedimento na bacia referente ao posto de São Paulo-SP. Também são observadas diferenças nos valores de R calculados com as diferentes equações.

Metodologia de Lima Neto et al. (2011) para os reservatórios do Estado do Ceará

As taxas de retenção de sedimento (ξ) obtidas para os reservatórios do Estado do Ceará utilizando a equação de Dias e Silva (2003) são mostradas na Figura 3. Obteve-se um coeficiente de variação CV = 52,62% e um valor médio $\xi = 4,53 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$. Resultados semelhantes foram obtidos para as outras duas equações adotadas para o Estado do Ceará: CV = 51,04% e $\xi = 3,36 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$, para a equação de Bertoni e Lombardi Neto (1990); e CV = 52,12% e $\xi = 4,15 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$, para a equação de Cantalice et al. (2009). É importante destacar que esses valores foram próximos ao valor de $\xi = 3,65 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$ sugerido por Lima Neto et al. (2011). Portanto, tal valor será adotado como referência para estimativa do assoreamento de reservatórios localizados no Estado do Ceará, através da Equação (9):

$$V_{i+1} = V_i \left(1 - \frac{3,65 \times 10^{-7} R_{m,i+1}}{\rho} \right) \quad (9)$$

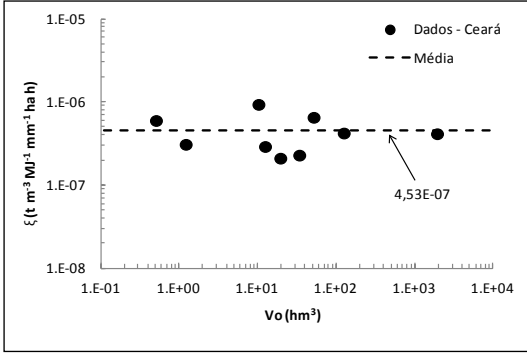


FIGURA 3. Taxas de retenção de sedimento (ξ) obtidas para os reservatórios do Estado do Ceará.

Método Simplificado para os reservatórios do Estado do Ceará

A Figura 4 mostra os valores de ϕ obtidos para os reservatórios do Estado do Ceará utilizando a equação de Bertoni e Lombardi Neto (1990), mantendo-se apenas os reservatórios típicos localizados em zona rural, isto é, eliminando-se os reservatórios Santo Anastácio (localizado na zona urbana de Fortaleza-CE) e o reservatório Benguê (localizado em bacia preservada no município de Aiuaba-CE). Assim, ajustando os valores de x e y para 1,5 e -3,0, respectivamente, obteve-se um coeficiente de variação mínimo de $CV = 15,25\%$ e um valor médio de $\phi = 9,39 \times 10 \text{ mm}^{3/2}$. Consistentemente, devido ao aporte de sedimento relativamente baixo, o reservatório localizado em bacia preservada (Benguê) apresentou valor de ϕ inferior à média, enquanto o reservatório localizado em bacia urbana (Santo Anastácio) apresentou valor de ϕ superior à média, haja vista a contribuição não apenas de sedimentos de origem mineral, mas também de esgotos e resíduos sólidos urbanos, conforme descrito em Araújo (2003). Portanto, adotando os valores supracitados de x , y e ϕ , a Equação (10) é proposta para estimativa do assoreamento de reservatórios do Estado do Ceará:

$$V_{i+1} = V_i \left(1 - 9,39 \times 10 R'_{m,i+1} \right); \text{ sendo } R'_m = (p)^{1,5} (P)^{-3,0} \quad (10)$$

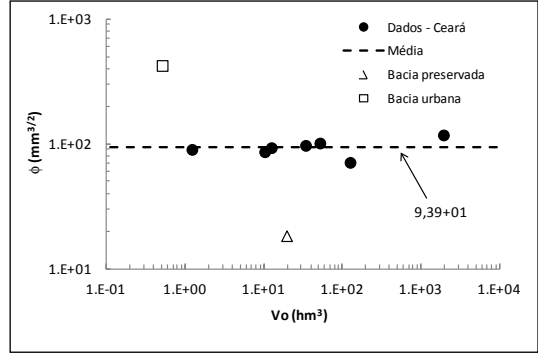


FIGURA 4. Valores de ϕ obtidos para os reservatórios do Estado do Ceará.

Metodologia de Lima Neto et al. (2011) para os reservatórios brasileiros

As taxas de retenção de sedimento (ξ) obtidas para os reservatórios do Brasil utilizando as equações de cada local são mostradas na Figura 5. Obteve-se um coeficiente de variação $CV = 104,77\%$ e um valor médio $\xi = 9,73 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$, sendo este superior ao dobro do valor adotado para o Estado do Ceará ($\xi = 3,65 \times 10^{-7} \text{ t.m}^{-3}.\text{MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha.h}$). Isto confirma que os reservatórios do Estado do Ceará apresentam em geral menores taxas de assoreamento que os reservatórios localizados nas demais regiões do Brasil. A Equação (11) é proposta para estimativa do assoreamento de reservatórios brasileiros:

$$V_{i+1} = V_i \left(1 - \frac{9,73 \times 10^{-7} R_{m,i+1}}{\rho} \right) \quad (11)$$

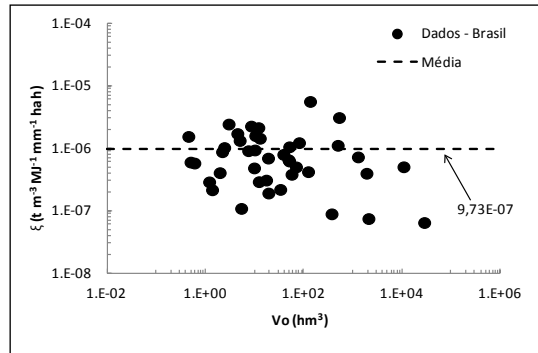


Figura 5. Taxas de retenção de sedimento (ξ) obtidas para os reservatórios do Brasil.

Método Simplificado para os reservatórios brasileiros

Os valores de ϕ obtidos para os reservatórios do Brasil são mostrados na Figura 6. Assim, ajustando os valores de x e y para 1,0 e -0,5, respectivamente, obteve-se um coeficiente de variação mínimo de $CV = 77,66\%$ e um valor médio de $\phi = 1,48 \times 10^{-4} \text{ mm}^{-1/2}$. Logo, considerando os valores supracitados de x , y e ϕ , a Equação (12) é proposta para estimativa do assoreamento de reservatórios brasileiros:

$$V_{i+1} = V_i \left(1 - 1,48 \times 10^{-4} R'_{m,i+1} \right); \text{ sendo}$$

$$R'_m = (p)^{1,0} (P)^{-0,5} \quad (12)$$

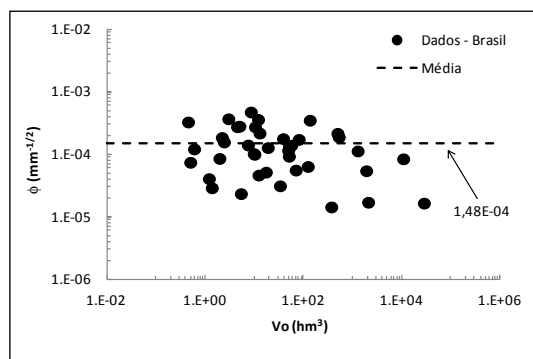


Figura 6. Valores de ϕ obtidos para os reservatórios do Brasil.

Correlações Gerais

Por fim, a última metodologia proposta no presente estudo consiste na obtenção de correlações gerais para o volume assoreado (V_a) em função dos seguintes parâmetros: capacidade inicial do reservatório (V_o), erosividade da chuva (R), comprimento do rio principal (L) e declividade do rio principal (S). O melhor ajuste ($R^2 = 0,8915$) resultou nos seguintes valores para os parâmetros: $a = 1,0$; $b = 0,15$; $c = 0,10$; $d = 0,05$; $\alpha = 1,3 \times 10^{-3}$; e $\beta = 0,881$. Isto indica que, conforme esperado, o assoreamento é diretamente proporcional aos parâmetros supracitados sendo, porém, o efeito de a (expoente de V_o) dominante em relação aos demais. Portanto, ajustou-se uma nova correlação em função apenas de V_o (isto é, considerando-se $a = 1,0$; $b = 0$; $c = 0$; e $d = 0$), obtendo-se um bom ajuste ($R^2 = 0,8897$) para valores de $\alpha = 4,4 \times 10^{-3}$ e $\beta =$

0,8979. A Figura 7 mostra o ajuste da Equação (15) (Correlação Geral) aos dados de campo.

$$V_{i+1} = V_i - 4,4 \times 10^{-3} (V_i)^{0,8979} \quad (13)$$

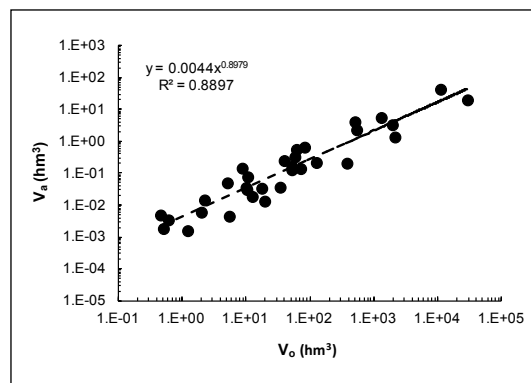


Figura 7. Correlação geral obtida para os reservatórios do Brasil.

Simulação da redução da capacidade de reservatórios

A Figura 8 mostra simulações para um período de 100 anos da redução da capacidade de reservatórios localizados no Estado do Ceará (Várzea da Volta e Orós) utilizando a Metodologia de Lima Neto et al. (2011) [Equação (9)], o Método Simplificado [Equação (10)] e a Correlação Geral [Equação (13)]. Consistentemente, o Método Simplificado forneceu taxas de assoreamento inferiores à Metodologia de Lima Neto et al. (2011), que por sua vez forneceu taxas inferiores à Correlação Geral para ambos os casos [Figuras 8(a) e 8(b)]. Por outro lado, a Figura 9 mostra simulações para reservatórios localizados no Estado de São Paulo (Barra Bonita e Billings) utilizando a Metodologia de Lima Neto et al. (2011) [Equação (11)], o Método Simplificado [Equação (12)] e a Correlação Geral [Equação (13)]. Nesse caso, a Correlação Geral forneceu taxas de assoreamento inferiores ao Método Simplificado, que por sua vez forneceu taxas inferiores à Metodologia de Lima Neto et al. (2011) para ambos os casos [Figuras 9(a) e 9(b)]. Em geral, as diferenças observadas entre as diferentes metodologias foram inferiores a 30%, o que sugere que qualquer um dos métodos supracitados pode ser utilizado para estimar o assoreamento de reservatórios, pelo menos em nível de planejam-

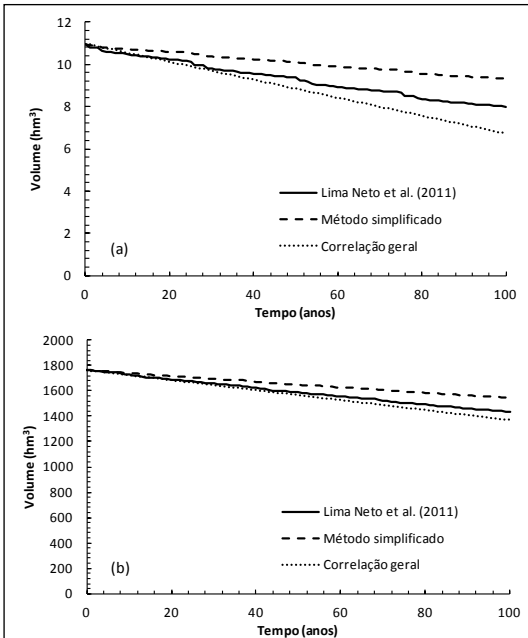


FIGURA 8. Simulação da redução da capacidade de reservatórios do Estado do Ceará em função do assoreamento, considerando diferentes metodologias: (a) Reservatório Várzea da Volta e (b) Reservatório Orós.

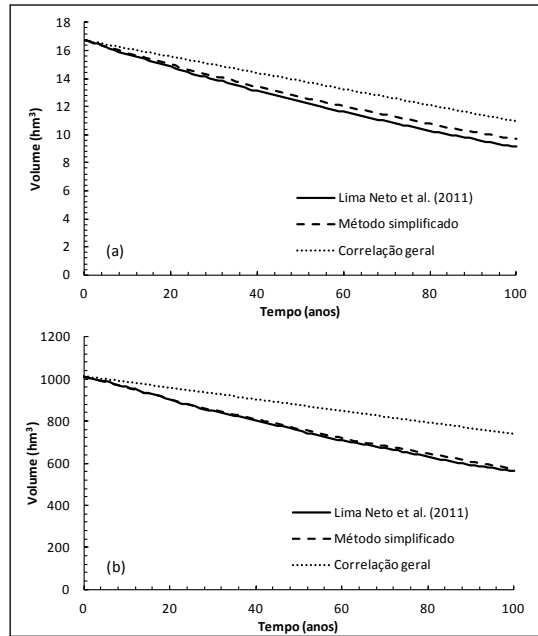


FIGURA 9. Simulação da redução da capacidade de reservatórios do Estado de São Paulo em função do assoreamento, considerando diferentes metodologias: (a) Reservatório Barra Bonita e (b) Reservatório Billings.

to. No entanto, vale ressaltar que a Metodologia de Lima Neto et al. (2011) e o Método Simplificado trazem informações sobre as distribuições de chuva (erosividade) nas bacias de contribuição, e devem ser utilizados preferencialmente. Esses dois métodos podem inclusive ser utilizados para prever o impacto de mudanças climáticas no assoreamento de reservatórios. Todavia, na ausência de dados mais detalhados, a Correlação Geral pode ser utilizada.

CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou uma síntese das taxas de assoreamento observadas para reservatórios localizados em diferentes regiões do Brasil. Verificou-se que os reservatórios brasileiros apresentam taxas de assoreamento inferiores à média mundial de 10% do volume inicial por década. Observou-se ainda que os reservatórios localizados no Estado do Ceará possuem taxas de assoreamento em geral inferiores à média nacional, provavelmente devido às densas redes de reservatórios existentes nas bacias de contri-

buição. Verificou-se também uma tendência geral de decaimento das taxas de assoreamento com o volume inicial dos reservatórios, corroborando resultados disponíveis na literatura.

Como principal contribuição do artigo, foram propostos três métodos expeditos para estimativa do assoreamento de reservatórios do Estado do Ceará e do Brasil em geral, os quais foram baseados em correlações empíricas (Equações 9, 10, 11, 12 e 13) obtidas a partir do ajuste de diferentes parâmetros a dados de campo. Tais métodos são mais simples que as metodologias existentes, e dependem basicamente da pluviometria nas bacias de contribuição e do volume inicial dos reservatórios. Em síntese, as diferenças observadas entre as diferentes metodologias foram inferiores a 30%, o que sugere que qualquer um dos três métodos propostos pode ser utilizado para estimar o assoreamento de reservatórios, principalmente em nível de planejamento. Os métodos baseados em informações de pluviometria podem inclusive ser utilizados para prever o impacto de mudanças climáticas no assoreamento de reservatórios.

Entretanto, cabe salientar que apesar da praticidade/ simplicidade das equações propostas, medições de campo e/ou modelos mais sofisticados continuam

sendo necessários para se avaliar detalhadamente como a distribuição de sedimentos ocorre dentro dos reservatórios.

Referências

- ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. J. S.; MAUAD, F. F. Cálculo do Volume e Deposição de Sedimentos do Reservatório de Três Irmãos – SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.15, n.4, p.57-67, 2010.
- ALMEIDA, C. O. S.; AMORIN, R. S. S.; ELTZ, F. L. F. et al. Correlação do índice de erosividade (EI30) com o coeficiente de chuvas em Cáceres (MT) e Rondonópolis (MT). *Proc. XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*, Uberlândia, p.1-4, 2011.
- ARAÚJO, J. C. Assoreamento de reservatórios do semiárido: Modelagem e validação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.8, n.2, p.39-56, 2003.
- ARAÚJO, J. C.; GÜNTNER, A.; BRONSTERT, A. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, v.51, n.1, p.157-170, 2006.
- ARAÚJO JÚNIOR, R. J. A evolução temporal dos níveis Tróficos do açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Estadual da Paraíba, 2009.
- BARBOSA, C.; BARBOSA, E.; CANDEIAS, A. L. B. Algumas considerações sobre o Reservatório de Itaparica utilizando análise multitemporal. *V Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas, Presidente Prudente - SP*, 24-27 de julho de 2000, ISSN 1981-6251, p. 1119-1122. (2000).
- BERTOL, I. Evaluation for rain erosivity for Campos Novos (SC) during the 1981-1990 period. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.29, p.1453-1458, 1994.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do Solo*. 2ª ed. Ed. Ícone: São Paulo, 1990.
- CABRAL, J. B. P.; BECEGATO, V. A.; FERNANDES, L. A. et al. Avaliação do Estado de Assoreamento do Reservatório de Cachoeira Dourada (GO/MG). *Revista Sociedade & Natureza*, v.21, n.1, p.99-116, 2006.
- CANTALICE, J. R.; BEZERRA, S. A.; FIGUEIRA, S. B. et al. D. Isoerodents of Pernambuco State – Brazil: 1 st. approximation. *Caatinga*, v.22, p.75-80, 2009.
- CARVALHO, N. O.; GUILHON, L. G.; TRINDADE, P. A. O assoreamento de um pequeno reservatório - Itiquira: Um estudo de caso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.5, n.1, p.69-79, 2000a.
- CARVALHO, N. O.; JÚNIOR, N. P. F.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. ANEEL, Brasília-DF, 2000b.
- COLODRO, G.; CARVALHO, M. P.; ROQUE, C. G.; PRADO, R. M. Rainfall erosivity: its distribution and relationship with the non-recording rain gauge precipitation at Teodoro Sampaio, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, p.809-818, 2002.
- DIAS, A. S.; SILVA, J. R. C. Rainfall erosivity in Fortaleza, Ceará State, Brazil: I—distribution, probability of occurrence and return period — 1st approximation. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.335-345, 2003.
- DILL, P. R. J. Assoreamento do Reservatório do Vacacaí-Mirim e sua relação com a deterioração da bacia hidrográfica contribuinte. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Santa Maria, 2002.
- ENERCOUTO Estudo de Impacto Ambiental (EIA): Avaliação do Assoreamento do reservatório de Couto Magalhães, 2013. Disponível em: <[http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/CoutoMagalhaes/EIA/Textos/VOL. II. Co.](http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/CoutoMagalhaes/EIA/Textos/VOL. II. Co. Acesso em 25 de setembro de 2013) Acesso em 25 de setembro de 2013.
- FIGUEIRA, R. C. L.; LABUTO, G.; OLIVEIRA, A. M. S. et al. Estudo do Assoreamento do Reservatório de Tanque Grande- SP. *Geociências*, v.30, n.2, p.254-255, 2011.
- FONSECA, J. M. Assoreamento em Reservatórios estudo de caso da Represa Ribeirão do Torto no Distrito Federal. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, p.7-11, 2011.
- GARCIA, G. E.; GONÇALVES, J. E. Implementação de Modelo Numérico para Avaliação do Transporte de Sedimentos no Reservatório de Itaipu-PR. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.16, n.3, p.49-57, 2011.
- GONÇALVES, F. A.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. et al. Indices and spatialization of rainfall erosivity in Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.269-276, 2006.
- GUIMARAES, C. L. Geotecnologia na determinação do assoreamento do açude Cachoeira dos Alves, Itaporanga-PB: um desenvolvimento metodológico. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Campina Grande, 2007.
- GUIMARÃES, C. L.; RIBEIRO, G. N.; VIEIRA, L. J. S. Levantamento batimétrico do açude Paraíso São Francisco- PB, *Revista Verde*, v.4, n.1, p.6-7, 2009.
- KORB, C. C. Identificação de Depósitos Tecnogênicos no Reservatório Santa Bárbara, Pelotas (RS). *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

- LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. *Hydrological Sciences Journal*, v.56, p.319-333, 2011.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W.C. Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas, state of São Paulo, Brazil. *Bragantia*, v.51, p.189-196, 1992.
- MAIA, A. G.; VILELA, S. W. Análise Qualitativa do Assoreamento do Reservatório de Promissão (SP). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.15, n.1, p.39-46, 2010.
- MALVEIRA, V. T. C.; ARAÚJO, J. C.; GUENTNER, A. Hydrological impact of a high-density reservoir network in the semiarid north-eastern Brazil. *J. Hydrol Eng.*, v.17, p.109-117, 2012.
- MAMEDE, G. L. Reservoir sedimentation in dryland catchments: modelling and management. PhD dissertation, University of Potsdam, Germany, 2008.
- MAZURANA, J.; CASSOL, E.A.; SANTOS, L.C. et al. Erosivity, hydrological patterns and return period of erosive rainfalls at Santa Rosa, RS - Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, p.975-983, 2009.
- MORAIS, L.F.B.; SILVA, V.; NASCHENVENG, C. et al.. Índice EI30 e sua relação com o coeficiente de chuva do sudoeste do Mato Grosso. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.15, p.339-344, 1991.
- MORRIS, G. L.; ANNANDALE, G.; HOTCHKISS, R. Reservoir Sedimentation, Chapter 12, In *Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice*, Garcia MH (ed.), ASCE Manual of Practice 110, American Society of Civil Engineers (ASCE): Reston, Va, 2008.
- PROAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL Assoreamento degrada Represa Billings. 2013. Disponível em: <http://www.proam.org.br/noticias.asp?ID=35>. Acesso em: 25/09/2013.
- ROQUE, C. G.; CARVALHO, M. P.; PRADO, R. M. Rainfall erosivity factor at Piraju (SP), Brazil: distribution, probability of occurrence, return period and correlation with rainfall coefficient. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.147-156, 2001.
- RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná através da pluviometria: terceira aproximação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.17, p.439-444, 1993.
- SANTOS, S. P. Nova batimetria, morfometria e diagnóstico de áreas de assoreamento em um reservatório tropical periurbano (Vargem das Flores - Minas Gerais, Brasil). Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. Laboratório de Gestão Ambiental de Reservatórios, Belo Horizonte, 2009.
- SCHWALM, H. Geoprocessamento aplicado à análise ambiental: estudo de caso da barragem do Rio São Bento, Siderópolis, Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2008.
- SILVA, M. L. N.; FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; CURI, N. Rainfall erosivity indices in the Goiânia region, Goiás state, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.32, p.977-985, 1997.
- SILVA, R. B.; IORI, P.; ARMESTO, C.; BENDINI, H. N. Assessing rainfall erosivity with artificial neural networks for the Ribeira Valley, Brazil. *International Journal of Agronomy*. <http://dx.doi.org/10.1155/2010/365249>, 2010.
- SILVA, R. B.; IORI, P.; SILVA, F. A. M. Proposition and compare of equations to estimatethe rainfall erosivity in two cities of São Paulo state. *Irriga*, v.14, p.533-547, 2009.
- SILVA, R. M. Previsão hidrossedimentológica numa bacia periurbana através do acoplamento de modelos climáticos e hidrológicos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba, 2005.
- SIMÕES, S. J. C.; BERNARDES, G. P.; NUNES, C. M. F.; MARCH, T. C. Variabilidade Espacial do Potencial de Erosão e seus Efeitos no processo de Sedimentação de um Pequeno Reservatório – A Bacia dos Mottas, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.12, n.3, p.177-187, 2007.
- TEIXEIRA, F. J.; ALBERTIN, L. L.; LOUREIRO, D. D. T. et al. Previsão da vida útil do Reservatório de Barra Bonita utilizando digitalização de mapas e comparação batimétrica. *Revista Minerva*, v.4, n.1, p.1-10, 2007.

Jefferson Ronald Quaresma Negreiros Mestrando, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - Universidade Federal do Ceará. E-mail: jeffersonquaresma@bol.com.br.

Iran e Lima Neto Prof. Adjunto, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - Universidade Federal do Ceará E-mail: iran@deha.ufc.br.

Aplicação do método de sondagens elétricas verticais na avaliação da resistividade da subsuperfície em área de cultivo de eucalipto (*Eucalyptus grandis*)

The use of vertical electrical sounding to evaluate subsurface resistivity in areas planted with eucalyptus (Eucalyptus grandis)

Submissão: 16/12/2013
Revisão: 10/10/2014
Aprovado: 15/12/2014

Tarcilo David Lôbo Galvão
Milton José Porsani

RESUMO: Este trabalho teve como finalidade avaliar a distribuição da resistividade elétrica na subsuperfície em área de cultivo de eucalipto. Foi aplicado o método geofísico da eletrorresistividade e o ensaio de campo foi desenvolvido em uma área de cultivo de eucalipto em duas distintas fases de desenvolvimento, uma área em início de desenvolvimento e outra com a maturidade alcançada, sendo que o perfil foi caracterizado por meio da realização de 9 (nove) sondagens elétricas verticais, utilizando-se o arranjo Schlumberger. Os resultados da resistividade aparente medidos em campo são mostrados graficamente e os valores da resistividade calculada foram determinados a partir da obtenção dos modelos invertidos. As curvas de contorno caracterizam o perfil geoeletrico em 9 (nove) camadas de resistividades homogêneas, que são peculiares nas subsuperfícies das áreas de cultivo de eucalipto em diferentes estágios de desenvolvimento. Observou-se que na região central do perfil, que coincide com a área de eucalipto em final de ciclo de cultivo, apresentam-se os valores mais altos da resistividade calculada, traduzindo-se pelo maior nível de déficit hídrico e a anomalia observada é acentuada até a profundidade média de aproximadamente 35 (trinta e cinco) metros. O perfil geoeletrico representa a caracterização do fenômeno em determinado momento, indicando aspectos distintos sobre a disponibilidade de água na subsuperfície, de acordo com a cobertura vegetal existente.

PALAVRAS CHAVES: resistividade elétrica, perfil do solo, uso e ocupação do solo.

ABSTRACT: This work aimed to evaluate the electrical resistivity distribution in the subsurface area of eucalyptus cultivation. The geophysical resistivity method was applied and the field trial was conducted in an area planted with eucalyptus in two distinct stages of development, and the profile was characterized by performing nine (9) vertical electrical soundings, using the Schlumberger array. The results of the apparent resistivity measured in the field are shown graphically and values of calculated resistivity were determined by obtaining the inverted models. The contour curves characterize the geoelectrical profile for 9 (nine) layers of homogeneous resistivities, which are peculiar to the subareas of eucalyptus cultivation at different stages of development. It was observed that the highest values of calculated resistivities are found in the central region of the profile coinciding with the area of eucalyptus at the end of the crop cycle, which means the highest level of water deficit and a marked anomaly is observed until the average depth of about 35 (thirty-five) meters. The geoelectrical profile is the characterization of the phenomenon at a given time, indicating different aspects of water availability in the subsurface, in accordance with the existing vegetation.

KEYWORDS: electrical resistivity, soil profile, land use.

APRESENTAÇÃO

Existem muitas aplicações dos métodos geofísicos, os quais se adequam às atuais demandas por modelos econômicos e sustentáveis. Esses métodos se caracterizam por serem operacionalizados através de ensaios

simples e de baixo custo, podendo-se adquirir dados sobre fenômenos subterrâneos a partir da superfície da terra.

Diversos também são os estudos com aplicação de métodos geofísicos: Sacramento (2010) aplicou essa técnica como ferramenta auxiliar na caracterização dos

solos em canaviais do Recôncavo Baiano, e também, Monteiro e Porsani (2001) avaliaram o potencial aquífero da região de Porto Seguro, no Extremo Sul da Bahia. Em ambos os estudos, os perfis foram caracterizados por meio do método geofísico da eletrorresistividade, usando Sondagens Elétricas Verticais (SEV's). Gallas et al. (2005) avaliaram contaminação por chorume e sua detecção por resistividade, cujo ensaio foi desenvolvido em solos originados de rochas basálticas, na bacia do rio Paraná, no município de Londrina (PR). Pereira e Lima (2007) realizaram a caracterização hidrológica e ambiental no município de Alagoinhas (BA) para verificar alterações geradas por influência de depósitos de lixo e da indústria de couros. Lago et al. (2006) aplicaram os métodos da eletrorresistividade, polarização induzida e potencial espontâneo na caracterização geoambiental da área do aterro sanitário de Bauru (SP). Fachin et al. (2006) fizeram a aquisição de dados com método electromagnético indutivo, eletrorresistividade e georadar para determinar e localizar áreas potencialmente contaminadas com resíduos industriais de um curtume, em Várzea Grande – MT.

O método geofísico da eletrorresistividade consiste na medida de potencial entre dois eletrodos, criada pela emissão de corrente elétrica no terreno, na consequente tradução dessas medidas em termos de resistividade e na adequada conversão desses resultados em geologia de superfície. A corrente elétrica é enviada ao terreno por meio de 2 (dois) eletrodos de corrente e a diferença de potencial (d.d.p.) criada por essa corrente é registrada por 2 (dois) eletrodos de potencial.

As Sondagens Elétricas Verticais (SEV's) é uma modalidade de aplicação da eletrorresistividade, que realiza medidas de superfície para investigações verticais qualitativas e quantitativas, ou seja, para caracterização do perfil em subsuperfície.

Esse trabalho teve por finalidade avaliar a distribuição da resistividade elétrica na subsuperfície sob a influência do cultivo de eucalipto em uma área em início de desenvolvimento e outra com a maturidade alcançada, em determinado intervalo de tempo. Pode-se verificar que a resistividade aparente dos materiais da subsuperfície reflete basicamente a distribuição da umidade.

FUNDAMENTAÇÃO

A propriedade física utilizada para esse estudo é a resistividade, a qual nos materiais terrestres está diretamente relacionada com a presença de água. O

potencial elétrico num ponto qualquer da subsuperfície depende diretamente da resistividade, que por sua vez depende de diversos fatores.

Segundo Parasnis (1997), a maioria das rochas é isolante no estado seco, mas sempre existe algum teor de água com sais dissolvidos, possibilitando certa condutividade iônica. Essa condutividade irá depender da natureza dos eletrólitos e do grau que os espaços existentes (poros, fissuras, fraturas) são saturados com água. Afirma também que a forma dos poros assume papel secundário, enquanto o grau de interligação entre os poros é muito importante.

Kearey et al. (2002) consideram a porosidade como principal fator de controle da resistividade em subsuperfície. Segundo Telford et al. (1990) é mais abrangente ao considerar a água subterrânea como principal fator de controle. Argumenta também que o potencial elétrico na subsuperfície pode estar associado à presença de corpos metálicos, contato entre rochas de diferentes propriedades elétricas, atividades bioelétricas de materiais orgânicos, gradientes térmicos e de pressão nos fluidos subterrâneos e outros fenômenos de natureza similar. Fukue et al. (1999) acrescentam também como fatores o tamanho, a forma e a distribuição das partículas sólidas e a espessura e composição da dupla camada catiônica dos argilominerais. De acordo com Elis (2008), dentre esses, os mais importantes são teor de umidade e quantidade de sais dissolvidos, sendo que o aumento dos valores desses fatores leva a diminuição do valor da resistividade, permitindo a aplicação de métodos geofísicos em estudos ambientais e hidrogeológicos.

Segundo CETESB (1999), os métodos geofísicos são técnicas indiretas de investigação das estruturas de subsuperfície através da aquisição e interpretação de dados instrumentais, caracterizando-se, portanto, como métodos não invasivos ou não destrutivos. A propriedade física utilizada é a resistividade elétrica, por meio da injeção de corrente no solo, e tem como principais aplicações a caracterização hidrogeológica, determinação de estratos geológicos, localização de resíduos e mapeamento de plumas de contaminantes orgânicos. Sua característica mais destacada é a determinação da resistividade em até grandes profundidades, superando neste aspecto aos métodos do Georadar, eletromagnético e magnetométrico.

O método da eletrorresistividade baseia-se na aplicação da lei de Ohm, onde o condutor que será submetido à diferença de potencial é todo o semi-espaço compreendido entre dois eletrodos de corrente. Caracteriza-se pela medida da diferença de

potencial entre dois eletrodos ocasionada pela injeção no solo de uma corrente elétrica contínua e de baixa frequência, por meio de dois eletrodos conectados a uma fonte. A distribuição de potencial resultante no solo, mapeada por dois eletrodos de potencial, permite obter a distribuição da resistividade elétrica em subsuperfície (PARASNIS, 1997).

Considerando o quadripolo genérico ABMN de emissão de corrente (AB) e medida da diferença de potencial (MN), a equação 1.1 fornece a relação fundamental para todos os trabalhos de prospecção elétrica realizada na superfície (WARD, 1990):

$$\rho = \frac{\Delta V}{I} \left(\frac{2\pi}{\left(\frac{1}{AM}\right) - \left(\frac{1}{BM}\right) - \left(\frac{1}{AN}\right) + \left(\frac{1}{BN}\right)} \right) \quad (1)$$

Portanto, a resistividade verdadeira (calculada) para um meio homogêneo e isotrópico é dada pela equação 1, onde I é a corrente injetada entre os eletrodos de corrente, ΔV é a diferença de potencial medida entre os eletrodos de potencial, e o termo entre parênteses é o fator geométrico genérico, geralmente representado pela letra K , conforme equação 2. De acordo com Telford (1990), sobre um meio heterogêneo e/ou anisotrópico a resistividade calculada vai variar com a posição e/ou orientação do arranjo dos eletrodos. O valor medido da resistividade aparente para cada posição e/ou orientação do arranjo do eletrodo irá variar, entretanto cada medida é a resistividade aparente equivalente de um semi-espaço homogêneo e isotrópico. Esta resistividade aparente varia sistematicamente através de uma seção geológica e pode ser diagnóstico da presença de várias camadas como também de heterogeneidades condutivas ou resistivas. Então, escreve-se a para a resistividade aparente (WARD, 1990):

$$\rho a = \frac{\Delta V}{I} K \quad (2)$$

No método da eletrorresistividade existem várias técnicas de levantamento de campo, consistindo basicamente em sondagem elétrica e caminhamento elétrico. Conforme Kearey (2002), dois tipos de procedimentos são empregados em levantamentos de resistividade: sondagem elétrica vertical (SEV) e deslocamento de separação constante (caminhamento elétrico ou perfil elétrico). Os ensaios de sondagens são aplicados quando se deseja uma informação pontual, com observação da variação vertical da re-

sistividade e é utilizado principalmente em estudos de interações horizontais ou laterais. O caminhamento elétrico é utilizado para determinação da variação lateral da resistividade.

A sondagem é o tipo de levantamento para aplicação do método da eletrorresistividade usado para avaliar o comportamento da resistividade aparente com a profundidade, em que são realizadas medidas com os eletrodos a vários espaçamentos, sendo mantido o mesmo ponto central. Em geral, é considerado um modelo de subsuperfície de múltiplas camadas com resistividades diferentes. A partir das medidas de resistividade aparente tenta-se inferir a resistividade e espessura de cada uma das camadas. A interpretação é realizada por meio de um ábaco com várias curvas padrão, ou por métodos computacionais de inversão da equação não linear que relaciona a resistividade aparente com o meio de múltiplas camadas.

Se a resistividade do material em volta dos eletrodos de corrente não variar de maneira apreciável, de medida para medida, a variação na resistividade aparente será essencialmente devido ao aumento da profundidade de penetração da corrente no solo. A variação da corrente vai ser, desta maneira, influenciada por camadas cada vez mais profundas (KUNETZ, 1966).

Uma seção geoeletrica difere de uma seção geológica porque os limites entre as camadas são determinadas pelos contrastes de resistividades que não coincidem necessariamente com as interfaces entre as camadas geológicas (KELLER; FRISCHK-NECHT, 1966).

Em sondagens, os eletrodos podem ser dispostos em diversas configurações, sendo mais utilizadas a Wenner, Schlumberger, polo-dipolo e dipolo-dipolo. Para um maior afastamento dos eletrodos, aumenta-se o volume do meio investigado pelo arranjo, sendo que estruturas mais profundas podem ser avaliadas.

Com base nesses fundamentos, Monteiro e Porsani (2001) puderam identificar uma camada profunda de menor resistividade, confirmada como uma espessa camada de arenito saturado, representando o principal aquífero da região de Porto Seguro. Verificou que o aquífero ocorre em toda a região a uma profundidade de aproximadamente 80 a 100 m, estando recoberto por sedimentos areno-argilosos da Formação Barreiras, esses com resistividades da ordem de 300 a 500 ohm.m.

Lima (1996) faz citações afirmando que é possível que o eucalipto extraia significativa quantidade de

água do lençol freático quando este está ao alcance das raízes e que há registro do crescimento de raízes desta planta até 30 metros de profundidade. Cita também que a profundidade de crescimento da raiz é altamente variável e depende de vários fatores ambientais.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DO ESTUDO

O ensaio de campo foi realizado no período de 22 a 24/02/2011 em uma área de cultivo de eucalipto caracterizado por uma área com plantio antigo (15 anos – altura média das plantas com aproximadamente 35 m), tratando-se de área experimental da Suzano Papel e Celulose S/A, indicada na FIGURA 1, circundada por cultivo de eucalipto com 1 (um) ano de implantação (altura média das plantas de 1,5 m), situado na margem direita da BA 269, anterior a comunidade São José – coordenadas geográficas 17° 30' 03.09" S e 39° 28' 52.94" O, datum SAD 69.

O solo na área onde foi realizado o ensaio é classificado como Argissolo Amarelo Distrófico abrupto, coeso, de textura arenosa/argilosa, A moderado e álico. De acordo com Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1999), na classe dos argissolos estão integrados os solos com horizonte "B textural", com argila de atividade baixa, não hidromórficos, com sequência básica nos horizontes Ap, BA e Bt ou Ap, E e Bt. Tem textura arenosa na superfície e argilosa no horizonte Bt, com gradiente textural entre A e Bt suficiente para conferir caráter abrupto, sendo a sua estruturação em blocos subangulares e prismas, tratando-se de um solo profundo, bem drenado e de ocorrência em relevo plano, de acordo com Suzano Papel e Celulose (2005).

Conforme mapa geológico e descrição apresentada pela Superintendência de Recursos Hídricos - SRH (BAHIA, 1997), a área tem como embasamento predominante sedimentos pertencentes ao Grupo Barreiras de origem Terciária ou mesmo Pleistocênicas nos estratos mais recentes. São sedimentos de textura areno-argilosa. O relevo predominante é dos tabuleiros costeiros, tratando-se de um interflúvio longo levemente aplainado (Suzano Papel e Celulose, 2005).

Conforme SRH (BAHIA, 1997), o clima representado nesta região é Tropical Úmido, de acordo com a Classificação Climática de Köppen, sendo Megatérmico, sempre úmido, sem estação seca, com temperaturas médias mensais sempre superior a 19° C e amplitude térmica menor que 5 graus centígrados

(Afhi). A precipitação média anual nesta região encontra-se em torno de 1.400 mm/ano, variado desde níveis próximos a 1.000 até 1.600 mm/ano. Trata-se de uma sub-região caracterizada pelo elevado nível pluviométrico e pela constância ao longo de todo o ano, sem uma definição de estação seca ou chuvosa, entretanto o trimestre mais chuvoso acontece de novembro a janeiro, e o trimestre menos chuvoso de julho a setembro. Considerando-se a temperatura média compensada, observa-se a ocorrência de um clima de temperaturas pouco elevadas, com amplitude térmica inferior a 6° C e temperaturas médias anuais sempre superiores a 22° C. Na estação climatológica mais próxima da área de estudo observou-se a temperatura média 20,9° C nos meses mais frios (junho, julho e agosto) e 25,7° C nos meses mais quentes (janeiro), conforme SRH (BAHIA, 1997).

AQUISIÇÃO DOS DADOS

O perfil foi caracterizado por meio da realização de 9 (nove) SEV's, conforme apresentado no desenho esquemático na FIGURA 1, utilizando-se o arranjo Schlumberger, onde os eletrodos foram alinhados simetricamente em relação ao centro do dispositivo.

Os dados foram medidos com o equipamento SYSCAL-PRO, de propriedade do Centro de Pesquisa em Geofísica e Geologia – CPGG / UFBA. Para obtenção da distribuição dos valores de resistividade (ρ) real na subsuperfície do solo, fez-se a inversão dos dados utilizando-se o software RES1DINV.EXE e os resultados foram exportados na forma de arquivo XYZ e interpolados em malha regular através do ArcMap 9.3, por meio da krigagem ordinária.

RESULTADOS

Os resultados das medidas da resistividade aparente em campo, determinadas com a utilização do equipamento SYSCAL-PRO, são apresentados por dois gráficos na FIGURA 2.

Observa-se que no lado esquerdo da figura estão representados os resultados das SEV's realizadas na área do eucalipto antigo e, no lado direito, os das SEV's feitas na área do eucalipto em 1° (primeiro) ano. As sondagens situadas na área do eucalipto antigo apresentaram os maiores valores de resistividade aparente. Observando-se o segundo gráfico na FIGURA 2, vê-se que a SEV TF4 apresenta as maiores resistividades aparente nesse grupo, podendo-se justificar pelo fato que essa sondagem foi localizada

nas proximidades da área do eucalipto antigo e por existir uma estrada vicinal entre esses locais, fatores que podem ter contribuído para os valores resultantes dessa sondagem.

Os resultados dos modelos invertidos foram exportados na forma de arquivo XYZ e interpolados em malha regular por meio do software ArcMap versão 9.3, com a finalidade de traçar as curvas de contorno que definem o perfil geoeletrico com base na resistividade calculada. Certamente essa seção geoeletrica, caracterizada pela textura e o conteúdo de água nos espaços vazios na subsuperfície, não coincide com as camadas geológicas.

Assim, a krigagem ordinária aplicada neste estudo proporcionou a caracterização dos teores de água na subsuperfície, por meio da dispersão espacial dos dados da resistividade calculada, determinada pela

inversão dos dados da resistividade aparente amostradas em campo.

A FIGURA 3 apresenta as curvas de contorno, retratando o perfil geoeletrico da área de estudo, indicando 09 (nove) camadas homogêneas de resistividade.

De acordo com Soares (2006), fenômenos estruturados tal como o que está evidenciado neste estudo, têm em regra geral duas características comuns que, aparentemente sem ligação, são a razão da explicação dos modelos probabilísticos e, em particular, dos modelos das funções aleatórias: primeiramente, são fenômenos que se distribuem no espaço de modo não aleatório, isto é, com certa estrutura; depois, a informação disponível (amostragem, observações) geralmente é parcelar, discreta e escassa, o que faz com que seu conhecimento global esteja sempre associado a uma certa ideia de incerteza.

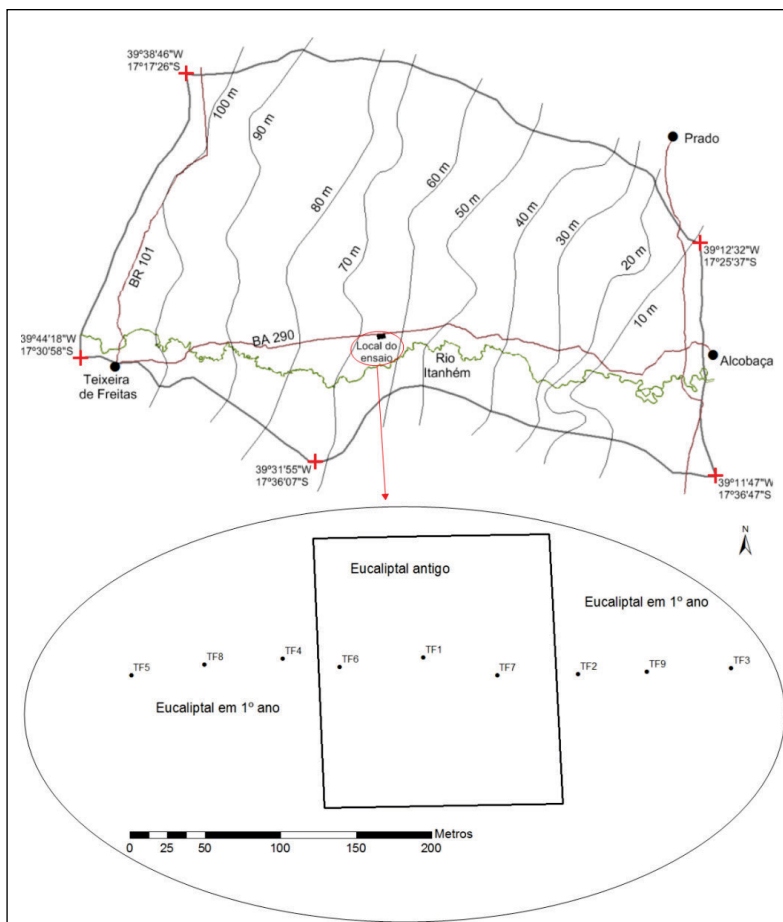


FIGURA 1. Localização da área do estudo geofísico, indicando as curvas de níveis do trecho da Bacia Hidrográfica do rio Itanhém e o croqui do ensaio realizado.

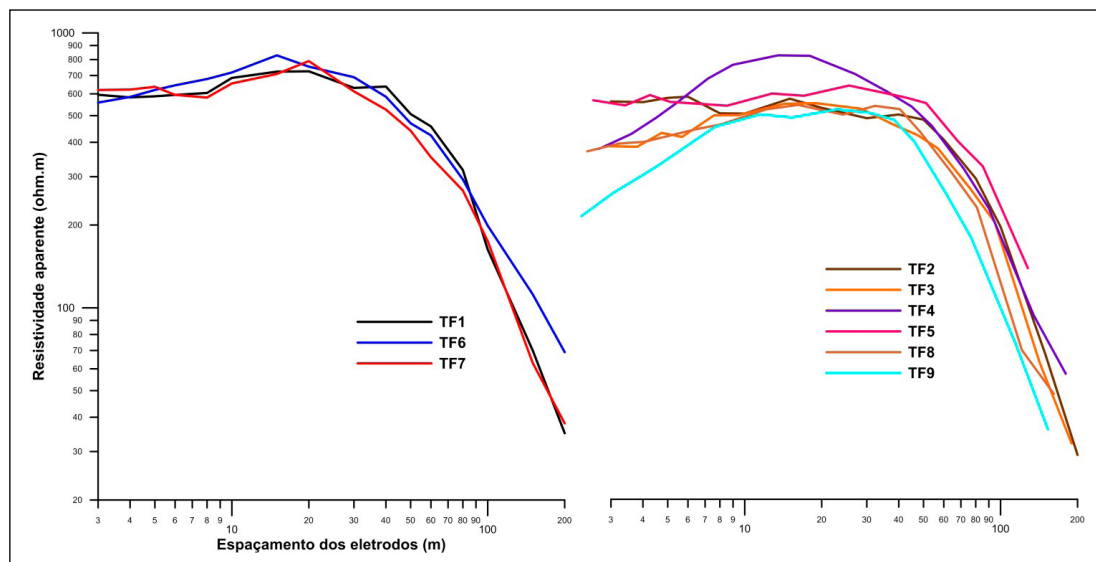


FIGURA 2. Plotagem das sondagens realizadas na área de estudo.

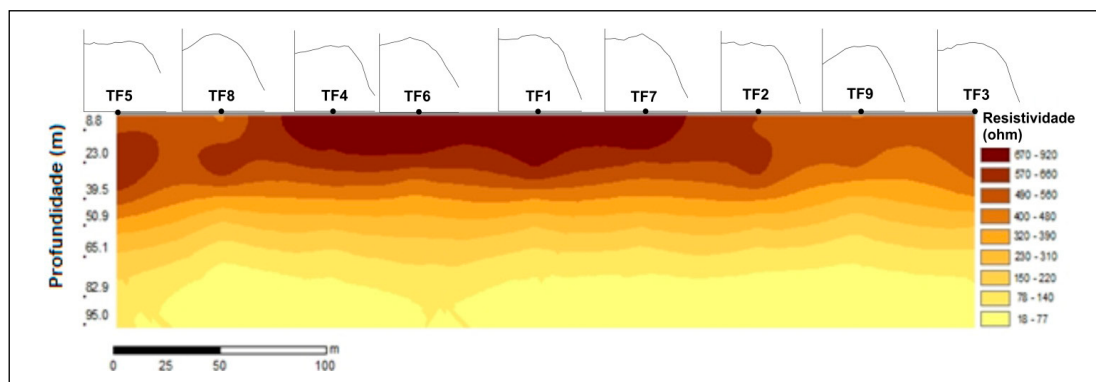


FIGURA 3: Curvas de contorno indicando a resistividade calculada no perfil geoeletrico.

Desta maneira, para determinação da característica do fenômeno em estudo, os dados do modelo inverso (resistividade calculada) e o consequente uso da krigagem ordinária inferiu grandezas no espaço não amostrado, a partir dos dados coletados em campo.

A FIGURA 3 apresenta as curvas de contorno, retratando o perfil geoeletrico da área de estudo, indicando 09 (nove) camadas homogêneas de resistividade.

Observando-se a FIGURA 3 vê-se que as curvas de contorno indicam que os valores da resistividade

calculada decaem com o aumento da profundidade e que os maiores valores estão na parte mais superficial do perfil, nas zonas das SEV's TF4 até a TF7.

CONCLUSÕES

O perfil geoeletrico representa a caracterização do fenômeno em determinado momento, indicando aspectos distintos sobre a disponibilidade de água na subsuperfície, de acordo com a cobertura vegetal existente.

Observa-se que na região central do perfil se apresentam os valores mais altos da resistividade calculada, traduzindo-se pelo maior nível de déficit hídrico e coincidindo com o local onde está situado o cultivo de eucalipto antigo. A anomalia observada é acentuada até a profundidade média de aproximadamente 35 (trinta e cinco) metros. A profundidade dessa anomalia é proporcional ao estado de desenvolvimento / altura das árvores, porque sendo plantas muito altas (aproximadamente 35 m) indicam equivalente crescimento em profundidade das suas raízes pivotantes e, portanto, maior capacidade de extração de água.

A configuração dos eletrodos e o número de SEV's realizadas no ensaio possibilitou distinguir as camadas homogêneas que representam a resistividade nas regiões da subsuperfície onde a cobertura vegetal é eucalipto em 1º (primeiro) ano e na área com eucalipto em 15º (décimo quinto) ano, tornando possível a estimativa da umidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

É crescente a preocupação com a conservação e disponibilidade de água, tornando-se necessário a análise crítica da relação entre silvicultura e recursos hídricos, de forma que resulte na busca de sistemas e/ou formas de manejos direcionados ao desenvolvimento sustentável, sendo o zoneamento agroecológico uma alternativa viável.

Há necessidade da abordagem sistêmica do problema, envolvendo os aspectos econômicos, sociais e ambientais, com a especial preocupação da manutenção das vazões dos mananciais hídricos.

A relação entre o cultivo de eucalipto e o déficit hídrico é um tema controverso e polêmico, e a aplicação da técnica da eletrorresistividade em estudos para a esse fim certamente poderá contribuir para o esclarecimento de dúvidas. Entretanto, sugerimos o uso desse método geofísico de forma mais abrangente, considerando diferentes tipos de solos e estágios de desenvolvimento do eucalipto e os regimes pluviométricos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos os CNPQ por disponibilizar recursos financeiros que possibilitaram a execução desta pesquisa.

Também à Empresa Baiana de Desenvolvimento Agrícola - EBDA, por complementar os recursos necessários. De maneira particular, agradecemos a Eng^a Agrônoma Darcy Regis, pela atenção e esforço nesta colaboração.

Ao Luiz Medeiros, técnico em geofísica do Instituto de Geociências da UFBA, pela aplicação e competência durante os trabalhos em campo.

Aos estagiários da EBDA – regional Teixeira de Freitas (BA), Vitor Valentim, Marcelo e Uelvis, pelo esforço, dedicação e disciplina necessárias ao bom andamento dos levantamentos realizados.

Referências

- BAHIA. Superintendência de Recursos Hídricos - SRH. Plano Diretor de Recursos Hídricos. Salvador, 1997.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Projeto de Cooperação Técnica Brasil-Alemanha-GTZ. São Paulo, 2001. 398 p.
- ELIS, V. R. A geofísica como ferramenta para detectar e mapear contaminações: principais métodos geofísicos e aplicações. São Paulo, USP, Departamento de Geofísica, IAG, 2008. 35 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. SNCLS, Rio de Janeiro, 1999.
- FACHIN, S. J. S.; HUBER, F.; SHIRAIWA, S. et al. Aplicação de métodos geofísicos para identificar área contaminadas por resíduos de um curtume. Revista Brasileira de Geofísica, v. 24, n. 1, p. 129-138, 2006.
- FUKUE, M.; MINATO, T.; HORIBE, H.; TAYA, N. The micro-structures of clay given by resistivity measurements. Engineering Geology, v. 54, p. 43-53, 1999.
- GALLAS, E. Z.; TAIOLI, F.; SILVA, S. M. C. P. da.; COELHO, O. G. W.; PAIM, P. S. G. Contaminação por chorume e sua detecção por resistividade. Revista Brasileira de Geofísica. Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 51-19, 2005.
- KEAREY, P. Electrical surveying. In KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. An Introduction to Geophysical Exploration. Blackwell Publishing, 2002.
- KELLER, G. V.; FRISCKNECHT, F. C. Electrical methods in geophysical prospecting. New York, Pergamon Press. 1966.
- KUNETZ, G. Principles of direct current resistivity prospecting. Gebrüder Borntraeger, Berlin, 1996.

- LAGO, A. L.; ELIS, V. R.; GIACHETTI, H. L. Aplicação de métodos geofísicos em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Bauru – SP. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 24, n. 3, p. 357-374, 2006.
- LIMA, W. P. *Impacto Ambiental do Eucalipto*. São Paulo, EDUSP, 2 ed., 1996. p. 54-93.
- MONTEIRO, A. C.; PORSANI, M. J. Delimitação do topo do aquífero na região de Porto Seguro – Bahia através da inversão de sondagens elétricas verticais. *Revista Brasileira de Geofísica*. Rio de Janeiro, v. 19, nº 3, p. 279-292, 2001.
- PEREIRA, P. A.; LIMA, O. A. L. Estrutura elétrica da contaminação hídrica provocada por fluídos provenientes dos depósitos de lixo urbano e de um curteiro no município de Alagoinhas, Bahia. *Revista Brasileira de Geofísica*. Rio de Janeiro, v. 25, n. 1, p. 5-19, 2007.
- PARASNIS, D. S. *Principles of Applied Geophysics*. Chapman & Hall, 1997, 431p.
- SACRAMENTO, R. V. O. Caracterizações dos solos, fitodisponibilidade e teores pseudo-totais de metais nos sistema solo-planta em canais do Recôncavo Baiano. 2010. 220 f. Tese (doutorado em Energia e Ambiente) – Centro Interdisciplinar em Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, 2010.
- SOARES, A. *Geoestatística para as ciências da terra e do ambiente*. Lisboa, Instituto Superior Técnico, 2ª edição, 2006. 214 p.
- SUZANO PAPEL E CELULOSE. Levantamento semidetalhado de solos. Projetos 2006, Regional Bahia, 2005. 10 p.
- TELFORD, W. M. *Electrical Properties of Rocks and Minerals. Resistivity Methods*. In TELFORD, W. M.; GELDART, L. P.; SHERIFF, R. E. *Applied geophysics*. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- WARD, S.H. *Resistivity and induced polarization methods*. In WARD. S. H. *Investigations in geophysics – Geotechnical and Environmental Geophysics*. San Diego: Academia Press, 1990.

Tarcilo David Lôbo Galvão Empresa Baiana de Desenvolvimento Agrícola S/A (EBDA). E-mail: tarcilo.galvao@ebda.ba.gov.br

Milton José Porsani Centro de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica / Centro Interdisciplinar em Energia e Ambiente / UFBA. E-mail: porsani@cpge.ufba.br

Influências da distribuição temporal de precipitação no mapeamento de inundação

Influences of time distribution of precipitation in flood mapping

Submissão: 28/07/2014

Revisão: 06/11/2014

Aprovado: 05/12/2014

Leonardo Romero Monteiro
Masato Kobiyama

RESUMO: Em estudos de inundações, tem-se grande dificuldade para estimar a distribuição temporal de precipitação. O objetivo do presente trabalho foi analisar a influência dos padrões temporais da precipitação no mapeamento de inundações. Foi investigado o caso da Bacia do Braço do Baú (48 km²) no município de Ilhota/SC. Quatro hietogramas com formatos diferentes aplicados a dois casos de saturação de solo foram projetados e utilizados na modelagem hidrológica e hidrodinâmica para a criação de mapas de inundação. Os resultados permitem concluir que, para diferentes distribuições temporais de precipitação, existe relevante variação das vazões de pico. A velocidade do escoamento superficial tem grande variação e afeta diretamente o Índice de Perigo da inundação. Consequentemente, confirma-se uma forte influência da distribuição temporal nas características da inundação.

PALAVRAS-CHAVE: Inundação, distribuição temporal de precipitação, Modelagem Hidrológica, Modelagem Hidrodinâmica.

ABSTRACT: In flood studies it is very difficult to estimate the time distribution of precipitation. Therefore, the objective of this study was to analyze the influence of the time distribution of precipitation on hydrographs and on flood areas. The case of Braço do Baú basin (48 km²), in Ilhota, SC, Brazil was then investigated as a case study. Four hyetographs with different patterns but the same quantity of precipitation were projected and used in hydrologic and hydrodynamic modeling with two different soil saturation conditions. The results obtained allow the conclusion that, in accordance with different time-distributions of precipitation, there is a major variation in hydrograph peaks. Large variations in flood flow velocity occur, which directly affect the Flood Hazard Index. Thus, a strong influence of time distribution of the precipitation on flood mapping is confirmed.

KEYWORDS: Flood, Time distribution of precipitation, Hydrologic modeling, Hydrodynamic modeling.

INTRODUÇÃO

Em novembro de 2008, a região do vale do Itajaí foi afetada por chuvas severas que desencadearam diversos desastres naturais. A região mais atingida foi a do Complexo do Baú, onde a Bacia do Braço do Baú se localiza. Diversos relatos foram elaborados referenciando os desastres naturais ocorridos no Complexo do Baú em 2008, alguns deles com intuítos científicos, como Frank e Sevegnani (2009), Lima et al. (2010) e Monteiro e Kobiyama (2013), além de outros com intuito social, como Menezes (2009) e Pereira (2009).

Esses trabalhos demonstram que, para minimizar os desastres, é necessário implantar medidas não estruturais, entre as quais o mapeamento de risco de inundação. Devido ao banco de dados escasso, incluindo de precipitação, é difícil concretizar tal

mapeamento. A variação temporal detalhada se torna ainda mais importante quanto menor for o tempo de concentração da bacia e o detalhamento desta variação não existe em grande parte dos bancos de dados de precipitação do Brasil. Desta forma, métodos alternativos são necessários para estimar a variação temporal da precipitação.

Diversos autores abordaram a importância de aspectos das precipitações nos estudos de hidrologia. Rahman et al. (2002) afirmaram que os fatores primordiais que afetam a geração de vazão são a duração da tempestade, a intensidade, padrões temporais e de área da precipitação e as perdas da precipitação total, que resulta na precipitação efetiva. Loukas (2002) comentou sobre a relevância da variação temporal da precipitação e aplicou análises estatísticas fazendo comparações com dados observados para estimar esta importância. Canholli (2005) discutiu a influência da

distribuição temporal das precipitações nos projetos de drenagem urbana e realizou uma revisão bibliográfica sobre o assunto. Entretanto, na literatura são poucas as publicações que tratam da influência da distribuição temporal da precipitação sobre o mapeamento de inundação, onde um dos pioneiros é o trabalho de Abreu (2013). Ainda, são raros os trabalhos publicados levando em conta o perigo de inundação.

Com base nessas observações, o objetivo deste trabalho foi analisar as influências da distribuição temporal da precipitação no mapeamento de inundação com as aplicações de modelos hidrológicos e hidrodinâmico na bacia do Braço do Baú em Ilhota/SC. Para isto, a metodologia de mapeamento de perigo de inundação, proposta por Monteiro e Kobiyama (2013), foi utilizada como base metodológica para a criação de mapas de inundação correspondentes a diferentes regimes de precipitação e saturação do solo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo é composta pela bacia hidrográfica do Braço do Baú (48 km²), que faz parte do Complexo do Baú e se localiza no município de Ilhota, estado de Santa Catarina. O comprimento do rio principal, que é caracterizada pela 4ª ordem de acordo com a hierarquia fluvial de Strahler (1952), é de aproximadamente 15 km. Essa bacia é rural, havendo poucas áreas de comércio, moradias e estradas.

O município possui 12.324 habitantes (IBGE, 2010) e está inteiramente dentro da bacia do Rio Itajaí (Figura 1). Tanto o município como o Rio Itajaí são marcados por um histórico de problemas com inundações. De acordo com Lima et al. (2010), os usos do solo da bacia consistem em 50% de mata (capoeira, capoeirão, mata secundária e clímax), 15% de plantação de banana, 13% de capoeirinha, 11% de reflorestamento, 9% cultivo de arroz, 1% de outros cultivos e 1% solo exposto.

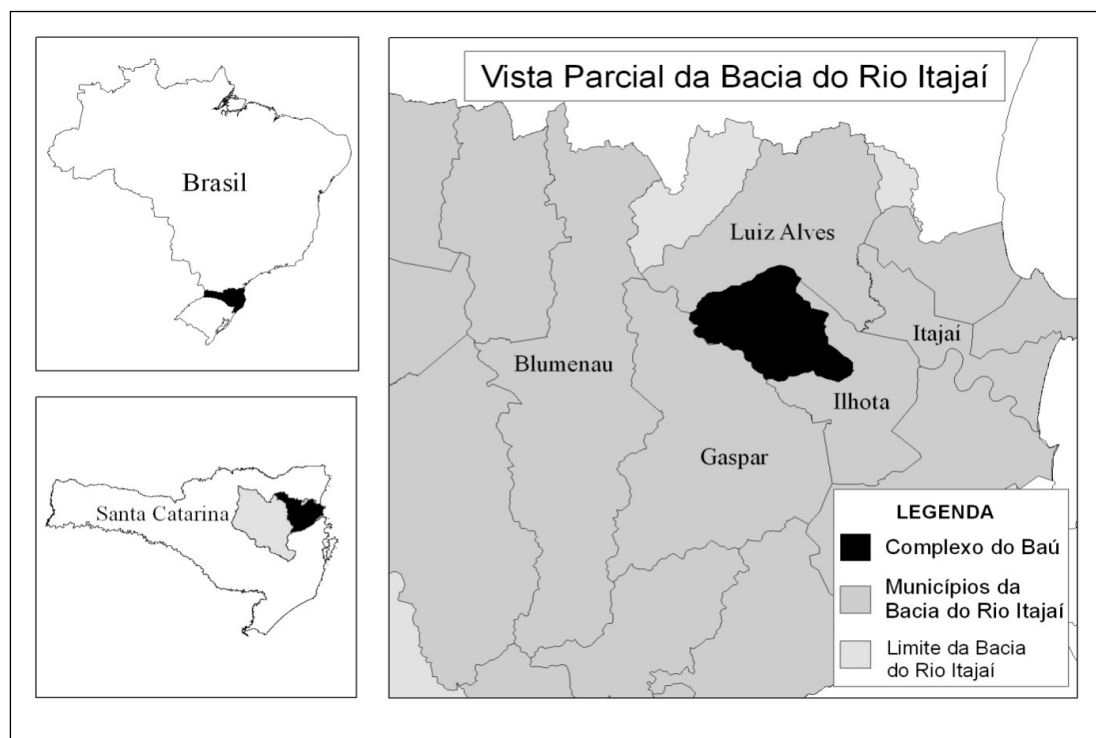


FIGURA 1. Mapa de localização do Complexo do Baú.

Com o mapa geográfico do IBGE (escala 1:50.000), observa-se que, na hierarquia fluvial de Strahler, a bacia do Braço do Baú possui 39 segmentos de 1ª ordem, 9 segmentos de 2ª ordem, 2 segmentos de 3ª ordem e 1 segmento de 4ª ordem. Pelas análises de área das bacias hidrográficas propostas por Christofolletti (1980), o Braço do Baú possui o Índice de Circularidade de $0,59 \text{ m}^2/\text{m}^2$, o Índice entre Comprimento e Área de $1,47 \text{ m}^2/\text{m}^2$, a densidade de rios de $1,06 \text{ rios}/\text{km}^2$ e a densidade de drenagem de $1,53 \text{ km}/\text{km}^2$.

Por meio de observações em campo e entrevistas com moradores locais, verificou-se quais lugares foram inundados no evento extremo de 2008, e então foram coletados 12 pontos geográficos com um GPS de precisão para delimitar a área inundável. Com estas informações, aplicou-se a metodologia proposta por Monteiro e Kobiyama (2013) e a bacia foi dividida em 18 sub-bacias de contribuição (B) e uma área inundável (AI) (Figura 2 e Tabela 1).

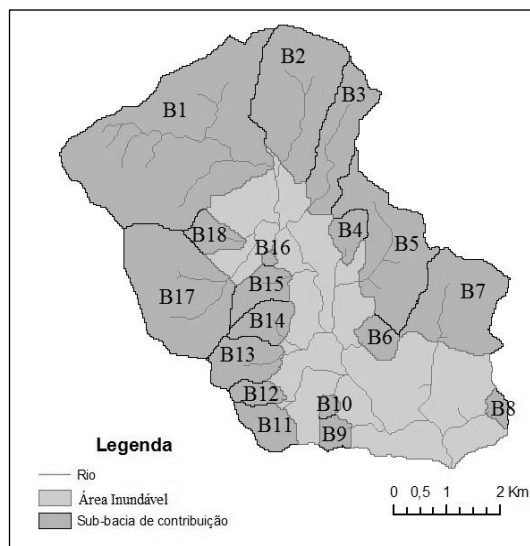


FIGURA 2. Divisão da Bacia do Braço do Baú

TABELA 1
Características das sub-bacias de contribuição (B) e da área inundável (AI)

Sub-bacia	Área (km ²)	Declividade Média do Rio (%)	Sub-bacia	Área (km ²)	Declividade Média do Rio (%)
B1	10,07	6,8	B11	0,95	16,5
B2	4,21	13,7	B12	0,65	19,9
B3	2,09	8,3	B13	1,51	17,8
B4	0,67	6,2	B14	1,01	9,8
B5	3,42	4,1	B15	1,01	4,7
B6	0,64	14,4	B16	0,18	24,7
B7	3,06	7,8	B17	4,49	11,5
B8	0,3	18,8	B18	0,63	18,7
B9	0,48	15,6	AI	12,98	0,3
B10	0,16	18,5			

Cálculo da precipitação de projeto

Com a série temporal de 3 estações pluviométricas disponibilizadas pela ANA (Estação 2648000 de 01/1935 até 12/1966; Estação 2648001 de 09/1927 até 12/1966; Estação 2648002 de 01/1941 até 12/2006), utilizou-se o método de Thiessen para estimar a área de abrangência de cada estação. Assim, estimou-se uma única série histórica de dados diários referentes à bacia de estudo com o Método

da Distância Invertidas (SINGH, 1992). Com essa nova série, aplicou-se o Método de Gumbel para estimar as precipitações máximas anuais eo método de desagregação, proposto pela DAEE/CETESB (1980), para aferir a variação temporal da intensidade da precipitação. Com o resultante, criou-se a Curva de Precipitações Intensas para a localidade.

Levando em consideração as recomendações de Silveira (2005), onde que a bacia de estudo é uma

pequena bacia rural, o Método da Onda Cinemática (KIBLER, 1982) foi utilizado para o cálculo do tempo de concentração da bacia

$$t_c = \frac{7,35n^{0,6}L^{0,6}}{i^{0,4}S^{0,3}} \quad (1)$$

onde t_c é o tempo de concentração (h), n é o número de Manning de 0,07, L é o comprimento do talvegue de 15,28 km, i é a intensidade da precipitação de 35 mm/h e S é a declividade média do talvegue de 0,0303 m/m. Assim, o tempo de concentração é de 5,27 h. Adotou-se o período de retorno de 5 anos e a duração de precipitação de 5 horas que é aproximadamente igual ao tempo de concentração da bacia, obtido com a equação (1).

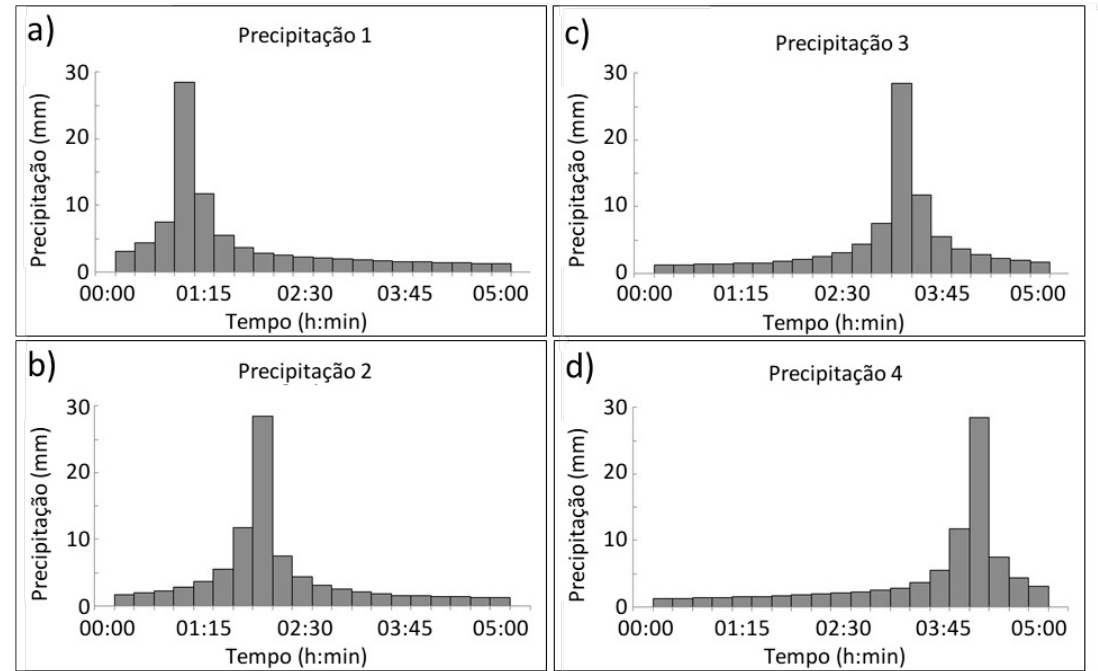


FIGURA 3. Hietogramas da precipitação de projeto a) Precipitação 1; b) Precipitação 2; c) Precipitação 3; d) Precipitação 4.

TABELA 2
Estrutura do HEC-HMS

Modelo	Método utilizado	Parâmetros variáveis	Parâmetros fixos
Perdas de Precipitação	Modelo da Retenção Potencial Máxima - SCS Curve Number	Número de Deflúvio; Perdas Iniciais; Precipitação de projeto	-
Transformação do Escoamento Superficial	Hidrograma Unitário de Clark	Precipitação efetiva	Área da bacia; tempo de concentração; coeficiente de armazenamento
Escoamento Básico	Constante Mensalmente	-	Vazão do escoamento de base

Para definir a distribuição temporal da precipitação, o Método dos Blocos Alternados foi modificado. A alteração consiste principalmente em diferenciar a localização do bloco de precipitação máxima do hietograma, como propõe Huff (1967) em seu método de distribuição temporal de precipitação, contrário ao Método dos Blocos Alternados tradicional onde a precipitação máxima se localiza aproximadamente na duração média do evento chuvoso. Desta maneira, foram criados quatro hietogramas de diferentes formatos com tempo de duração de cada bloco de 15 minutos. Os picos das Precipitações 1, 2, 3 e 4 ocorrem às 01:00, 02:00, 03:15 e 4:15 horas do início da precipitação, respectivamente (Figura 3).

Modelagem Hidrológica e Hidrodinâmica

A modelagem hidrológica foi realizada com o programa HEC-HMS (*Hydrologic Modeling System*), desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos da América (USACE-HEC, 2000). Os modelos e os parâmetros referenciados na Tabela 2 foram utilizados. Os parâmetros foram separados em variáveis e fixos. Os parâmetros variáveis criaram diferentes cenários a serem analisados.

O valor do Número de Deflúvio (CN) foi obtido com base em Lima et al. (2010) que realizaram a discriminação do uso do solo para a mesma área de estudo. De acordo com SCS (1985), para um mesmo tipo e uso do solo, o valor de CN pode sofrer variações

de acordo com o estado atual de umidade do solo. Três condições de umidade são definidas: Solos mais secos (Condição 1); Solos com umidade média (Condição 2) e Solos mais úmidos (Condição 3). Como se trata de um estudo de inundações, utilizou-se apenas as Condições 2 e 3 denominadas no presente trabalho de Caso 1 e Caso 2, respectivamente. Assim, para o Caso 1, o CN é de 73,9, enquanto que para o Caso 2 é de 86,7.

As perdas iniciais de precipitação foram obtidas de acordo com o que o SCS sugere para pequenas bacias rurais, em função de CN . O coeficiente de armazenamento foi estimado através da proposição de Dooge (1973). Os valores de vazão de base foram obtidos com uma média dos dias em que não ocorreram precipitações nos três dias anteriores, utilizando os dados da ANA de uma bacia vizinha, do município de Luiz Alves (Estação 83880000 de 01/1930 até 12/1966). Assim, encontrou-se as vazões de base para as sub-bacias da área de estudo realizando proporções lineares entre área de drenagem e escoamento base.

A modelagem hidrodinâmica foi realizada com o modelo FLO-2D proposto por O'Brien et al. (1993). O mapa topográfico e a imagem de satélite foram considerados como os parâmetros de entrada fixos. As informações dos hidrogramas calculados com o HEC-HMS para cada sub-bacia, as próprias precipitações que causaram essas vazões, e as informações referentes ao uso do solo e seu nível de saturação foram utilizados como os parâmetros variáveis. Semelhante

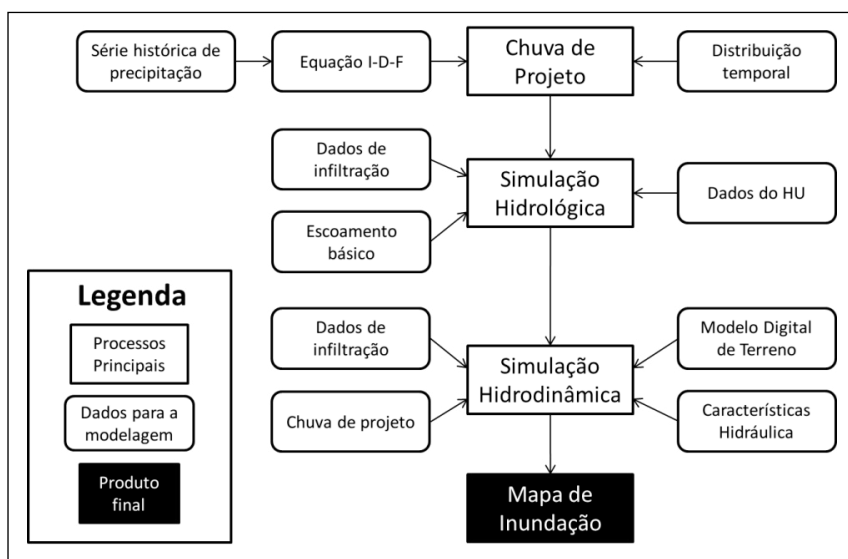


FIGURA 4. Mapeamento de inundação (Modificação de Monteiro e Kobiyama, 2013).

ao caso da modelagem hidrológica, o método adotado para estimar as perdas de precipitação na modelagem hidrodinâmica foi o Método de Retenção Potencial Máxima. Para realizar a simulação 2D de inundação, foram criadas grades de 100 m².

Assim, o presente trabalho adaptou a metodologia para o mapeamento de perigo de inundação proposta por Monteiro e Kobiyama (2013) para apenas o mapeamento de inundação (Figura 4). Desta maneira, com as diferentes precipitações de projeto, pode-se criar hidrogramas de contribuição com o modelo hidrológico, os quais servem como dados de entrada para o modelo hidrodinâmico. Com os resultados do modelo hidrodinâmico se cria o mapa de inundação. No total, foram realizadas oito simulações para a modelagem hidrológica, sendo quatro distribuições temporais (Precipitação 1 a 4) para dois tipos de condição de solo (Caso 1 e 2). Na modelagem hidrodinâmica foram realizadas quatro simulações, duas distribuições temporais (Precipitação 1 e 4) para cada Caso de saturação do solo.

Índice de Perigo

Para Stephenson (2002) o perigo de uma inundação não é influenciado pela área inundada e é avaliado pela relação que a coluna de água tem com a velocidade das partículas que passam por ela, não levando em consideração os efeitos das colunas de água adjacentes. Assim, formulou o Índice de Perigo (IP) como,

$$IP = H \cdot v \quad (2)$$

onde h é a profundidade da lâmina de água da inundação (m) e v é a velocidade do escoamento (m/s). Utilizando este índice, foi proposta a diferenciação qualitativa do perigo para diferentes valores de IP (Figura 5). Logo, torna-se evidente a importância da velocidade da água nos estudos de inundação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados consistem na análise dos resultados do mapeamento de inundações, sendo que tanto as características das inundações, quanto dos hidrogramas que fornecem a água para a área de inundação são discutidas.

Hidrograma

As análises de três sub-bacias representativas do conjunto total são apresentadas: B1, B5 e B10 (Tabela 3). A Figura 6 mostra os hidrogramas do escoamento superficial referentes à Sub-bacia B1 nos Casos 1 e 2. Em ambos os casos, com a variação das distribuições temporais de precipitação, quando o pico da precipitação se localiza ao final do evento, o valor máximo da vazão do hidrograma aumenta e sua duração é reduzida. Isto ocorre porque a parte precipitada inicialmente aumenta a saturação do solo, expressa pelo potencial de saturação do solo, diminuindo as perdas de precipitação durante o pico. Para o Caso 2, onde o solo é inicialmente mais saturado, este efeito é menor.

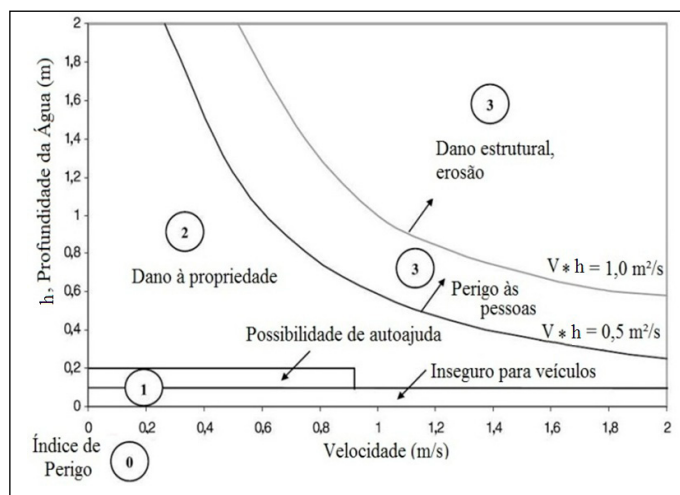


FIGURA 5. Diagrama do perigo de inundação (Adaptado de Stephenson, 2002).

TABELA 3
Características das sub-bacias analisadas

Sub-bacia	Área (km ²)	Declividade (%)
B1	10,07	6,8
B5	3,42	4,1
B10	0,16	18,5

Observa-se a semelhança entre a Precipitação 1 e a Precipitação 2, após 05:30h de duração do evento chuvoso. Isto resulta do fato em que os volumes já escoados se tornam iguais para os dois Casos após esse período. A partir deste momento, a taxa de infiltração permanece igual para ambas as precipitações (Figura 6).

Para analisar melhor os resultados, as diferenças relativas entre os hidrogramas provenientes da Precipitação 1 com o da Precipitação 4 são apresentadas (Tabela 4). A tendência à conservação do volume total escoado para ambos os Casos já era esperada, pois tanto os volumes precipitados quanto os parâmetros de infiltração são iguais para todas as sub-bacias. A sub-bacia com maior diferença das vazões de pico foi a B5 (98,60% para o Caso 1 e 52,20% para o Caso 2), por causa de fatores geomorfológicos (menor declividade) que influenciam o Modelo de Transformação do Escoamento Superficial.

TABELA 4
Análise dos Hidrogramas

	Diferença dos volumes totais do escoamento superficial	Diferença das vazões de pico
Equações	$\frac{vol_{P4} - vol_{P1}}{vol_{P4}}$	$\frac{Q_{P4} - Q_{P1}}{Q_{P4}}$
Sub-bacia	Caso 1	
B1	0,00%	81,40%
B5	0,03%	98,60%
B10	0,18%	97,50%
	Caso 2	
B1	0,01%	41,70%
B5	0,01%	52,20%
B10	0,10%	47,40%

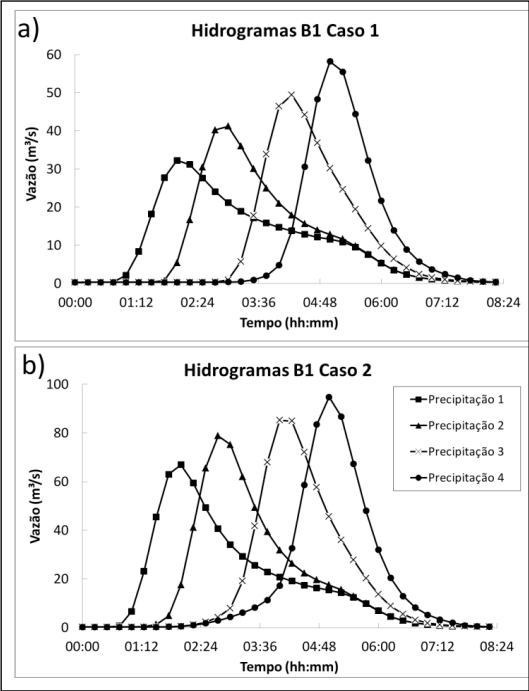


FIGURA 6. Hidrogramas das quatro diferentes precipitações para B1: (a) Caso 1; (b) Caso 2.

Foi realizada a regressão linear entre os valores de pico dos hidrogramas e seus tempos de ocorrência, para, assim, se analisar a correlação entre as diferentes precipitações (Tabela 5). A Figura 7 mostra a correlação para a Sub-bacia B1 em ambos os Casos. Os elevados valores de R^2 implicam que há uma forte correlação linear entre o pico e seus horários de ocorrência. Ambos os Casos demonstram que quanto menor for a bacia, menor também é a correlação entre os picos, inferindo a complexidade no estudo de pequenas bacias. A variação no horário do pico entre ambos os Casos ocorreu porque a taxa de infiltração foi mais efetiva no Caso 1.

No Caso 1, onde o solo é inicialmente menos saturado, a relação se aproxima mais de uma equação de uma reta em todas as Sub-bacias do que no Caso 2. A maior infiltração, ou seja, a maior perda de precipitação forma a menor precipitação efetiva e esta perda é responsável pela variação dos picos das vazões dos hidrogramas. Se a perda de precipitação for muito pequena, o amortecimento do pico do hidrograma pode não ser significativo para qualquer distribuição

TABELA 5
Regressão linear dos picos nas três sub-bacias em ambos os Casos.

Sub-bacia	Caso 1	
	Equação linear	R ²
B1	$Q = 199,97 \cdot T + 15,58$	0,990
B5	$Q = 91,85 \cdot T + 7,75$	0,946
B10	$Q = 5,69 \cdot T + 0,51$	0,936
	Caso 2	
	Equação linear	R ²
B1	$Q = 206,58 \cdot T + 51,90$	0,959
B5	$Q = 95,90 \cdot T + 23,58$	0,926
B10	$Q = 5,50 \cdot T + 1,54$	0,900

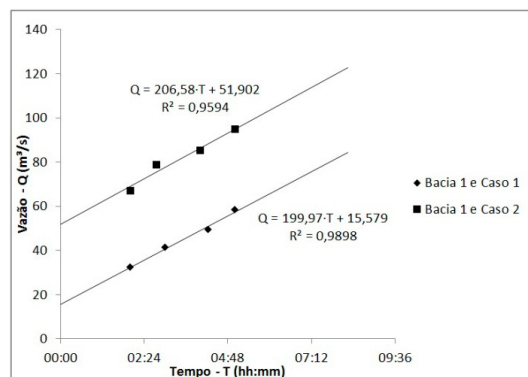


FIGURA 7. Correlação entre os horários e as vazões de pico dos hidrogramas em B1.

temporal da precipitação. Estas considerações permitem dizer que existem duas situações de infiltração nas quais a distribuição temporal da precipitação não tem importância na avaliação da vazão de pico: quando a infiltração é muito alta e não permite que ocorra escoamento superficial e quando não existem perdas por infiltração.

Inundação

Foram analisadas apenas as Precipitações 1 e 4 para ambos os Casos. As análises de inundação compõem a área de inundação, a profundidade de inundação e a velocidade máxima de escoamento (Tabela 6 e Figura 8). A velocidade máxima de escoamento não necessariamente está relacionada ao horário de pico

do hietograma devido a complexidade da convolução dos hidrogramas das sub-bacias com características diferentes (tempo de concentração e área).

TABELA 6
Análises da área de inundação, profundidade de inundação e velocidade de escoamento

Parâmetros de Análise	Caso 1		
	P1	P4	Diferença relativa (%)
Área de inundação (km²)	3,31	3,63	8,8
Porcentagem inundada da área total inundável (%)	0,255	0,28	-
Profundidade máxima (m)	5,38	5,61	4,1
Profundidade média (m)	0,11	0,13	12,8
Velocidade máxima (m/s)	1,67	2,41	30,7
Velocidade média (m/s)	0,33	0,46	28
	Caso 2		
	P1	P4	Diferença relativa (%)
Área de inundação (km²)	3,81	3,89	2,1
Porcentagem inundada da área total inundável (%)	0,294	0,3	-
Profundidade máxima (m)	5,66	5,83	2,9
Profundidade média (m)	0,18	0,2	10,1
Velocidade máxima (m/s)	2,57	3,12	17,6
Velocidade média (m/s)	0,51	0,62	18,4

As áreas de inundação compõem os locais onde o escoamento alcançará em algum momento do evento. Este parâmetro não é muito relevante se analisado exclusivamente, pois não indica detalhadamente o grau de perigo de uma inundação. As áreas de inundação são maiores na Precipitação 4 porque a vazão fornecida ao sistema da AI é maior. No Caso 1 a variação das áreas de inundação entre duas Precipitações é maior do que no Caso 2, porém a área total de inundação é maior no Caso 2.

A profundidade da inundação foi obtida por meio da diferença entre a cota do terreno, com a cota de elevação do nível de água. Quanto maior for a profundidade, maior será o potencial destrutivo,

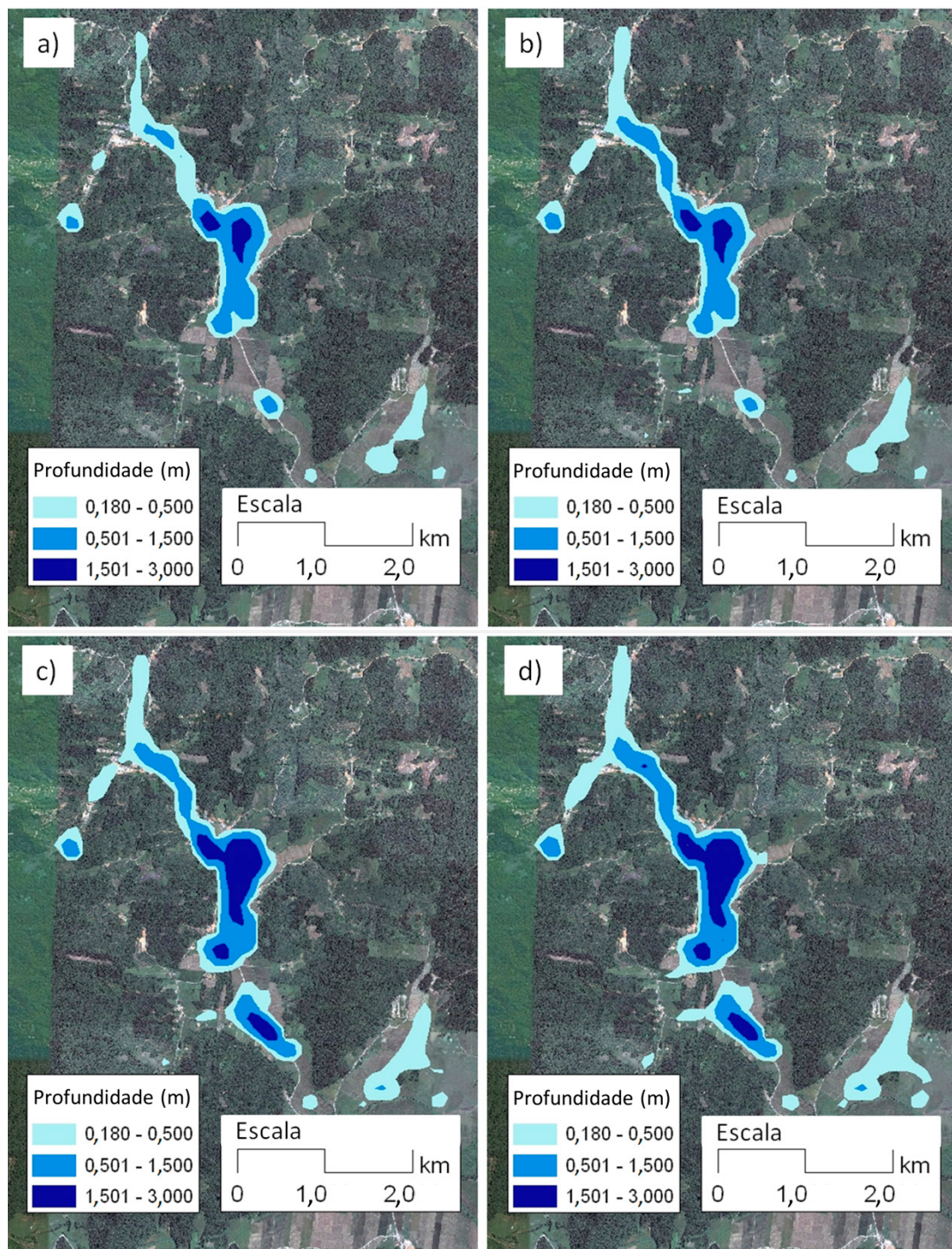


FIGURA 8. Mapas de Inundação. a) Caso 1 e P1; b) Caso 1 e P4; c) Caso 2 e P1; e d) Caso 2 e P4.

para uma mesma velocidade conforme o conceito de perigo de Stephenson (2002). Para a profundidade, deve-se destacar a maior variação quando se compara a profundidade referente à bacia inteira (profundidade média). Isto ocorre porque quando se analisa a profundidade máxima, uma área de armazenamento como uma depressão está sendo representada.

Tanto os dados de velocidade máxima como os de velocidade média possuem grande variação entre as duas precipitações e entre os dois Casos. Este resultado se relaciona ao momento da ocorrência do pico no hidrograma. Comparando os valores das Tabelas 4 e 6, foi observado que a diferença relativa da velocidade é aproximadamente um terço daquela da vazão de pico em ambos os Casos.

A Tabela 7 apresenta os maiores valores encontrados de IP. Stephenson (2002) comentou que inundações com IP maior do que $1 \text{ m}^2/\text{s}$ possuem capacidade de causar danos a estruturas físicas. Os valores da diferença relativa na Tabela 7 indicam a importância da distribuição temporal da precipitação no cálculo do IP. O local de ocorrência do máximo IP foi igual para ambos os casos e ambas as precipitações.

TABELA 7
Índice de Perigo Máximo

	Caso 1		
	P1	P4	Diferença relativa
IP (m^2/s)	2,23	3,02	26,10%
	Caso 2		
	P1	P4	Diferença relativa
IP (m^2/s)	3,48	4,5	22,70%

CONCLUSÕES

Utilizando um modelo hidrológico e um hidrodinâmico (HEC-HMS e FLO-2D), este trabalho avaliou a influência da distribuição temporal da

precipitação sobre o hidrograma de cada Sub-bacia de Contribuição e sobre a Inundação na Bacia do Braço do Baú, Ilhota/SC. Os resultados obtidos permitem as seguintes conclusões:

- Tende a ocorrer uma conservação do volume total escoado no hidrograma em todas as Sub-bacias. Entretanto a variação de vazões de pico é grande com diferentes distribuições temporais de precipitação e depende fortemente da infiltração.
- As áreas de inundação são maiores na Precipitação 4 por causa da maior vazão fornecida ao sistema da AI. A variação das áreas de inundação entre as Precipitações 1 e 4 é maior no Caso 1 do que no Caso 2.
- Na alteração da distribuição de precipitação, ocorre a maior variação na profundidade média de inundação do que na profundidade máxima.
- Tanto os dados de velocidade máxima como os de velocidade média do escoamento superficial possuem grande variação entre as duas Precipitações e entre os dois Casos.
- A alteração da distribuição temporal da precipitação modifica significativamente o Índice de Perigo de inundação, assim como a mudança dos valores de CN.

Para investigar inundações de forma adequada com a distribuição temporal da precipitação, deve-se realizar monitoramento de precipitações com variações temporais mais detalhadas e precisas. Isto pode ser feito com o aperfeiçoamento das técnicas de medição e do banco de dados sobre as precipitações na região a ser estudada. Para reduzir os desastres associados a inundações, é necessário implementar o monitoramento hidrológico em nível federal, estadual e municipal com o curto intervalo de medição.

AGRADECIMENTO

O presente trabalho faz parte do projeto “Análise e Mapeamento das Áreas de Risco a Movimentos de Massa e Inundações nos Municípios de Gaspar, Ilhota e Luiz Alves (complexo do Morro do Baú), SC” (209/2009) financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC).

Referências

ABREU, F. G. Análise da influência da distribuição temporal das chuvas intensas e de cenários de uso e ocupação do solo na quantificação dos prejuízos econômicos diretos provocados pelas inundações urbanas. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. (2013).

- ANA. Hidroweb. Disponível em [http://hidroweb.ana.gov.br], acesso em julho de 2010
- CANHOLI, A. P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. São Paulo - SP: Oficina de Textos, 2005, 302 p.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. São Paulo, Edgar Blücher, 2ª edição, 1980.
- DAEE/CETESB. Drenagem Urbana. 2ª Edição, São Paulo (SP), 1980.
- DOOGE, J. C. I. Linear theory of hydrologic systems. Tech. Bull. N° 1468. Agricultural Research, U. S. Dept. of Agriculture, Washington, D. C. 1973.
- FRANK, B.; SEVEGNANI, L. Desastre de 2008 no Vale do Itajaí. Água, gente e política. Agência de Água do Vale do Itajaí, Blumenau – SC, 2009, 192 p.
- HUFF, F. A. Time Distribution of Rainfall in Heavy Storms. Water Resources Research, v.3, n.4, p. 1007 – 1019, 1967.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE Cidades – Gaspar. Disponível em [www.ibge.gov.br], acesso em junho de 2010.
- KIBLER, D. F. Desk-top methods for urban stormwater calculation. Urban stormwater hydrology, American Geophysical Union, Water Resources Monograph, v. 7, p. 87–135, 1982.
- LIMA, G.M.A.; BASTOS, L.C.; BELTRAME, A.V. Correlação entre o movimento de massa e a cobertura vegetal na bacia do Braço do Baú, Município de Ilhota – SC. In Anais do III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias de Geoinformação, Recife, Jul. 2010, p. 001 – 008.
- LOUKAS, A. Flood frequency estimation by a derived distribution procedure. Journal of Hydrology, v.255, p. 69 – 89, 2002.
- MENEZES, J.G.R. A tragédia do Morro do Baú. Nova Letra Gráfica e Editora, Blumenau – SC, 2009, 438 p.
- MONTEIRO, L. R.; KOBİYAMA, M. Proposta de metodologia de mapeamento de perigo de inundação. Revista de Gestão de Águas da América Latina, v.10, p 13-25, 2013.
- O'BRIEN, J.S.; JULIEN, P.Y.; FULLERTON, W.T. Two-dimensional water flood and mudflow simulation. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, v.119, n.2, p. 244 – 259, 1993.
- PEREIRA, M. Ilhota, 23 de novembro de 2008: diário de uma tragédia. HB Editora, Blumenau – SC, 2009, 272 p.
- RAHMAN, A.; WEINMANN, P.E.; HOANG, T.M.T; LAURENSEN, E.M. Monte Carlo simulation of flood frequency curves from rainfall. Journal of Hydrology, v.256, p.196 – 210, 2002.
- SCS Urban Hydrology for Small Watersheds, Technical Release n° 55 (TR-55), Hydrology, U. S. Dept. of Agriculture, 1986.
- SILVEIRA, A. L. L. Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.10, n.1, p.5-23, 2005.
- SINGH, V. P. Elementary Hydrology. New Jersey: Prentice Hall, 1992, 973 p.
- STEPHENSON, D. Integrated flood plain management strategy for the Vaal. Urban Water, v.4, p. 425-430, 2002.
- STRAHLER, A.N. *Hypsometric (Area-altitude) analysis of erosional topography*. Bull. G.S.A., v.63, p.1117-1142, 1952.
- USACE-HEC. *Hydrologic Modeling System, HEC-HMS – Technical Reference Manual*. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. 2000, 157p

Leonardo Romero Monteiro Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/ UFRGS. E-mail: leonardoromeromonteiro@gmail.com

Masato Kobiyama Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: masato.kobiyama@ufrgs.br

Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do estado do Ceará com a cobrança aplicada no estado de São Paulo

Comparative analysis between charging for the use of raw water in the state of Ceará and charging applied in the state of São Paulo

Submissão: 25/05/2014

Revisão: 22/10/2014

Aprovado: 05/12/2014

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues
Marisete Dantas de Aquino

RESUMO: Os modelos de gerenciamento das águas no Brasil definem a água como um bem natural escasso e dotado de valor econômico, adotando como instrumento a cobrança pelo uso da água. Dentre os instrumentos de gestão dos recursos hídricos se destacam a cobrança e a outorga de direito do uso da água. Atualmente, os Estados do Ceará, Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais e Paraíba, já cobram pelo uso das águas estaduais. A cobrança pelo uso de água bruta no Ceará teve início no ano de 1996, enquanto São Paulo passou a cobrar a partir de 2006. As metodologias de cobrança pelo uso da água adotadas nesses dois estados se apresentam de forma muito simples e de fácil aplicação, apresentando semelhanças entre si. Enquanto a cobrança no Ceará se apresenta uniforme em suas bacias, no Estado de São Paulo ela é diferenciada por bacia, de acordo com as suas características. Essas metodologias de cobrança adotadas nesses dois Estados podem ser consideradas como modelos para outras regiões do país.

PALAVRAS-CHAVES: Cobrança pelo uso da água, Instrumento de gestão, Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT: Water management models in Brazil define water as a scarce natural resource with an economic value; the tool used for this is charging for water use. Outstanding among the management tools are charging and granting water use rights. Currently, the states of Ceará, Rio de Janeiro, São Paulo and Minas Gerais already charge for the use of state waters. Charging for the use of raw water began in Ceará in 1996, but only began in São Paulo in 2006. The methods adopted for charging in those two states are presented in a very simple way, easy to apply, with some similarities. While charging in Ceará is uniform in all its basins, in São Paulo it is differentiated by basin characteristics. The methods of charging used in these two states can be considered as models for other regions of the country.

KEY-WORDS: Charging for water use, Management tool, Water resources management.

INTRODUÇÃO

Em certas bacias hidrográficas o crescimento econômico desordenado e a ocupação inapropriada do solo, somado ao mau uso dos recursos hídricos, por parte dos usuários, têm contribuído para tornar a disponibilidade hídrica incompatível com a demanda dos seus usos múltiplos, acarretando assim a escassez desse bem natural.

A escassez de água pode gerar conflitos de interesse pelos vários usos das águas nas bacias hidrográficas. Então, a gestão dos recursos hídricos

é a maneira mais segura de garantir os vários usos da água em uma bacia, por intermédio da adoção de instrumentos, tais como a outorga e a cobrança pela água.

Acsegrad (2013) afirma que o sistema de gerenciamento das águas no Brasil foi concebido e influenciado pela crescente escassez e os conflitos provocados pelos múltiplos usos da água, percebidos principalmente nas áreas que apresentam acentuada escassez hídrica. As regiões Nordeste, Sul e Sudeste apresentam acentuada escassez hídrica, enquanto no Nordeste essa escassez é devido a baixa oferta

da água, no Sul-Sudeste a escassez é provocada pela poluição dos corpos hídricos.

A partir da escassez dos recursos hídricos em uma bacia, esse recurso torna-se objeto de maior interesse em estudos econômicos, fato este ilustrado recentemente pela valoração adotada para a água nas políticas de recursos hídricos (NUNES JÚNIOR; MAGALHÃES JÚNIOR, 2009).

O modelo de gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil teve como base o modelo francês e adotou em seus princípios uma gestão descentralizada, participativa e integrada, tendo como unidade básica para a implementação de uma política de recursos hídricos a bacia hidrográfica. Logo, a Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que ficou conhecida como a “Lei das Águas”, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGRH).

Segundo Leite e Vieira (2010), para garantir uma gestão descentralizada a Lei das Águas determinou a criação de comitês em cada bacia, que seriam os órgãos responsáveis pela gestão das águas em uma bacia hidrográfica.

A PNRH define então a água como um bem natural escasso e dotado de valor econômico, adotando instrumentos de gerenciamento de modo que seja assegurado o uso múltiplo da água de forma racional (BRASIL, 1997).

Os instrumentos dessa política são elencados no Artigo 5º, da Lei das Águas, a saber: os planos de recursos hídricos; o enquadramento dos corpos d’água em classes, segundo os usos preponderantes; a outorga de direito de uso da água; a cobrança pelo uso da água; e, o sistema de informações sobre recursos hídricos.

Os instrumentos de gerenciamento podem ser definidos como ferramentas criadas para oferecer meios de ação de modo que a PNRH seja implantada e atinja os seus objetivos. Dentre os instrumentos elencados na Lei das Águas, merecem destaque a outorga de direito de uso da água e a cobrança pelo uso da água. Segundo Rodrigues e Aquino (2013), a outorga deve sempre preceder a cobrança, e esses dois instrumentos não podem ser tratados de forma independente um do outro.

A outorga pelo uso dos recursos hídricos é um ato administrativo emitido pelo poder público que confere ao outorgado o direito de uso da água de um corpo d’água específico, por um prazo determinado, nos termos e nas condições expressas nesse ato, conforme as legislações específicas em vigência.

Conforme a Lei nº 9.433/97: “O regime de outorga de direito de uso de recursos hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”. A outorga é regulamentada pela Resolução nº 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001, que estabelece os seus critérios gerais.

Conforme a legislação nacional de recursos hídricos todo usuário sujeito a outorga de direito de uso da água deverá pagar pelo consumo desse recurso. Assim, segundo ANA (2007), “foi instituído no Brasil uma abordagem que integra um instrumento econômico (cobrança pelo uso da água) a um instrumento de regulação ou comando-e-controle (outorga)”.

Em um contexto mundial, a cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão foi iniciada na França no ano de 1964 durante a reestruturação de sua política de águas, tendo como ideia central a de que “a água deve pagar a água”. Ou seja, a cobrança pelo uso da água deveria ser capaz de cobrir as despesas com a infraestrutura de administração do sistema de água (CAMPOS et al., 2009).

No Brasil, a cobrança pelos recursos hídricos já era prevista no Código das Águas, Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934, que continha em seu texto conceitos bem atuais como os princípios usuário-pagador e poluidor-pagador. Segundo Araújo (2012), esses conceitos nunca foram postos em prática, principalmente, devido ao fato de que existia na época uma falsa sensação de abundância de água presente na sociedade.

Segundo Kurtz (2004), o instrumento da cobrança pela água só seria formalmente estabelecido com a Lei das Águas em 1997, onde se prevê uma cobrança pela derivação da água ou pela introdução de efluentes nos corpos d’água.

Por lei, a cobrança pela água objetiva reconhecer a água como um bem dotado de valor econômico, incentivar o seu uso racional e arrecadar recursos financeiros para financiar programas e intervenções contempladas nos planos de recursos hídricos. Além disso, a arrecadação com a cobrança deve dar suporte ao sistema de gerenciamento, cobrindo as despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do SINGRH. Além disso, todo recurso financeiro arrecadado com a cobrança deve ser aplicado na própria bacia.

A cobrança pelo uso da água tem ainda a finalidade de que este recurso passe a ser usado de forma racional

por seus usuários, de modo a atender os princípios do desenvolvimento sustentável (SILVEIRA et al., 2009).

A Resolução nº 48 do CNRH, de 21 de março de 2005, estabelece os critérios gerais para a cobrança pelo uso da água no Brasil. Esses critérios deverão ser observados pela União, pelos Estados, pelo Distrito Federal e pelos comitês de bacia hidrográfica (CBH) na elaboração das normas referente à cobrança pelo uso da água. Conforme essa Resolução a cobrança será efetuada pela entidade ou órgão gestor de águas ou, por delegação destes, pela agência de bacia ou entidade delegatária.

A cobrança em rios de domínio da União tem início após a aprovação pelo CNRH dos mecanismos e valores de cobrança propostas pelos CBHs. A Agência Nacional de Águas (ANA), criada em 2000, tem a competência de operacionalizar a cobrança pelo uso de recursos hídricos em corpos d'água de domínio da União.

Nas bacias hidrográficas onde o balanço hídrico se apresenta em um estado crítico ou onde as águas se encontram em estado de degradação pela poluição, comprometendo a sua qualidade, a cobrança pelo uso desse recurso é justificada. Por lei, serão cobrados os usos que estão sujeitos à outorga por parte do poder público.

Thame et al. (2000), alerta para o fato de que a cobrança não deve ser pensada apenas como uma forma de arrecadar recursos financeiros para reverter à degradação atual existente, e sim, como uma forma de instituir um comportamento adequado em relação à racionalização do uso da água.

Por lei, o comitê de uma bacia hidrográfica, tanto federal como estadual, é a entidade responsável pela determinação da metodologia a ser adotada para o cálculo da cobrança pelo uso da água em sua área de atuação, sendo também responsável pela administração dos recursos obtidos com a cobrança.

Os mecanismos e critérios adotados para a cobrança pelo uso de recursos hídricos em bacias hidrográficas brasileiras, excetuando as bacias cearenses, apresentam semelhanças estruturais, com pequenas diferenças em relação a coeficientes setoriais ou de adequação. O modelo mais usado para o cálculo da cobrança pelo uso de recursos hídricos tem a seguinte estrutura básica:

$$\text{Cobrança} = \text{Base de cálculo} \times \text{Preço público} \times \text{Coeficientes ponderadores} \quad (1)$$

A base de cálculo tem o papel de quantificar o uso da água, podendo ser o uso para captação, consumo ou lançamento de cargas poluentes. Para Thomas (2002), esses usos de água podem ser caracterizados de forma direta (como vazão ou volume) ou de forma indireta (como a carga poluente lançada, a área irrigada ou a energia produzida).

O preço público pode ser pensado como o pagamento pela utilização de um bem público, como é o caso da água, para benefício particular. Desta forma, pode-se interpretar a cobrança pelo uso da água como um preço público fixado por intermédio de negociação entre a sociedade civil, os usuários dos recursos hídricos e os membros do CBH. Porém, vale ressaltar o fato de que para que essa cobrança tenha sucesso é necessário que a sociedade aceite o pagamento desse preço.

A teoria econômica tem mostrado que a correta precificação da água pode acarretar em ganhos de eficiência econômica. Porém, em muitas regiões os preços e as tarifas aplicadas a água são insuficientes para cobrir os custos totais o que acarreta em uma ineficiência no setor dos recursos hídricos (ROGERS et al., 2002).

Para Galioto et al. (2013), na definição do preço a ser cobrado pelo uso da água deve ser levado em consideração as características locais e regionais, assim como o uso a que se destina a água e a disponibilidade hídrica.

Existem inúmeras metodologias para formar o preço de um bem público como a água, que tem como característica a mobilidade, além do fato de ter usos tão distintos. Segundo Jardim (2003), devido aos múltiplos usos da água, esse recurso passa a ter uma diversidade de valores e preços, conforme o seu uso.

Os modelos para formação do preço da água são classificados em dois grandes grupos: os modelos de otimização, fundamentados na teoria econômica neoclássica e os modelos “*ad hoc*”, que não apresentam fundamentação econômica.

Os coeficientes ponderadores são utilizados com o objetivo de diferenciar os valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos conforme as peculiaridades das bacias hidrográficas, além de poderem atuar como mecanismos de compensação e incentivo aos usuários. Apesar dos coeficientes serem bastante utilizados, muitas vezes são definidos por meio de negociação e acordos políticos, não sendo quantificados de forma precisa.

Para Forgiarini (2006), os principais coeficientes utilizados são: tipo de usuário e uso; eficiência no uso; sazonalidade; enquadramento do corpo hídrico; disponibilidade hídrica; vulnerabilidade dos aquíferos; local de lançamento; distância de lançamento; eficiência na remoção de carga poluente.

Vale salientar que mesmo tendo respaldo na Lei Federal nº 9.433/97 e nas políticas de recursos hídricos dos Estados, a cobrança pela água nas bacias hidrográficas brasileiras está sendo efetivada de forma muito lenta.

Atualmente, a cobrança pelo uso da água é aplicada em águas de domínio da União, nas bacias hidrográficas do rio Paraíba do Sul, dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, do rio São Francisco e do rio Doce. Em águas de domínio estadual, a cobrança já é aplicada nos Estado do Ceará, que foi o pioneiro no Brasil, Paraíba, Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais.

A cobrança pelo uso da água bruta é aplicada no Estado do Ceará, tanto para águas superficiais quanto para água subterrâneas, a partir do ano de 1996. Enquanto no Estado de São Paulo a cobrança em rios de domínio do Estado foi efetiva a partir do ano de 2005.

O objetivo principal desse trabalho consiste em uma análise comparativa da metodologia de cobrança pelo uso de água bruta aplicada no Ceará com a metodologia de cobrança pelo uso de água aplicada em São Paulo.

Para esse fim, serão descritas as metodologias de cobranças dos Estados do Ceará e de São Paulo, com suas peculiaridades, e em seguida será feita uma análise comparativa entre essas duas metodologias, buscando apontar diferenças e semelhanças.

COBRANÇA PELA ÁGUA BRUTA NO ESTADO DO CEARÁ

O Estado do Ceará foi uma das unidades da federação que antecipou a União na promulgação de uma lei específica para os recursos hídricos. A Assembleia Legislativa do Estado do Ceará sancionou em 24 de julho de 1992 a Lei nº 11.996 que trata da Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH-CE). Segundo Campos (2010), incorporou direitos de uso da água, a cobrança pelo uso da água e uma gestão em nível de bacia hidrográfica.

Posteriormente, a Lei nº 11.996/92 foi substituída pela Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010, que dispõe sobre a nova PERH-CE e institui

o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (SIGERH-CE), objetivando assegurar que os seus recursos hídricos possam ser ofertados, controlados e utilizados, em padrões de qualidade e quantidade satisfatórios, por seus usuários atuais e pelas gerações futuras, em todo território cearense.

Viana (2011) afirma que com a promulgação da Lei nº 14.844/2010, a legislação estadual de recursos hídricos se adequa aos principais termos da legislação federal de recursos hídricos.

O Estado do Ceará foi o primeiro Estado da União a adotar efetivamente a cobrança pelo uso da água como um instrumento de gestão, no ano de 1996. A cobrança foi então regulamentada pelo Decreto Estadual nº 24.264, de 12 de novembro de 1996, onde inicialmente foram cobradas as retiradas de água destinadas aos usos nas indústrias e nas concessionárias de serviço de água potável. Entretanto, somente em 2004 a cobrança passa a ser aplicada para todas as finalidades de uso.

A cobrança implantada pelo Ceará, que corresponde somente aos rios estaduais perenizados por açudes e barragens federais, foi facilitada por convênio estabelecido entre o Estado e o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), delegando assim à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) o gerenciamento dessas águas de domínio federal (ROLIM, 2013).

A cobrança visa garantir recursos financeiros para as atividades de gestão das águas, das obras de infraestrutura operacional do sistema de oferta hídrica, bem como incentivar o uso racional da água.

A COGERH foi criada pela Lei nº 12.217, de 18 de novembro de 1993, tendo por finalidade o gerenciamento da oferta hídrica, tanto superficial como subterrânea, do Estado. Assim, essa companhia é responsável pelo cálculo e efetivação da cobrança pela água bruta das águas de domínio estadual, mediante a emissão de faturas a serem pagas pelos usuários.

A COGERH atua no Estado como uma espécie de agência para todas as bacias hidrográficas cearenses, uma vez que não são os comitês de bacias que decidem sobre como serão utilizados os recursos arrecadados com a cobrança e sim esta companhia (RODRIGUES, 2014).

De acordo com Ramos (2007), o fato dessa agência estadual de águas substituir as agências de bacia limita o poder dos CBHs, favorecendo desta forma um gerenciamento mais centralizado, onde a COGERH tem forte liberdade para tomar as decisões

sobre a aplicação dos recursos arrecadados e os valores a serem cobrados.

Vale ressaltar que, por força de lei, a cobrança pela água bruta no Estado do Ceará, tanto superficial como subterrânea, deve decorrer da outorga de direito de uso da água, emitida pela Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos (SRH-CE).

Desta forma, todo usuário que paga pelo uso da água, ou seja, que está faturado pela COGERH por meio da emissão de faturas de cobrança mensal, deve possuir outorga emitida pela SRH-CE dentro das quantidades estabelecidas pelo seu consumo.

Segundo Rodrigues (2014), na prática se observam muitos usuários nas bacias cearenses faturados pela COGERH que não estão regularmente outorgados pelo Estado, ou ainda que consomem um volume anual bem superior ao que foram outorgado. Estes desacordos com a legislação em vigência demonstra uma fragilidade no instrumento de fiscalização de recursos hídricos no Estado, que deveria coibir práticas como essa.

A metodologia adotada para o cálculo da cobrança a ser paga por um determinado usuário nas bacias cearenses é bastante simples e prática, tendo como base uma fórmula binomial. Segundo Viana (2011), esse modelo binomial foi desenvolvido por meio de estudos que ocorreram durante os anos de 2001 e 2002, sendo fundamentados no custo marginal de gerenciamento das águas e na capacidade de pagamento os usuários.

O modelo escolhido é dado pela expressão

$$T(u) = T_{out} \cdot V_{out} + T_{ef} \cdot V_{ef} \quad (2)$$

onde $T(u)$ é a tarifa do usuário (cobrança pelo uso de água bruta), em R\$; T_{out} é a tarifa padrão da outorga de longo prazo, em R\$/m³; V_{out} é o volume outorgado do usuário, em m³; T_{ef} é a tarifa padrão sobre o volume efetivamente consumido, em R\$/m³; e, V_{ef} é o volume mensal efetivamente consumido pelo usuário, em m³.

Para Hartmann (2010), devido à escassez, essa estrutura apresentada na equação (2) tem efeitos positivos, tanto para incentivar os usuários a reduzirem seu consumo, como também adequarem suas outorgas solicitadas à verdadeira necessidade, deixando assim de acumular sem necessidade, direitos de usos escassos.

Vale salientar que até a presente data a tarifa padrão de outorga de longo prazo, T_{out} , tem sido

considerada zero. Desta forma, o volume outorgado pelo usuário não é levado em consideração no cálculo de sua cobrança. Este fato pode comprometer o uso racional dos recursos hídricos no Estado.

Assim, em decorrência da necessidade de estruturação do órgão de gerenciamento, da universalização da outorga, assim como uma maior compreensão e aceitação dos usuários, a cobrança no Estado é implementada na seguinte forma monomial

$$T(u) = T_{ef} \cdot V_{ef} \quad (3)$$

A cobrança pela água bruta no Estado do Ceará possui um único termo, tendo como base apenas o consumo efetivo. É importante ressaltar que não há na legislação uma distinção clara entre captação e consumo, como nas demais metodologias adotadas no Brasil.

É importante ressaltar que os estudos que levaram a definição dos valores das tarifas de consumo no Estado do Ceará foram fundamentados no custo marginal de gerenciamento dos recursos hídricos e na capacidade de pagamento dos usuários, por categoria de uso.

A definição das tarifas de consumo utilizou uma metodologia de subsídios cruzados interseoriais, de modo que houvesse uma diferenciação no valor da tarifa entre as diversas categorias de uso no Estado. Isto é, as categorias com maiores capacidades de pagamento, pagam mais pelo uso da água, como é o caso da indústria e abastecimento público, de modo a subsidiar as categorias com menores capacidades de pagamentos, como é o caso da aquicultura e irrigação, que pagam valores mais baixos pela água.

Garrido; Carrera-Fernandez (2000), afirma que os valores das tarifas, para cada setor usuário, foram obtidos de forma “*ad hoc*”, ou seja, sem nenhuma fundamentação econômica amplamente aceita que busque conceitos de eficiência econômica.

Por lei, os valores das tarifas a serem cobradas são fixados por meio de Decreto do Governador do Estado do Ceará, conforme as peculiaridades de cada bacia hidrográfica cearense. De acordo com Fontenele; Araújo (2001), essa diferenciação da cobrança de acordo com as características das bacias demonstra a importância do uso racional da água.

Desta forma, de acordo com a Lei nº 14.844/2010 na definição das tarifas devem ser considerados os seguintes critérios:

Classe de uso preponderante em que for enquadrado o corpo hídrico onde se localiza o uso; disponibilidade hídrica local; grau de regularização assegurado por obras hidráulicas; vazão captada e seu regime de variação; consumo efetivo; e, finalidade a que se destina o uso.

Na prática pode-se observar, entretanto, que as tarifas de consumo, T_{cf} , são diferenciadas de acordo com o setor usuário e conforme o sistema de adução (própria ou da COGERH). No caso da irrigação a tarifa é ainda diferenciada de acordo com o volume consumido.

Na Tabela 1 são apresentadas as tarifas de consumo adotadas atualmente no Estado do Ceará. Analisando os dados dessa tabela, pode-se concluir que a cobrança pela água bruta no Estado do Ceará pode ser considerada como uniforme em todo o território, uma vez que esses valores são aplicados em todas as bacias cearenses. A uniformidade dessa cobrança

pode ser considerada como injusta, pois não leva em consideração fatores relevante como a disponibilidade hídrica e/ou a natureza do corpo hídrico em que se fez a retirada.

Ainda conforme a Tabela 1 pode-se afirmar que os usos considerados no Estado para a cobrança pela água bruta são: indústria, abastecimento público, irrigação, piscicultura, carcinicultura, água mineral e potável de mesa, e demais usos.

COBRANÇA PELA ÁGUA BRUTA NO ESTADO DE SÃO PAULO

De acordo com Gonçalves (2011), “o Estado de São Paulo apresenta, assim como o Brasil, disponibilidade hídrica desigualmente distribuída entre suas regiões, uma com abundância e outras com níveis críticos de oferta de água”. Assim, pode-se afirma

TABELA 1
Valores das tarifas de consumo da cobrança pelo uso da água bruta no Estado do Ceará

Usos/categorias		Tarifa (R\$/1.000 m³)
Abastecimento	Região Metropolitana de Fortaleza	105,36
	Demais regiões do Estado – sem adução da COGERH	34,76
	Demais regiões do Estado – com adução da COGERH	318,51
Indústria	Sem adução da COGERH	459,65
	Com adução da COGERH	1.581,25
Irrigação	De 1.440 a 18.999 m³/mês – sem adução da COGERH	1,00
	A partir de 19.000 m³/mês – sem adução da COGERH	3,00
	De 1.440 a 46.999 m³/mês – com adução da COGERH	7,84
	A partir de 47.000 m³/mês – com adução da COGERH	12,55
Piscicultura	Tanque escavado – sem adução da COGERH	3,20
	Tanque escavado – com adução da COGERH	12,55
	Tanque rede	38,11
Carcinicultura	Sem adução da COGERH	3,20
	Com adução da COGERH	12,55
Demais usos	Sem adução da COGERH	105,70
	Com adução da COGERH	319,53
Água mineral e potável de mesa		459,65

Fonte: Ceará (2013).

que o Estado também sofre com o problema da escassez de recursos hídricos, semelhantemente ao Estado do Ceará.

São Paulo foi o Estado pioneiro, antecipando até mesmo a União, a adotar uma lei específica destinada aos recursos hídricos. A criação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH-SP), em 1987, auxiliou na formulação do texto da Lei do Estado de São Paulo nº 7.663, promulgada em 30 de dezembro de 1991, que estabeleceu as normas para orientação da Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH-SP) e do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGERH-SP).

O órgão gestor dos recursos hídricos do Estado de São Paulo é o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Este órgão atua de forma descentralizada, executando a PERH-SP e coordenando o SIGERH-SP.

Segundo Eça e Fracalanza (2010), a instituição da PERH-SP pode ser considerada como um marco histórico uma vez que fortaleceu a gestão dos recursos hídricos no Estado de São Paulo e serviu de modelo para elaboração da PNRH, e consequentemente da Lei das Águas em 1997.

A política do Estado de São Paulo para os recursos hídricos tem como objetivo o de assegurar o controle da água de modo que a mesma possa ser utilizada, com padrões de qualidade aceitáveis, pelos usuários atuais e pelas gerações futuras, em todo o seu território (SAIS et al., 2012).

Semelhante ao modelo francês de gestão, o Estado de São Paulo adotou uma gestão participativa, descentralizada e integrada, tendo a bacia hidrográfica como a unidade básica de gestão, além de reconhecer a água como um bem público, com valor econômico, cujo uso deve ser cobrado.

A PERH-SP prevê a cobrança pelo uso da água como um instrumento de gestão essencial para favorecer o equilíbrio e a sustentabilidade ao uso das águas nas bacias do Estado, em acordo com o desenvolvimento socioeconômico regional (THAME et al., 2000).

Vale ressaltar que o instrumento de cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio estadual já era previsto no Artigo 211 da Constituição do Estado de São Paulo de 1989. Segundo Campos (2005), um das principais motivações para se cobrar pelo uso dos recursos hídricos se deve ao fato do problema de escassez enfrentado pelo Estado, que compromete a distribuição de água em diversas regiões do território paulista.

Além da cobrança pelo uso dos recursos hídricos como instrumento de gestão da política de recursos hídricos do Estado de São Paulo, adotaram-se os seguintes instrumentos: a outorga de direito de uso dos recursos hídricos; as infrações e penalidades; e, o rateio dos custos das obras.

Conforme afirma Hartmann (2010), o instrumento da cobrança pela água no Estado de São Paulo representa um instrumento central do gerenciamento de recursos hídricos das águas de domínio estadual.

Apesar da cobrança está presente no texto da Lei nº 7.663/91, somente em 2005 foram estabelecidas as diretrizes para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo, com a promulgação da Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005.

A cobrança pela utilização dos recursos hídricos objetiva: reconhecer a água como um bem público de valor econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; incentivar o uso racional e sustentável da água; obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos e saneamento, vedada sua transferência para custeio de quaisquer serviços de infra-estrutura; distribuir o custo sócio-ambiental pelo uso degradador e indiscriminado da água; e utilizar a cobrança da água como um instrumento de planejamento, gestão integrada e descentralizada do uso da água e seus conflitos (SÃO PAULO, 2005).

A cobrança pelo uso de recursos hídricos superficiais e subterrâneos no Estado de São Paulo foi posteriormente regulamentada pelo Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006. Por lei, todos que utilizam recursos hídricos superficiais e subterrâneos estão sujeitos à cobrança pelo uso da água.

Conforme o Decreto nº 50.667/2006, a cobrança pela água de domínio do Estado será implantada por bacia hidrográfica e depende de seis etapas, a saber: cadastro de usuários; aprovação pelo CRH-SP de limites e condições para a cobrança; aprovação do plano de bacia; proposta de cobrança; aprovação da proposta pelo CRH-SP; e, aprovação e fixação dos valores por meio de decreto governamental (SÃO PAULO, 2006).

Em uma bacia em que a cobrança estadual esteja implantada, cabe ao DAEE, em parceria com respectiva agência de bacia, realizar o cadastramento dos usuários de recursos hídricos, específico para a cobrança. Também compete ao DAEE a emissão de outorga de direito de uso dos recursos hídricos de

rios de domínio estadual, ou de domínio federal, por delegação da ANA, como ocorre na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ).

O instrumento da outorga de direito de uso da água, em rios de domínio do Estado de São Paulo, está regulamentada pelo Decreto nº 41.258, de 31 de outubro de 1996, e pela portaria DAEE nº 717, de 31 de dezembro de 1996 (SAIS et al., 2012).

A cobrança em uma bacia hidrográfica será realizada pela Agência de Bacia correspondente. Caso não haja Agência de Bacia, essa cobrança, então, será realizada pela entidade responsável pela outorga de direito de uso na bacia.

De acordo com Sais et al. (2012), a cobrança pela água no Estado de São Paulo se fundamenta nos princípios do “usuário-pagador” e “poluidor-pagador”, sendo cobrados pela captação, pelo consumo e pelo lançamento de cargas poluidoras.

Assim, a expressão para o cálculo da cobrança possui três parcelas, uma referente ao consumo, outra referente a captação e mais outra referente ao lançamento de efluente, dada por

$$\text{Valor}_{\text{Total}} = V_{\text{cap}} \cdot \text{PUF}_{\text{cap}} + V_{\text{cons}} \cdot \text{PUF}_{\text{cons}} + Q_{\text{parâm}(x)} \cdot \text{PUF}_{\text{parâm}(x)} \quad (4)$$

onde $\text{Valor}_{\text{Total}}$ é o valor total a ser pago pelo uso da água, durante um ano, em R\$; V_{cap} é o volume total captado, em m^3 , derivado ou extraído em corpos hídricos; V_{cons} é o volume total consumido, em m^3 , decorrente de captação, derivação ou extração de água em corpos hídricos; $Q_{\text{parâm}(x)}$ é valor médio da carga do parâmetro (x), em kg, presente no efluente final lançado no corpo hídrico; PUF_{cap} é o Preço Unitário Final, em R\$/ m^3 , para a captação; PUF_{cons} é o Preço Unitário Final, em R\$/ m^3 , para o consumo; e, $\text{PUF}_{\text{parâm}(x)}$ é o Preço Unitário Final, em R\$/kg, para lançamento do parâmetro (x).

É importante ressaltar que o valor da cobrança anual, calculada pela equação (4), de um determinado usuário pode ser pago em parcela única ou em até doze parcelas mensais de igual valor.

O volume total captado, V_{cap} , é determinado pela seguinte expressão:

$$V_{\text{cap}} = K_{\text{out}} \cdot V_{\text{cap out}} + K_{\text{med}} \cdot V_{\text{cap med}} \quad (5)$$

com $K_{\text{out}} + K_{\text{med}} = 1$, onde: K_{out} é o peso atribuído ao volume de captação outorgado; K_{med} é o peso

atribuído ao volume de captação medido; $V_{\text{cap out}}$ é o volume de água captado, em m^3 , segundo valores de outorga; e, $V_{\text{cap med}}$ é o volume de água captado, em m^3 , segundo dados de medições.

Quando não houver medição dos volumes captados, adota-se $K_{\text{out}} = 1$ e $K_{\text{med}} = 0$. O volume consumido, V_{cons} , que corresponde à diferença entre o volume captado, derivado ou extraído e o volume lançado, é calculado pela expressão:

$$V_{\text{cons}} = \left(\frac{V_{\text{cap T}} - V_{\text{lanç T}}}{V_{\text{cap T}}} \right) \cdot V_{\text{cap}} \quad (6)$$

onde: $V_{\text{cap T}}$ é o volume de água captado, derivado ou extraído total, em m^3 ; $V_{\text{lanç T}}$ é o volume de água lançado total, em m^3 .

O valor médio da carga do parâmetro (x), $Q_{\text{parâm}(x)}$ medido em kg, presente no efluente final lançado pode ser determinado pela expressão:

$$Q_{\text{parâm}(x)} = \bar{C}_{\text{parâm}(x)} \cdot V_{\text{lanç}} \quad (7)$$

onde: $\bar{C}_{\text{parâm}(x)}$ é a concentração média do parâmetro (x), em kg/m^3 ; $V_{\text{lanç}}$ é o volume, em m^3 , de efluentes líquidos lançados em corpos d'água.

Os Preços Unitários Finais, PUF , para captação, consumo e parâmetro de carga (x) lançado, são dados, respectivamente, por

$$\text{PUF}_{\text{cap}} = \text{PUB}_{\text{cap}} \cdot (X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot \dots \cdot X_{13})$$

$$\text{PUF}_{\text{cons}} = \text{PUB}_{\text{cons}} \cdot (X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot \dots \cdot X_{13}) \quad (8)$$

$$\text{PUF}_{\text{parâm}(x)} = \text{PUB}_{\text{parâm}(x)} \cdot (Y_1 \cdot Y_2 \cdot Y_3 \cdot \dots \cdot Y_{13})$$

onde PUB_{cap} é o Preço Unitário Básico para a captação, em R\$/ m^3 ; PUB_{cons} é o Preço Unitário Básico para o consumo, em R\$/ m^3 ; $\text{PUB}_{\text{parâm}(x)}$ é o Preço Unitário Básico para o parâmetro (x) de carga lançada, em R\$/kg; X_i são os coeficientes ponderadores para captação, extração, derivação e consumo; Y_i são os coeficientes ponderadores para os parâmetros de cargas lançadas.

Das equações (8), pode-se afirmar que a multiplicação dos PUBs pelos múltiplos coeficientes ponderadores para uma determinada bacia hidrográfica, resulta em diferentes PUFs em relação às diversas classes de uso (captação, consumo, e diluição de efluentes).

Os coeficientes ponderadores X_i e Y_i são definidos no Artigo II do Decreto nº 50.667/2006, tendo o papel de diferenciar a cobrança, servindo, inclusive, de mecanismos de compensação e incentivo aos usuários (SÃO PAULO, 2006).

Desta forma a cobrança será diferenciada de acordo com as peculiaridades de cada bacia hidrográfica, ou Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH), do Estado de São Paulo. Conforme a Deliberação do CRH-SP nº 90, de 12 de dezembro de 2008, nos primeiros dois anos de efetivação da cobrança serão considerados os seguintes coeficientes e suas características, listados no Quadro 1.

QUADRO1
Coeficientes ponderadores considerados na cobrança pelo uso da água

Captação, extração, derivação e consumo	
X_1	Natureza do corpo d'água, superficial ou subterrâneo
X_2	Classe de enquadramento do corpo d'água
X_3	Disponibilidade hídrica local
X_5	Volume captado, extraído ou derivado e seu regime de variação
X_7	Finalidade de uso
X_{13}	Transposição de bacias
Lançamento de cargas poluentes	
Y_1	Classe de enquadramento do corpo d'água receptor
Y_3	Carga lançada e seu regime de variação
Y_4	Natureza da atividade

Fonte: São Paulo (2006).

Os valores dos coeficientes X_i , para captação, extração, derivação e consumo, e Y_i , para diluição, são definidos para cada UGRH através de uma negociação entre os membros usuários de água da região e os membros dos comitês, com a participação dos órgãos gestores de recursos hídricos do Estado.

Por lei, os PUBs deverão ser propostos pelos comitês de bacias correspondentes, conforme suas especificações e posteriormente referendados pelo CRH-SP. Na Tabela 2 são apresentados os PUBs para as bacias do Estado em que a cobrança está implantada.

TABELA 2
PUB sem bacias hidrográficas com cobrança pelo uso da água já implantadas

Bacias Hidrográficas	Preços Unitários Básicos		
	PUB _{CAP} (R\$/m ³)	PUB _{CONS} (R\$/m ³)	PUB _{DBO} (R\$/kg)
Alto Tietê	0,010	0,020	0,100
Baixada Santista	0,010	0,020	0,100
Baixo Pardo Grande	0,010	0,020	0,100
Baixo Tietê	0,012	0,024	0,120
Paraíba do Sul	0,010	0,020	0,070
Piracicaba, Capivari e Jundiá	0,010	0,020	0,100
Sorocaba e Médio Tietê	0,011	0,029	0,130
Tietê – Batalha	0,010	0,020	0,090
Tietê – Jacaré	0,011	0,021	0,110

Fonte: Elaboração do autor (2014).

ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE AS COBRANÇAS DO CEARÁ E DE SÃO PAULO

Nesta seção será feita uma análise comparativa das cobranças, e suas respectivas metodologias, aplicadas nos Estados do Ceará e de São Paulo, apresentado assim as suas principais semelhanças e diferenças.

Como visto anteriormente, a primeira experiência efetiva, em bacias hidrográficas brasileiras, da aplicação do instrumento de cobrança pelo uso dos recursos hídricos ocorreu no Estado do Ceará em 1996, antes mesmo até de a União promulgar a sua legislação específica referente aos recursos hídricos, a Lei Federal nº 9.433/97. Essa cobrança é regulamentada por meio de Decreto Governamental. Atualmente, todas as bacias do Estado do Ceará adotam a cobrança pelo consumo de água bruta, tendo a COGERH como órgão responsável pela sua realização.

A segunda experiência de cobrança no Brasil ocorreu na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, envolvendo os Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Essa cobrança foi efetivada a partir de 2003 e tem como órgão responsável a ANA, por se tratar de uma bacia federal.

O Estado de São Paulo apesar ter sido o primeiro Estado da União a adotar uma política de recur-

sos hídricos no ano de 1991, somente em 2005 a cobrança passa a ser regulamentada por meio de uma lei promulgada pela Assembleia Legislativa do Estado, tendo o DAEE como o órgão responsável pela cobrança e emissão de outorgas para as águas de domínio estadual.

Essa demora em efetivação da cobrança no Estado de São Paulo pode ser creditada, principalmente, a uma forte resistência por parte dos usuários de recursos hídricos do Estado, em especial do setor industrial.

Desta forma, pode-se afirmar que ao passo que o Estado do Ceará regulamenta a sua cobrança e as suas tarifas a serem cobradas por meio de Decreto do Governador, o Estado de São Paulo seguiu um caminho mais “democrático”, optando por uma regulamentar a cobrança por meio de Lei Estadual, após um longo período de debates na Assembleia Legislativa.

Em relação a metodologia do cálculo para a cobrança pelo uso de recursos hídricos, a grande maioria das bacias hidrográficas onde esse instrumento está efetivado adotam uma estrutura semelhante à equação (1), isto é, um produto entre três termos: a base de cálculo, o preço público e os coeficientes ponderadores.

O Estado de São Paulo adota uma fórmula equivalente à expressão em (1), apresentado três parcelas, referentes à captação, ao consumo e ao lançamento de efluentes. Por outro lado, o Estado do Ceará pode ser considerado um caso bem particular, pois adota uma fórmula simples e prática, apresentado um único termo, que é o produto de sua base de cálculo, que é o consumo efetivo, e um preço público, representado pela tarifa de consumo.

Os termos PUB, equação (8), aplicado no Estado de São Paulo, e T_{ef} , equação (3), representam em suas metodologias os preços públicos. No Estado de São Paulo esse preço público é diferenciado, em cada bacia hidrográfica, de acordo com o tipo de cobrança (captação, consumo ou lançamento de efluentes), enquanto no Estado do Ceará, o seu preço público é diferenciado conforme a categoria de uso, sendo o mesmo para todo o Estado.

As tarifas de consumo, T_{ef} , no Estado do Ceará são reajustadas de acordo com critérios político-econômicos, sem a participação efetiva dos comitês de bacia, sendo definidas por decreto governamental, após estudo realizado pela COGERH. Assim, pode-se afirmar que a decisão dos valores a serem cobrados pelos setores usuários no Ceará não ocorre de forma participativa, como ocorre em outros estados.

Muitos pesquisadores recusam usar o termo “cobrança pelo uso da água” ao se referirem ao instrumento aplicado no Estado do Ceará, pelo simples fato de identificarem muito mais uma cobrança pela disponibilização ou fornecimento da água por parte da COGERH, do que propriamente uma cobrança pelo consumo desse recurso.

Vale salientar, que conforme apresentado na Tabela 1, a cobrança é diferenciada no caso do usuário utilizar as instalações hidráulicas da COGERH para realizar a sua captação.

Pode-se identificar na tarifa de consumo, T_{ef} , características de um preço público, pois o usuário de recursos hídricos no Estado do Ceará paga pela utilização de um bem público, nesse caso a água, para o seu próprio benefício.

Assim, pode-se afirmar que o instrumento de cobrança pela água bruta, nas bacias cearenses, mescla características de cobrança pelo uso de recursos hídricos e tarifas pelo fornecimento de água bruta. Isto se deve ao fato de que todas as águas superficiais no Ceará são reguladas por meio de estruturas hidráulicas.

No Estado de São Paulo os valores dos PUBs são definidos independentemente, por cada bacia hidrográfica, por intermédio de negociação entre os usuários e o respectivo comitê, de acordo com suas especificidades. Assim, pode-se afirmar que a decisão dos valores a serem cobrados ocorre de forma participativa, sendo esses valores, posteriormente, referendados pelo CRH-SP.

Diferentemente do que ocorre no Ceará, no Estado de São Paulo a cobrança pela água, trata-se exclusivamente do pagamento pelo uso de um bem público, no caso a água, constituindo um preço público, o PUB. Conforme a Tabela 2 os valores dos PUBs, para consumo, captação e lançamento de efluentes, são diferenciados de acordo com a UGRH.

Diferentemente do Estado de São Paulo, a cobrança no Estado do Ceará pode ser considerada uniforme em todo o seu território, em desacordo com o previsto na legislação em vigência. Segundo Hartmann (2010), essa uniformidade em nada contribui para um desenvolvimento regional integrado.

Vale salientar que a cobrança fixada por um órgão centralizador, como a COGERH, no Estado do Ceará, contaria o princípio, previsto em lei, de que os comitês de bacia devem deliberar sobre a cobrança na sua respectiva área de ação. No Estado de São Paulo, o comitê de bacias tem um papel decisivo na fixação dos valores da cobrança, garantido por lei.

Assim, de acordo com este aspecto pode-se afirmar que o Estado de São Paulo demonstra uma gestão com maior participação da sociedade, conforme sugere a PNRH, diferentemente do Estado do Ceará.

Entretanto, no Estado do Ceará tem uma característica bem particular, ou seja, algumas bacias apresentam faturamentos com a cobrança e consumos considerados insignificantes, como demonstrados na Tabela 3.

TABELA 3

Faturamento com a cobrança pela água bruta no Estado do Ceará, por bacia hidrográfica, no ano de 2013

Bacia hidrográfica	Consumo (m³)	Faturamento (R\$)
Metropolitana	328.036.905,44	58.828.071,40
Curu	33.693.480,30	423.191,36
Alto Jaguaribe	18.007.203,30	529.287,09
Médio Jaguaribe	188.005.648,15	1.677.657,25
Baixo Jaguaribe	27.312.506,01	291.975,73
Salgado	58.262.935,06	1.922.150,50
Litoral	7.341.176,17	524.669,25
Acaraú	40.823.094,68	1.598.122,62
Coreaú	4.411.853,21	173.992,31
Parnaíba	25.960.816,89	610.525,55
Banabuiú	31.702.871,63	555.364,10
Total Geral	763.558.490,84	67.135.007,16

Fonte: RODRIGUES (2014).

Conforme a Tabela 3, a bacia Metropolitana apresentou um faturamento durante o ano de 2013 de aproximadamente 58,8 milhões de reais, o que representa cerca de 87,7% de todo o faturamento no Estado do Ceará com a cobrança pela água bruta. Por outro lado, tem-se a bacia do Coreaú que faturou nesse período em torno de 174 mil reais, representando aproximadamente 0,3% de todo o Estado.

Desta forma, pode-se concluir que uma única agência em todo o Estado (neste caso, a COGERH), responsável pelo faturamento e administração dos recursos arrecadados com a cobrança favorece uma maior eficiência do sistema.

Assim, o montante total arrecadado com a cobrança no Estado poderá ser aplicado em qualquer uma das 12 bacias. Vale salientar que atualmente a bacia

do Parnaíba está desmembrada nas bacias dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba.

No Estado de São Paulo o cenário é bem diferente do encontrado no Estado do Ceará, em relação aos valores obtidos, por bacia hidrográfica, com a cobrança pela água. Na Tabela 4 são apresentados os valores das cobranças faturadas e arrecadas nas bacias paulistas onde este instrumento já está efetivado.

TABELA 4

Cobrança faturada e arrecadada no ano de 2013 nas bacias do Estado de São Paulo

Bacia hidrográfica	Faturado (R\$)	Arrecadado (R\$)
Paraíba do Sul	3.591.675,00	3.521.527,00
PCJ	17.088.376,00	16.839.305,00
Sorocaba e Médio Tietê	8.675.732,00	8.029.754,00
Baixada Santista	10.062.457,00	10.067.589,00
Baixo Tietê	3.599.134,00	2.526.554,00
Total Geral	43.017.375,00	40.984.729,00

Fonte: ANA (2014).¹

Os dados apresentados na Tabela 4 justifica então uma não centralização dos recursos arrecadados com a cobrança no Estado de São Paulo em um único órgão, uma vez que os valores arrecadados em cada bacia são mais significativos do que os valores obtidos nas bacias cearenses (ver Tabela 3).

Em relação ao preço da água praticado (ver Tabelas 1 e 2), pode-se concluir que os valores cobrados pela água no Ceará, que equivalem a uma cobrança por captação e por consumo, são bastante alto quando comparados com os valores adotados nas bacias hidrográficas do Estado paulista. Entretanto, esses valores ainda são considerados insuficientes de modo a criar um padrão de uso racional, sendo suficiente para custear as despesas da COGERH.

Assim, pode-se concluir que os preços pela água adotados em São Paulo e no Ceará não estão favorecendo o uso racional dos recursos hídricos por parte dos seus usuários, que é um dos objetivos da cobrança pela água, comprometendo também a conservação

¹ Em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cobrancaear-recadacao/cobranca.asp>

desse recurso. Desta forma, estudos devem ser realizados de modo a reverter essa situação.

É importante salientar ainda que tanto na legislação do Estado de São Paulo como do Estado do Ceará é sugerido que a cobrança seja diferenciada, por bacia hidrográfica, conforme características específicas de cada texto.

No Estado de São Paulo adotam os coeficientes ponderadores de modo a diferenciar a cobrança pela água nas bacias hidrográficas. Esses coeficientes, X_i para captação e consumo, e Y_i para lançamento de efluentes, estão sendo adotados de forma gradual nas bacias do Estado. Os coeficientes adotados atualmente estão listados no Quadro 1.

Em São Paulo, os coeficientes ponderados tem o papel de refletir as peculiaridades de cada região, diferenciando assim a cobrança pela água de domínio estadual em todo o território, de acordo com a legislação específica.

Apesar de ser sugerida em lei, a cobrança no Estado do Ceará ainda não é diferenciada de acordo com as características de suas bacias hidrográficas. Mesmo estando em desacordo, até o presente nenhum estudo foi realizado pela COGERH, ou qualquer órgão ligados aos recursos hídricos no Estado, para reverter essa situação. Entretanto, muitos pesquisadores defendem essa cobrança uniforme devido ao fato das características bem peculiares dos recursos hídricos no Estado.

Diferentemente do Estado de São Paulo, que adota no cálculo da cobrança, o volume outorgado pelo usuário, o Estado do Ceará ainda não utiliza esse volume em seu cálculo. Desta forma, não se identifica na cobrança cearense nenhuma ferramenta que iniba usuários de uma bacia a captarem volumes superiores ao que foram outorgados ou fazerem grandes “reservas” de água (diferença entre o volume medido e o volume outorgado), podendo assim comprometer o uso racional, e consequentemente o gerenciamento das águas nessa bacia.

O instrumento paulista de cobrança apresenta o coeficiente ponderador de volume captado e seu regime de variação, indicado por X_s , que tem como objetivo evitar que um usuário faça uma grande “reserva” de água. Quanto maior for à reserva maior deve ser o valor pago pela água. O objetivo desse critério é induzir o usuário a buscar uma adequação do seu volume outorgado em relação ao seu real consumo, de modo a pagar menos pelo seu consumo.

Acredito que seria um critério interessante a ser adotado no Estado do Ceará, pois o que se identifica

no Estado é que muitos usuários apresentam outorgas de água muito distantes dos seus consumos reais. Para isso, estudos devem ser realizados de modo a verificar a eficiência da implantação de um critério como esse para a realidade cearense.

Um critério também muito importante que pode ser usado no gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia, além de contribuir para o uso racional das suas águas, é aquele em que se considera no cálculo da cobrança o seu balanço hídrico.

No Estado de São Paulo, adota-se um coeficiente ponderador de disponibilidade hídrica, X_3 , que considera a Disponibilidade Hídrica Local (DHL), definida pela razão entre a vazão total demandada e a vazão de referência de um corpo d'água ou bacia. Assim, quanto mais desfavorável for o balanço hídrico de um corpo d'água ou bacia, maior é o preço da água, analogamente, o preço da água é menor no caso do balanço hídrico favorável.

No Ceará esse critério ainda não é adotado, mesmo a sendo sugerido na legislação vigente no Estado referente aos recursos hídricos. Além desses dois critérios, podem-se citar os seguintes critérios adotados no Estado de São Paulo para o consumo e a captação: natureza do corpo d'água; enquadramento dos corpos d'água; finalidade de uso; e transposição de bacias.

Desses critérios, apenas a finalidade de uso da água, pode ser identificado na metodologia do Estado do Ceará, uma vez que a tarifa de consumo é diferenciada de acordo com o uso da água.

Dentre os critérios que são considerados na cobrança de São Paulo, mas que ainda não foram postos em prática e que poderia ser aplicado na metodologia cearense, pode-se citar o critério que considera a sazonalidade temporal das chuvas no Estado. Dessa forma, nos meses mais chuvosos a cobrança seria diferenciada dos meses de estiagem no Estado.

Em relação ao período da cobrança, tem-se que enquanto a cobrança paulista é anual, a cobrança cearense é realizada mensalmente, excetuando alguns casos específicos, como por exemplo, alguns usuários da irrigação que apresentam valores muito baixos e nesses casos não justifica a emissão de um boleto bancário mensal. Neste caso, pode-se emitir um único boleto ao final do ano com a cobrança referente ao consumo anual desse usuário.

Apesar do Ceará não cobrar pelo lançamento de poluentes, como o Estado de São Paulo, em ambos os Estados a cobrança pelo uso da água se concentra principalmente nas companhias de saneamento e nas

indústrias. Vale salientar que atualmente a poluição é uma realidade e representa um problema, tanto do ponto de vista ecológico como econômico, nas bacias dos Estados de São Paulo e do Ceará.

Um detalhe muito importante na cobrança no Estado de São Paulo é que, se um usuário lançar no final água com uma melhor qualidade do que a água captada inicialmente ele terá um bônus, tendo uma redução do preço a ser pago pela água.

Nesses dois Estados são cobradas pelas águas superficiais e subterrâneas. Porém, no Ceará, devido a características de seus rios, as captações superficiais são realizada principalmente em reservatórios, diferentemente do que ocorre no Estado de São Paulo, cujas captações superficiais ocorrem principalmente em seus rios.

Em resumo, apresenta-se no Quadro 2, as principais características das cobranças pelo uso dos recursos hídricos adotadas nos Estado do Ceará e de São Paulo.

QUADRO 2
Principais características das cobranças no Ceará e em São Paulo

Características	Ceará	São Paulo
Fórmula	$C = T_c \cdot V_{ef}$	$C = K \cdot PUB \cdot Q$
Parcelas	• Uma	• Três
Tipos de cobranças	• Consumo	• Captação • Consumo • Lançamento de poluentes
Captações	• Superficial • Subterrâneo	• Superficial • Subterrâneo
Período	• Mensal	• Anual
Principais usuários	• Abastecimento público • Indústria	• Saneamento básico • Indústria

Fonte: Elaboração do autor (2014).

Para finalizar, pode-se afirmar que os Estados de São Paulo e do Ceará apresentam uma característica em comum que é o fato de que ambos enfrentam problemas relacionados a escassez de recursos hídricos. Enquanto, em São Paulo essa escassez se deve principalmente à poluição dos corpos hídricos, no Ceará essa escassez está relacionada ao regime hídrico dos seus rios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve um intuito de apresentar duas metodologias de cobrança que podem ser consideradas como modelos: as cobranças do Estado de São Paulo e do Estado do Ceará. Tanto a metodologia do Ceará como a de São Paulo se apresentam de forma muito simples e de fácil aplicação, apresentando semelhanças e diferenças entre si.

Os Estados de São Paulo e do Ceará apresentam características hidrológicas bem distintas, devido aos seus respectivos climas. Entretanto, ambos os Estados se apresentam com certo grau de escassez hídrica. Assim, a aplicação instrumento da cobrança é de vital relevância na tentativa de reverter esse quadro, de modo a garantir um uso de suas águas de forma racional.

Atualmente, o que se verifica é que os preços praticados nesses dois estados não têm contribuído de forma eficaz para garantir esse uso racional, conforme está sugerido nas legislações, tanto federal como estaduais, de recursos hídricos. Este fato compromete a eficiência do instrumento de cobrança nos Estado do Ceará e de São Paulo.

A cobrança no Estado do Ceará pode ser considerada como modelo de cobrança para os demais estados da região Nordeste, uma vez que os mesmos apresentam características hídricas muito semelhantes ao Estado do Ceará. Sugerem-se, então, as seguintes melhorias que poderiam ser incorporadas no modelo de cobrança praticada no Ceará:

- I. Ampliação da cobrança para o lançamento de poluentes;
- II. Separar a cobrança propriamente dita e o fornecimento de água bruta;
- III. Adoção de coeficientes ponderadores, que caracterizasse as bacias hidrográficas, conforme sugerido em lei;
- IV. Estudos econômicos para rever a política de preços praticados no Estado.

A metodologia do Estado de São Paulo se assemelha aos modelos adotados nas bacias federais, uma vez que possui três termos. Um caso bem particular é o modelo de cobrança na bacia federal do rio Doce, que apresenta apenas dois termos, um referente ao lançamento de efluentes e outro referente a captação.

A cobrança no Estado de São Paulo poderia ser usada como modelo, com algumas melhorias, nas regiões que apresentam características similares ao estado. Entre-

tanto, algumas sugestões podem ser feitas em termos de melhoria do modelo paulista de cobrança, são elas:

- I. Estudos econômicos para redefinir os preços praticados, que são considerados muito baixos para induzir o uso racional;

- II. Estudos que incorporem os termos de consumo e de captação em um único termo, pois o consumo é definido como a diferença entre a captação e o lançamento.

Referências

- ACSELRAD, M. V. Proposta de aperfeiçoamento da metodologia de cobrança do setor de saneamento básico no Estado do Rio de Janeiro à luz do objetivo de racionalização do uso dos recursos hídricos. 2013. 161 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2013.
- ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e agência de águas das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 112 p. Brasília – DF: ANA, SAG, 2007.
- ARAÚJO, B. A. M. Alocação de água no Ceará: Diagnóstico e desafios. 2012. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2012.
- BRASIL. Lei de Águas: Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Brasília – DF, 1997.
- CAMPOS, C. R. dos P. Aplicação da metodologia neoclássica da demanda “tudo ou nada” como subsídio à cobrança pelo uso dos recursos hídricos. 2005. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pará, Belém - PA, 2005.
- CAMPOS, J. N. B.; CAMPOS, V. R.; MOTA, F. A. O custo da garantia da água bruta: O caso dos rios intermitentes do Ceará. *Revista de Gestão de Águas da América Latina*, v. 6, n. 1, p. 55-66, 2009.
- CAMPOS, R. T. Avaliação sob risco da capacidade de pagamento por água bruta de produtores da bacia do Jaguaribe (CE). *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 48, n. 2, p. 357-380, 2010.
- CEARÁ. Decreto nº 31.195, de 16 de abril de 2013. Fortaleza – CE, 2013.
- CEARÁ. Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Fortaleza – CE, 2010.
- EÇA, R. F.; FRACALANZA, A. P. Cobrança pelo uso da água em bacias de dupla dominialidade: Conflitos técnicos e de gestão nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. V Encontro Nacional de ANPPAS, Florianópolis – SC, 2010.
- FONTELE, E.; ARAÚJO, J. C. de. Tarifa de água como instrumento de planejamento dos recursos hídricos da bacia do Jaguaribe – CE. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 32, n. 2, p. 234-251, 2001.
- FORGIARINI, F. R. Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta para aplicação em escala real na bacia do rio Santa Maria. 2006. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2006.
- GALIOTO, F.; RAGGI, M.; VIAGGI, D. Pricing policies in managing water resources in agriculture: An application of contract theory to unmet water. *Water Journal*, v. 5, p. 1502-1516, 2013.
- GARRIDO, R. S.; CARRERA-FERNANDEZ, J. O instrumento de cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas: Uma análise dos estudos no Brasil. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 31, nº especial, p. 604-628, 2000.
- GONÇALVES, V. C. S. Cobrança pelo uso da água e o setor de saneamento no Estado de São Paulo. Fundação Getúlio Vargas – Escola de Economia de São Paulo. 2011. 275 f. Tese (Doutorado em Economia), São Paulo – SP, 2011.
- HARTMANN, P. A cobrança pelo uso da água como instrumento econômico na política ambiental: Estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso da água bruta propostos e implementados no Brasil. Porto Alegre – RS: AEBA, 2010. 532 p.
- JARDIM, S. B. A cobrança eficiente pela garantia de disponibilidade e pelo uso da água: Proposta de um modelo multicritério de gestão. 2003. 347 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 2003.
- KURTZ, F. C. Valoração econômica e ambiental pelo uso da água como instrumento de gestão de recursos hídricos. 2004. 173 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, 2004.
- LEITE, G. B.; VIEIRA, W. da C. Proposta metodológica de cobrança pelo uso dos recursos hídricos usando o valor de Shapley: Uma aplicação à bacia do rio Paraíba do Sul. *Estudos Econômicos*, v. 40, n. 3, p. 651-677, 2010.
- NUNES JÚNIOR, T. T.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Perspectivas de efetivação da cobrança pelo uso da água no Brasil com base no caso da porção mineira da bacia do Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 14, n. 3, p. 17-28, 2009.
- RAMOS, M. Gestão de recursos hídricos e cobrança pelo uso da água. Escola Brasileira de Administração Pública – Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro – RJ, 2007.
- RODRIGUES, M. V. S. Avaliação do desempenho da cobrança da água bruta por categoria de uso nas bacias do Estado do Ceará utilizando a análise por envoltória de dados. 2014. 174 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2014.

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

ROGERS, P.; SILVA, R. de; BHATIA, R. Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. Water Policy, v. 4, p. 1-17, 2002.

ROLIM, H. S. C. Modelos tarifários e propostas para a cobrança dos recursos hídricos do Estado do Ceará. Revista Científica Intermeio, Ano 1, n. 1, 2013.

SÃO PAULO. Lei nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005. São Paulo – SP, 2005.

SÃO PAULO. Decreto nº 50.667, de 30 de março de 2006. São Paulo – SP, 2006.

SAIS, A. C.; et al. Fundamentação da cobrança pelo uso da água na região hidrográfica do rio Mogi Guaçu, estado de São Paulo. Engenharia Ambiental, v. 9, n. 1, p. 142-161, 2012.

SILVEIRA, G. L. da; FORGIARINI, F. R.; GOLDENFUM, J. A. Taxa não é cobrança: Uma proposta para a efetiva aplicação do instrumento de gestão dos recursos hídricos para a drenagem urbana. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 4, p. 71-80, 2009.

THAME, A. C. de M.; et al. A cobrança pelo uso da água. São Paulo: IQUAL, Instituto de Qualificação e Editoração LTDA., 2000.

THOMAS, P. T. Proposta de uma metodologia de cobrança pelo uso da água vinculada à escassez. 2002. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 2002.

VIANA, L. F. G. Proposta de modelo de cobrança de água bruta no estado do Ceará: Uma revisão do modelo atual. 2011. 85 f. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 2011.

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues Engenheiro Mecânico. Doutor, Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza/CE. Professor Adjunto do Departamento de Ciências Exatas, Tecnológicas e Humanas – DCETH da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, Angicos/RN. E-mail: marcus@ufersa.edu.br.

Marisete Dantas de Aquino Engenheira de Pesca. Doutora, École des Hautes – França. Professora Associada do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA da Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza/CE. E-mail: marisete@ufc.br.

O possível efeito de mudanças climáticas e suas incertezas sobre afluências em sistemas de recursos hídricos

The possible effect of climate changes and their uncertainties on inflows in water resources systems

Submissão: 24/11/2014

Revisão: 15/12/2014

Aprovado: 28/12/2014

Andre Schardong, Slobodan P. Simonovic, Joaquin I. B. Garcia

RESUMO: Nas recentes décadas, tem sido observado um constante e gradual aumento da temperatura média do planeta. Apesar de controverso, o fenômeno é atribuído diretamente a ação antrópica e à emissão de gases de efeito estufa. O aumento da temperatura média é considerado o gatilho para os processos de alterações extremas no regime de precipitações e outras variáveis atmosféricas. A precipitação, por sua vez, é componente do ciclo hidrológico, que juntamente com algumas outras variáveis como vegetação e solo, são determinantes da disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica através do escoamento superficial e a recarga do solo. Neste artigo é apresentada uma metodologia que procura de forma simplificada, analisar os resultados dos modelos de circulação global (GCM) preparados para o quinto relatório de situação (AR5) do “Intergovernmental Panel on Climate Change” - IPCC. A metodologia consiste em corrigir as séries de precipitação dos modelos utilizando técnicas de “downscaling” e correção de vies. Mais especificamente, séries de precipitações mensais históricas observadas são corrigidas utilizando os períodos de controle e as projeções para os vários cenários futuros dos modelos GCM através de ajuste e correlação de distribuição empírica de probabilidades. A correlação estatística entre o período de controle ou base dos GCM e os cenários futuros, é realizada de tal forma que a não estacionariedade das séries de precipitação, naturalmente induzidas pelas mudanças no clima, sejam adequadamente consideradas. As séries de precipitação estatisticamente corrigidas e obtidas para os cenários futuros são utilizadas para a geração das séries de vazão média natural através de um modelo chuva-vazão, calibrado com dados observados. Como estudo de caso, são utilizadas as principais bacias dos reservatórios constituintes do Sistema Cantareira, um importante contribuinte para o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP, responsável pelo fornecimento de aproximadamente 33 m³/s. Na análise, foram considerados modelos com dados mensais disponíveis para três cenários futuros, discutidos e apresentados no artigo. Os resultados mostram uma grande incerteza no fluxo de vazões com tendência de aumento na afluência média para a bacia dos reservatórios Jaguari/Jacareí e diminuição nos outros reservatórios do sistema. É brevemente discutida também o aumento do risco de falhas na garantia com comparação dos resultados com a atual crise hídrica pela qual passa o Sistema Cantareira.

PALAVRAS-CHAVE: disponibilidade hídrica, modelos de circulação global, modelagem matemática

ABSTRACT: In recent decades there has been a constant, gradual rise in the average temperature of the planet. Although somewhat controversial, these phenomena are directly linked to human activity and the emission of gases responsible for the so called greenhouse effect. The rise of the average temperature is believed to be responsible for the changes in the extreme precipitation patterns and other atmospheric variables. Precipitation is an important component of the hydrological cycle that together with other variables such as land use and vegetation affects water availability in a watershed by influencing runoff and underground recharge. This paper presents a simplified methodology that aims at the analysis of several global circulation models (GCM) prepared for the 5th Assessment Report of the “Intergovernmental Panel on Climate Change” - IPCC. The methodology consists in downscaling and bias correcting the precipitation series for the future scenarios of the GCMs based on the control or historical runs and observed data using empirical probability distributions. Bias correction is performed in a way that will adequately represent the non-stationarity of the precipitation series naturally introduced by climate changes. The bias corrected series for the future are used for generating the inflow series using a rainfall runoff model. The main watersheds of the Cantareira System Reservoirs were used as a case study. The system is responsible for providing more than 50% of the water for the Sao Paulo Metropolitan Region (RMSP), approximately 33 m³/s. In the analysis monthly data from the GCM models were used for three future scenarios. Results show high uncertainty for the inflow series with a trend toward increasing average flow for the Jaguari/Jacareí reservoir and a decrease for the others. A brief discussion comparing results from the climate models with the current drought is also presented.

KEYWORDS: water availability, global circulation models, mathematical modeling.

INTRODUÇÃO

Recentes estudos do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas) indicam um provável aumento da temperatura e precipitação no planeta no século 21. As projeções nas variações não são uniformes, e enquanto algumas regiões experimentarão um aumento significativo nos níveis de precipitações, outras deverão sofrer com o declínio em relação aos níveis históricos.

Segundo o último relatório de avaliação do IPCC *Assessment Report 5* (AR5, IPCC, 2014), o aumento gradual da temperatura, que presumidamente ocorrerá na maioria das regiões do planeta, é atribuído especialmente aos níveis de gases de efeito estufa (dióxido de carbono, metano e óxido de nitrogênio). Em valores percentuais, há indicação de variação positiva na temperatura média do planeta de 0,3 à 4,8% até o final de 2100 em relação ao período histórico observado (TAYLOR et al., 2012; KHARIN et al., 2013; IPCC, 2014).

O incremento na temperatura média do planeta tem sido diretamente relacionado à variação do regime de precipitação com comportamento distinto em diferentes regiões (WILCOX et al., 2007; ALLAN et al., 2008; SOLAIMAN et al., 2011). Em regiões de latitudes mais elevadas, existe expectativa de aumento significativo dos níveis de precipitação em relação aos valores históricos. As regiões próximas aos trópicos, áridas e semiáridas, muito possivelmente notarão incremento menor ou até redução dos níveis de precipitação (IPCC, 2007 e 2014).

A América do Sul deverá sofrer também com variações significativas. No Nordeste Brasileiro, é

estimada variação negativa de até 30% nos níveis de precipitação atual. Já na região Sudeste e na Bacia do Prata, a variação esperada nos níveis de precipitação é menos acentuada, podendo variar negativamente em algumas regiões e até positivamente em até 10% em outras (MARENGO et al., 2011).

Os cenários futuros são gerados em função de estimativas a partir dos resultados de modelos de circulação global (GCMs) ou modelos de circulação acoplados atmosfera-oceano (AOGCMs). Diferentes modelos e resultados estão disponíveis na literatura e são produzidos por diferentes centros de pesquisa. Estes modelos de circulação global simulados para o IPCC AR5 são baseados em cenários definidos por diferentes perspectivas de desenvolvimento econômico e social futuro que afetam ou determinam os níveis de emissões de gases de efeito estufa. Os modelos do *Coupled Model Inter-Comparison Phase 3* (CMIP3) preparados para o IPCC AR4, baseados no SRES (*Special Report on Emissions Scenarios*) foram produzidos considerando três cenários principais: A2 de alta emissão, B2 de baixa emissão e o A1B de média emissão (NAKICENOVIC et al. 2000). Para os modelos do CMIP5 preparados para o AR5, os cenários A2, B2 e A1B foram substituídos pelos chamados RCPs (*Representative Concentration Pathways*) e foram projetados de forma a acomodar uma gama de possibilidades de desenvolvimento econômico e social (TAYLOR et al. 2012; KHARIN et al., 2013). Três RCPs principais são utilizados para as simulações futuras RCP 2.6, RCP 4.5 e RCP 8.5. O número associado ao RCP é o valor do fluxo de calor ou radiativo ao final do século XI em Watts/m² o que equivale respectivamente, a um nível de emissão de CO₂ de 490 p.p.m (partes

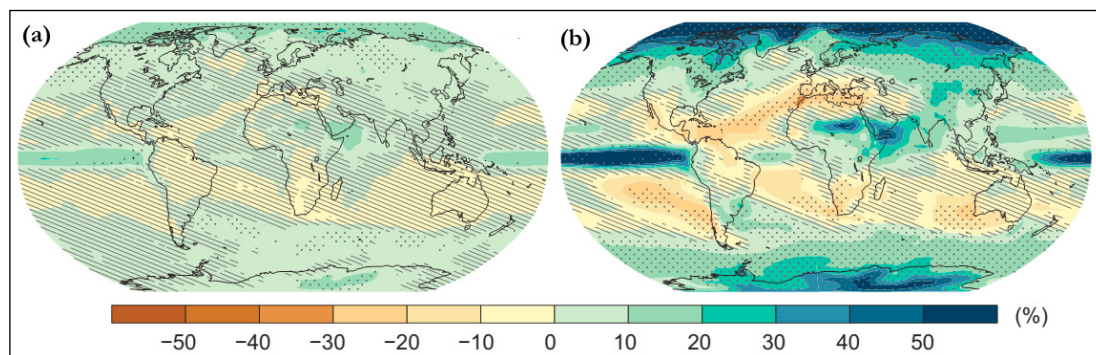


FIGURA 1. Variação estimada da precipitação no planeta em relação aos níveis históricos em %.
Fonte: IPCC (2014).

por milhão), 650 p.p.m e 1370 p.p.m. (VUUREN et al., 2011 e WCRP, 2011). O cenário RCP 4.5 é o cenário desejado, ou seja, aquele em que os países consigam controlar os níveis de emissões, e o nível de CO₂ na atmosfera se estabilize logo após 2100. Entretanto, o cenário RCP 8.5 é reconhecidamente o mais provável. As rodadas de controle (simulação do período histórico) são realizadas, em geral para a maioria dos modelos de 1850 a 2005.

Atualmente, os modelos climáticos de circulação global ou modelos regionais são umas das melhores ferramentas para determinar o impacto na disponibilidade hídrica futura em bacias hidrográficas e/ou sistemas de recursos hídricos em geral. Gaur e Simonovic (2013) utilizaram GCMs para determinar o impacto de mudanças no clima para uma bacia hidrográfica na bacia do Rio *Grant*, Ontario - Canada. A metodologia consiste em conversão das séries de precipitação em escala local e posterior utilização em modelo chuva-vazão distribuído. Solaiman e Simonovic (2011) e Das e Simonovic (2012), Eum e Simonovic (2012) analisaram o possível impacto em séries de vazões utilizando os GCMs preparados para o IPCC AR4 para a cidade de London, Canada. Um algoritmo estocástico K-NN (“k”-ésimo vizinho mais próximo), Sharif e Burn (2007) e King et al. 2013, para a geração das séries sintéticas de vazão dos cenários futuros. Bowering et al. (2013) utilizam metodologia similar para avaliação do impacto de mudanças climáticas em forma de mapa de risco de inundações. Bravo et al. (2013) utilizaram também modelos de circulação global do IPCC AR4 para analisar o impacto das possíveis mudanças climáticas no regime de vazões na bacia do rio Alto Paraguai.

Para a utilização dos resultados disponibilizados pelos GCMs em escala local, é necessário realizar a transformação. A resolução espacial destes modelos varia, sendo geralmente compostos por pontos de grade representando os elementos do modelo matemático utilizado e, aos quais séries temporais estão associadas. A resolução das séries temporais também é variada podendo ser mensal, diária ou até mais detalhada. Várias técnicas existem e são discutidas em Salathé Jr et al (2007), Piani et al. (2010) e Gaur e Simonovic (2013).

O objetivo deste artigo é a análise do possível impacto na disponibilidade hídrica de um sistema produtor de água para abastecimento público, utilizando como base as séries de precipitação disponibilizadas pelos modelos climáticos de circulação global (GCM). Como estudo de caso é utilizado um dos sistemas que abastece a região metropolitana de

São Paulo (RMSP). RMSP é abastecida por 6 grandes sistemas produtores e atualmente passa por sua pior crise hídrica devido aos baixos níveis de precipitação registrados no verão de 2013 e todo ano de 2014. O sistema Cantareira é o mais importante e responsável pelo abastecimento de cerca de 50% da RMSP e está com os níveis mais baixos já registrados. Medidas drásticas como utilização de volume morto estão sendo adotadas para garantir o abastecimento. O objetivo principal do artigo é analisar as séries de precipitação extraídas dos modelos climáticos e compará-las às séries históricas observadas de postos pluviométricos. Um modelo chuva-vazão é aplicado para possibilitar também a análise das séries de vazões afluentes aos principais reservatórios do Sistema.

Na próxima seção do artigo, é apresentada a metodologia aplicada, a descrição do estudo de caso e os resultados obtidos, seguido das conclusões.

METODOLOGIA

A metodologia consiste em inicialmente extrair as séries de precipitação total mensal dos postos das bacias do estudo de caso e as séries dos modelos GCM. Em todas as séries extraídas dos modelos GCM, bem como nas séries observadas, uma função empírica de probabilidades é ajustada. Com a distribuição de probabilidades ajustada, a correção de viés é realizada através da correlação dos cenários futuros, cenário de controle e as séries observadas. As séries de precipitações corrigidas para os cenários futuros são aplicadas em um modelo de transformação chuva-vazão para determinar as séries afluentes aos reservatórios. Por fim, um modelo de otimização é aplicado para verificar a garantia de fornecimento mediante às séries de vazões determinada.

As etapas para a avaliação do impacto são listadas a seguir:

- 1) Extração dos dados do modelo GCM
- 2) Transformação/interpolação das séries de precipitação dos modelos GCM em escala local para cada sub-bacia do sistema;
- 3) Aplicação da correção de viés nas séries de precipitação para os cenários futuros;
- 4) Ajuste dos parâmetros do modelo Chuva vazão SMAP através de calibração semiautomática com auxílio de modelo de otimização;
- 5) Aplicação da série de precipitação no modelo chuva-vazão SMAP para geração de série de vazões futuras;

Um fluxograma da metodologia descrita é apresentado na Figura 2. Os passos da metodologia são descritos detalhadamente a seguir.

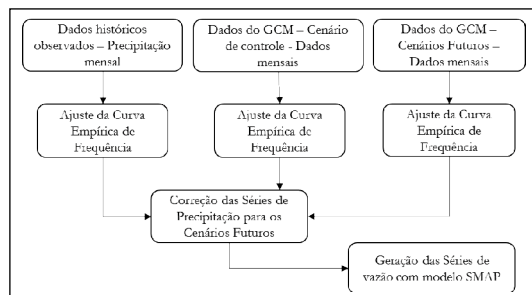


FIGURA 2. Fluxograma da Metodologia de Atualização das Séries de Vazão.

As séries de precipitação mensal extraída dos modelos GCM são convertidos em escala local (bacia hidrográfica) utilizando a interpolação de quatro pontos da grade do modelo mais próximos à estação com os dados observados. O método do inverso da distância foi utilizado, conforme equação (1).

$$P_{gcm}^k = \sum_{i=1}^4 w_i P_{gcm,i} \quad (1)$$

$$w_i = \frac{d_i^2}{\sum_{i=1}^4 d_i^2}$$

onde P_{gcm}^k é a precipitação total mensal do modelo no ponto de interesse, $P_{gcm,i}$ a precipitação no ponto de grade i do modelo GCM, d_i a distância do ponto de grade i do GCM ao ponto de interesse e w_i é o peso atribuído a cada ponto para cálculo da média ponderada.

Após a interpolação e conversão das séries de precipitação do GCM em escala local, são aplicadas as correções de viés nas séries futuras. Esta correção é de extrema importância, dada a incerteza envolvida na previsão dos modelos em relação aos cenários futuros. A escala temporal utilizada é mensal, o que permite utilizar os métodos propostos por Li et al. (2010) e Piani et al. (2010) que consiste em relacionar as curvas de frequência acumulada (CFA) das séries extraídas dos modelos climáticos com as séries de precipitação observadas em cada bacia hidrográfica. O

cálculo da correção é matematicamente apresentada na equação (2).

$$x_{ajust} = x_{m-p} + \text{inv}F_{0-p}(F_{m-p}(x_{m-p})) - \text{inv}F_{m-c}((x_{m-p})) \quad (2)$$

onde x_{ajust} é a precipitação mensal dos cenários futuros ajustada, x_{m-p} a precipitação mensal dos cenários futuros, F a curva de frequência acumulada das séries de precipitação mensal, sendo o índice m referente à precipitação do modelo, p representa o cenário futuro projetado, c o cenário de controle ou histórico, e o representa a série histórica observada. O termo $\text{inv}F$ representa o inverso da função de probabilidades F . Todas as unidades de precipitação são expressas em mm/mês .

Para o cálculo da CFA, foi utilizada a distribuição de frequência empírica, embora distribuições teóricas de probabilidades possam ser utilizadas. De fato, autores como Li et al. (2010) e Piani et al. (2010) utilizam a distribuição Beta e Gama, respectivamente. A escolha pela utilização da distribuição empírica elimina parcialmente o erro introduzido na utilização de uma distribuição de probabilidades, e apesar das interpolações necessárias, o método é computacionalmente eficiente.

O modelo chuva-vazão SMAP

O modelo chuva-vazão SMAP (*soil moisture accounting procedure*), originalmente proposto por Lopes et al. (1982), possui estrutura simples e eficaz especialmente para regiões com escassez de dados. O modelo é conceitual e concentrado, sendo que a estrutura é composta por três reservatórios, representando: i) o armazenamento superficial; ii) a camada superior do solo e iii) armazenamento subterrâneo, conforme Figura 3.

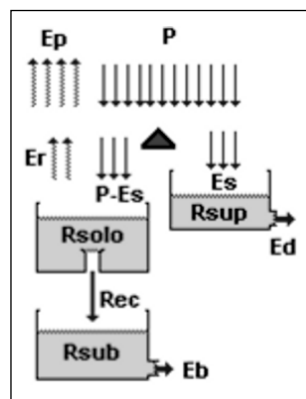


FIGURA 3. Estrutura do modelo SMAP mensal
Fonte: Lopes et al. (1982).

O armazenamento superficial (R_{sup}) pode ser matematicamente escrito conforme equações (3) a (5).

$$\frac{dR_{sup}}{dt} = E_s - E_d \quad (3)$$

$$E_s = \begin{cases} 0 & \text{se } P \leq AI \\ \frac{(P - AI)^2}{P - AI - S} & \text{se } P > AI \end{cases} \quad (4)$$

$$E_d = R_{sup}(1 - K_2), \quad \text{onde } K_2 = 0,5^{1/K_2t} \quad (5)$$

onde E_s representa o escoamento superficial direto, obtido pelo método do *Soil Conservation Service* (SCS), E_d a vazão de depleção do escoamento superficial direto, P a precipitação, AI : abstração inicial para o método do SCS, S a abstração potencial, também para o método do SCS. E_d é definido como função do nível do reservatório superficial (R_{sup}) e K_2t o coeficiente de depleção do reservatório superficial, como definido em Lopes (1982). Todas as unidades são expressas em mm , exceto por dt e K_2t , que possuem dimensão de tempo ($mês$).

O reservatório da camada superior do solo (R_s) pode ser matematicamente escrito conforme equações (6) a (11).

$$\frac{dR_s}{dt} = P - E_s - E_r - Rec \quad (6)$$

$$E_s = \begin{cases} E_p & \text{se } IN > E_p \\ IN + (E_p - IN) \cdot Ti & \text{se } IN \leq E_p \end{cases} \quad (7)$$

$$Rec = \begin{cases} 0 & \text{se } R_s \leq R_{sM} \\ C_{rec} \times TU \times (R_s - R_{sM}) & \text{se } R_s > R_{sM} \end{cases} \quad (8)$$

$$TU = \frac{R_{solo}}{Str} \quad (9)$$

$$R_{sM} = Capc \times R_s \quad (10)$$

$$IN = P - E_s \quad (11)$$

onde P e E_s conforme definidos acima, E_r é a taxa de evapotranspiração, Rec é a recarga do reservatório do subsolo, C_{rec} o coeficiente de recarga do reservatório do subsolo, IN é definido como a diferença entre P e E_s e é a parcela da precipitação que infiltra, TU o teor de umidade do solo, STR a capacidade de campo máxima do solo e $Capc$ a capacidade de campo máxima do solo em porcentagem (Lopes et al. 1982).

O reservatório do subsolo (R_{sub}) pode ser escrito matematicamente conforme equações (12) e (13).

$$\frac{dR_{sub}}{dt} = Rec - E_b \quad (12)$$

$$E_b = R_{sub}(1 - Kkt) \quad \text{com } Kkt = 0,5^{(1/Kk0t)} \quad (13)$$

onde E_b a vazão do escoamento de base e Kkt é o coeficiente de depleção do reservatório do subsolo, como definido em Lopes et al. (1982). A vazão média final é calculada pela equação (14).

$$Q_M = (E_b + E_d) \times CV \quad (14)$$

onde CV é o coeficiente de conversão de mm para m^3/s , e Q_M é a vazão média mensal no exutório da bacia em m^3/s .

Para avaliar o processo de calibração automática, uma função objetivo (FO), a soma dos erros quadráticos médios com pesos (PWRMSE), foi selecionada (CUNDERLIK; SIMONOVIC, 2005; SCHARDONG et al., 2009; USACE, 2001). Esta função considera o quadrado das diferenças entre vazão observada e calculada. A cada intervalo de tempo é atribuído um peso proporcional à magnitude da vazão calculada. Assim, vazões maiores que a vazão média observada recebem um peso maior que 1,0, e menores que a média, um peso menor que 1,0 conforme equação (15).

$$PWRMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^N (Q_o(t) - Q_M(t))^2 \times \frac{Q_o(t) - Q_{oA}}{2Q_{oA}}} \quad (15)$$

onde: N é o número de intervalos de tempo (meses neste caso), $Q_o(t)$ e $Q_M(t)$ são a vazão observada e calculada, respectivamente, t intervalo de tempo, e Q_{oA} é a vazão média observada.

Calibração do SMAP

Para a calibração do modelo foi utilizado um algoritmo evolucionário, o *Differential Evolution* (DE), proposto por Price e Storn (1997). O DE é um dos algoritmos evolucionários mais recentes para solução de problemas de otimização com valores reais. O DE utiliza um operador de mutação simples baseado nas diferenças entre os pares de solução (também chamado de vetores) com o objetivo de encontrar a

direção de busca com base na distribuição de soluções na população corrente.

Diferentemente do Algoritmo Genético, que depende fortemente do operador de cruzamento, o DE utiliza a mutação como o mecanismo principal de busca, e a seleção para indicar a direção dentro da região viável do espaço de decisão. Mais detalhes relacionados ao algoritmo DE podem ser encontrados em Price e Storn (1997), Price et al. (2005) e Schar-dong et al. (2011).

ESTUDO DE CASO

A disponibilidade de água per capita na região metropolitana de São Paulo (RMSP) é dez vezes inferior ao mínimo estabelecido pela ONU (organização das nações unidas), conforme Chuva (2008). Enquanto a disponibilidade hídrica média per capita no Brasil é estima em certa de 34.000 m³ de água por pessoa por ano, na RMSP esse valor é de aproximadamente 200 m³, muito inferior mínimo de 2500 m³ por ano, considerado ideal. A baixa disponibilidade é causada especialmente pela densidade populacional elevada da região e é agravada pelos altos níveis de poluição dos rios Tietê e Pinheiros.

Atualmente seis grandes sistemas produtores de água bruta abastecem a RMSP: Cantareira, Guarapiranga, Alto Tietê, Rio Grande, Rio Claro e Cotia (CASTRO, 2003; ANA, 2013). O Sistema Cantareira, que é responsável por cerca de metade do abastecimento da RMSP, deriva água da bacia do Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) para a bacia do Rio Tietê por uma série de reservatórios, canais e túneis. O sistema é composto por 4 reservatórios

principais, sendo que três deles, Jaguari/Jacaré, Cachoeira e Atibainha estão localizados na bacia do PCJ (Figura 4) e o reservatório Paiva Castro pertence à bacia do Rio Tietê. Os dados operacionais, valores de demandas (tanto para a bacia do Rio Piracicaba quanto para a RMSP), vazões mínimas e máximas (vazões de restrição) a jusante dos reservatórios, foram compilados de Castro (2003), DAEE (2009) e ANA (2013). O resumo compilado é apresentado na Tabela 1. As séries de vazões afluentes aos reservatórios utilizada neste artigo foram obtidas de ANA (2013; 2014).

Os primeiros reservatórios do sistema, conforme Figura 4, são o Jaguari Jacaré que, conectados por um canal e que por este motivo podem ser analisados como um único reservatório. Estes são conectados ao reservatório Cachoeira pelo Túnel 7. O Túnel 6 conecta o reservatório Cachoeira ao Atibainha, que por sua vez é conectado ao Paiva Castro pelo Túnel 5, onde ocorre a transferência entre as bacias do PCJ e Alto Tietê. Os três túneis citados transferem a água por gravidade. Do reservatório Paiva Castro, a água é conduzida por gravidade até a estação elevatória Santa Inês (EESI). Após ser elevada por um conjunto de bombas, a água passa por um pequeno reservatório para fins de regulação em caso de emergências (ex: falta de energia elétrica) e, finalmente conduzida à estação de tratamento de água bruta (ETA) Guaraú.

Ajuste do modelo Chuva-Vazão

Para esta análise foram consideradas as bacias hidrográficas, que contribuem aos três reservatórios principais localizados na bacia do PCJ: Jaguari/Jacaré,

TABELA 1
Resumo dos dados Operacionais e resumo das vazões mínimas e máximas a jusante do Sistema Cantareira

Reservatório	Níveis operacionais (m)		Volumes (hm ³)			Q Mín. Jusante (m ³ /s)	* Q Máx. Jusante (m ³ /s)	Área da Bacia (km ²)	Q Méd. Hist. (m ³ /s)
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	Útil				
Jaguari-Jacaré	820,80	844,00	239,45	1047,49	808,04	1,00	50,00	1230,00	25,20
Cachoeira	811,72	821,78	46,92	115,71	68,79	1,00	7,00	392,00	8,50
Atibainha	781,88	786,86	199,20	295,52	96,32	1,00	3,00	312,00	6,00
Paiva Castro	743,80	745,61	25,52	33,05	7,53	1,00	50,00	639,00	4,60
								Total	44,30

* Vazão máxima a jusante: o valor máximo determinado pela portaria do DAEE (2009), vazões de restrição.

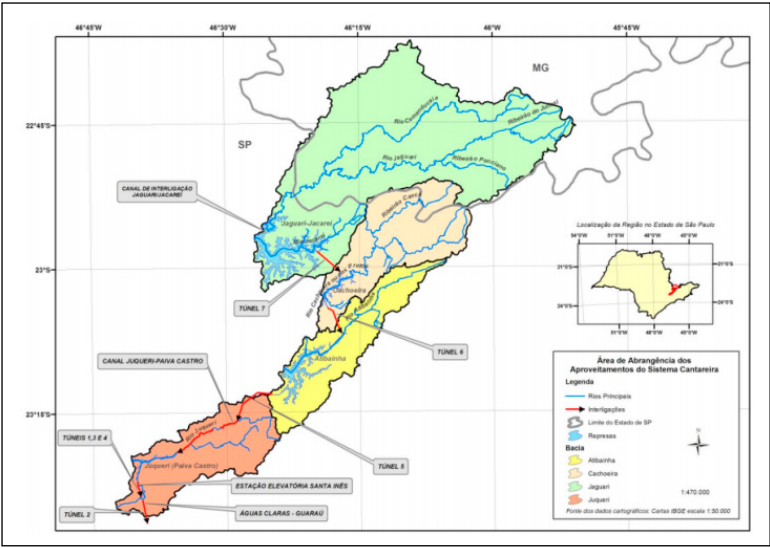


FIGURA 4. Localização e Componentes Principais do Sistema Cantareira.
Fonte: Sabesp (2009)

Cachoeira e Atibainha. A calibração e verificação do modelo chuva-vazão SMAP foi realizado no período de dados históricos de 1993 a 2004 utilizando dados de precipitação histórica mensal disponibilizados no Hidroweb da Agência Nacional de Águas - ANA. A Tabela 2 apresenta a lista de postos utilizados e localizados na região do estudo. O critério para seleção dos postos foi a disponibilidade de dados consistentes no período de 1952 a 2004, período utilizado para correção dos modelos climáticos.

A partir destes postos, as séries de precipitação mensal em cada uma das bacias foram calculadas através do método dos polígonos de Thiessen, no qual é determinada a área de influência de cada posto em cada uma das bacias para cada reservatório analisado.

Embora eventos de chuva dificilmente sejam uniformes em toda bacia de drenagem, por se tratar de análise mensal, é possível assumir que a metodologia aplicada possui representatividade satisfatória da precipitação.

As séries de precipitação para os cenários futuros foram calculadas utilizando 16 modelos climáticos listados na Tabela 3. A lista apresenta os dados básicos de cada um dos modelos: país de origem, código, centro desenvolvedor, o número de rodadas disponíveis e a resolução horizontal em graus decimais.

Dos modelos selecionados, os três cenários futuros analisados foram: RCP 2.6, RCP 4.5 e RCP 8.5 sendo que, para cada cenário, uma ou mais rodadas estão disponíveis e utilizadas. Os dados destes e outros

TABELA 2
Lista de postos pluviométricos utilizados para cálculo da precipitação histórica observada em cada sub-bacia

Código	Nome do Posto	Altitude	Início	Dados (anos)
2346094	Piracaia	790	03/1942	67
2245050	Sao Francisco Xavier	730	05/1939	70
2246035	Vargem (US. Flores - CPFL)	940	08/1937	71
2246090	Joanópolis	920	06/1951	57
2346010	Nazare Paulista	790	06/1946	62
2346021	Franco Da Rocha	740	04/1937	72
2346030	Bom Sucesso	770	08/1936	72

TABELA 3
Lista de modelos climáticos analisados

País	Modelo	Nome do Centro	Número de Rodadas	Resolução
				(Lon. vs Lat.)
China	bcc_csm_1_1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	1	2.8 x 2.8
China	BNU-ESM	College of Global Change and Earth System Science	1	2.8 x 2.8
Canada	CanESM2	Canadian Centre for Climate Modeling and Analysis	5	2.8 x 2.8
USA	CCSM4	National Center of Atmospheric Research	1	1.25 x 0.94
France	CNRM-CM5	National Centre of Meteorological Research	1	1.4 x 1.4
Australia	CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization/ Queensland Climate Change Centre of Excellence	10	1.8 x 1.8
China	FGOALS-g2	LASG, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences	1	2.8 x 2.8
USA	GFDL-CM3	NOAA Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	1	2.5 x 2.0
USA	GFDL-ESM2G	NOAA Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	1	2.5 x 2.0
France	IPSL-CM5A-LR	Institute Pierre Simon Laplace	4	3.75 x 1.8
Japan	MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	3	1.4 x 1.41
Japan	MIROC-ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Atmosphere and Ocean Research Institute (The University of Tokyo), and National Institute for Environmental Studies	1	2.8 x 2.8
Germany	MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology	3	1.88 x 1.87
Japan	MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute	1	1.1 x 1.1
Norway	NorESM1-M	Norwegian Climate Center	3	2.5 x 1.9
United Kingdom	HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre	2	1.25 x 1.875

modelos são disponibilizados em (<http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5>) no formato NetCDF (UNIDATA, 2014). Os dados foram extraídos dos arquivos NetCDF com auxílio de uma biblioteca específica para tal (escrita em C++), combinada em código desenvolvido em C# (C Sharp).

Para a análise do possível impacto na garantia de fornecimento do Sistema Cantareira, foram analisadas as curvas de frequência das séries determinadas pela metodologia apresentada. Todos os resultados dos cenários futuros (RCP 2.6, RCP 4.5 e RCP 8.5) foram combinados na análise uma vez que é incerto o cenário que deverá ocorrer. Desta forma, os resultados apresentados compreendem mais de 120 séries de precipitações e por consequência possibilitam

gerar o mesmo número de séries de vazões com a aplicação do modelo SMAP. É importante ressaltar também que a análise foi dividida em período úmido e período seco. O período úmido considerado foram os meses de Outubro à Março e o período seco de Abril à Setembro.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 5 e Figura 6 são apresentadas as curvas de permanência das precipitações corrigidas dos modelos climáticos para os períodos úmido e seco, respectivamente para a bacia do reservatório Jaguari/Jacaré. As curvas de permanência apresentadas em tons de azul representam os modelos climáticos e a

curva de permanência baseada na série de precipitação histórica observada é destacada em cor vermelha. Ambos os gráficos combinam os resultados de cerca de 120 séries dos modelos climáticos e é possível observar a grande incerteza a eles associada. Nota-se ainda que existe uma leve tendência de aumento das precipitações em relação à média histórica, bem como amplificação dos extremos, tanto precipitações máximas quanto mínimas.

Nas figuras Figura 7 a Figura 9 são apresentadas os boxplot das vazões médias calculadas pelos modelos climáticos, as vazões mínimas e máximas dos GCMs comparando com o média das vazões afluentes históricas observadas para os reservatórios Jaguari/Jacareí, Cachoeira e Atibainha, respectivamente.

Para o reservatório Jaguari/Jacareí existe uma tendência de aumento da vazão para a maioria dos modelos, conforme gráfico boxplot das vazões médias para cada mês, conforme Figura 7, comparada à vazão da média histórica observada. Nota-se que para os meses úmidos (Outubro a Fevereiro) existe tendência de aumento significativo na vazão, em média de 10 a 20% em relação à média histórica, enquanto nos meses secos essa anomalia não é tão significativa.

Nos outros dois reservatórios, Cachoeira e Atibainha, observa-se queda na vazão afluente calculada utilizando a metodologia proposta comparando à média histórica observada, conforme apresentado nos gráficos das Figuras 8 e 9, respectivamente. De

forma similar ao observado na bacia do reservatório Jaguari/Jacareí

No gráfico da Figura 10 é apresentado um boxplot das vazões mínimas dos modelos climáticos para cada um dos meses do ano, comparando com as vazões afluentes do ano 2013/2014 para a bacia hidrográfica do reservatório Jaguari/Jacareí. Esta comparação foi realizada pelo fato da atual crise hídrica, que passa o Sistema Cantareira, sendo a pior de sua história e as vazões afluentes médias mensais são as mais baixas já registradas. Os resultados apresentados no gráfico, mostram que existe possibilidade, com base nos resultados dos GCMs, deste cenário se repetir no horizonte analisado. A crise atual está sendo causada pelos baixos níveis de precipitação, especialmente nos meses úmidos, no qual os níveis do sistema usualmente se recuperam.

CONCLUSÃO

Neste artigo, é apresentada uma análise do possível impacto de mudanças climáticas na disponibilidade hídrica sobre um sistema de recursos hídricos voltado ao abastecimento público. A metodologia consiste em corrigir as séries de precipitação mensal e evaporação média mensal disponibilizadas pelos modelos de circulação global (GCM) para cenários futuros, tomando como base dados históricos observados. A correção é realizada utilizando-se um método

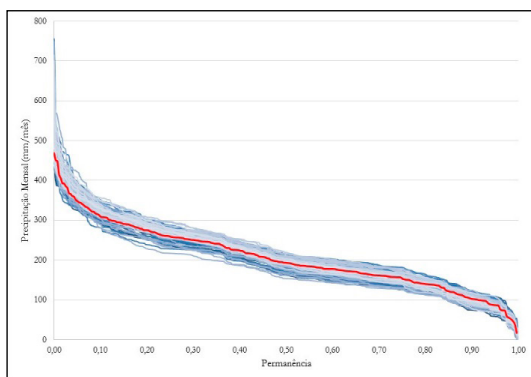


FIGURA 5. Curvas de permanência da precipitação para os meses úmidos obtidos dos modelos climáticos em tons de azul comparadas à curva de permanência da série histórica observada (linha em vermelho) para a Bacia do Reservatório Jaguari/Jacareí

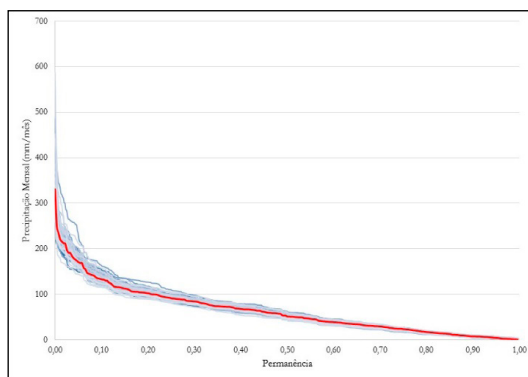


FIGURA 6. Curvas de permanência da precipitação para os meses secos obtidos dos modelos climáticos em tons de azul comparadas à curva de permanência da série histórica observada (linha em vermelho) para a Bacia do Reservatório Jaguari/Jacareí

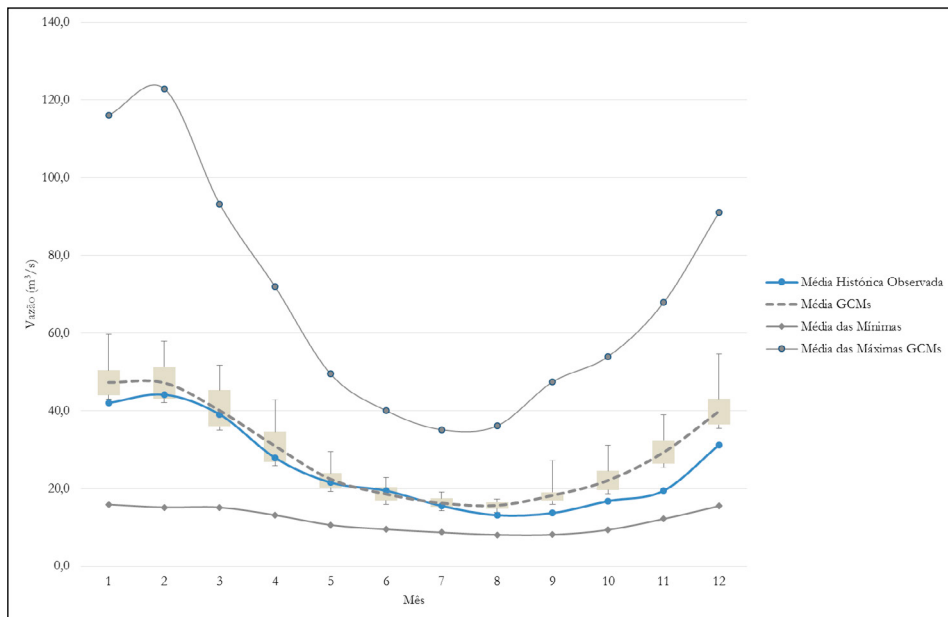


FIGURA 7. Boxplot da vazão calculada combinando todos os cenários futuros à média histórica (linha em azul) para a Bacia do Reservatório Jaguari/Jacarei

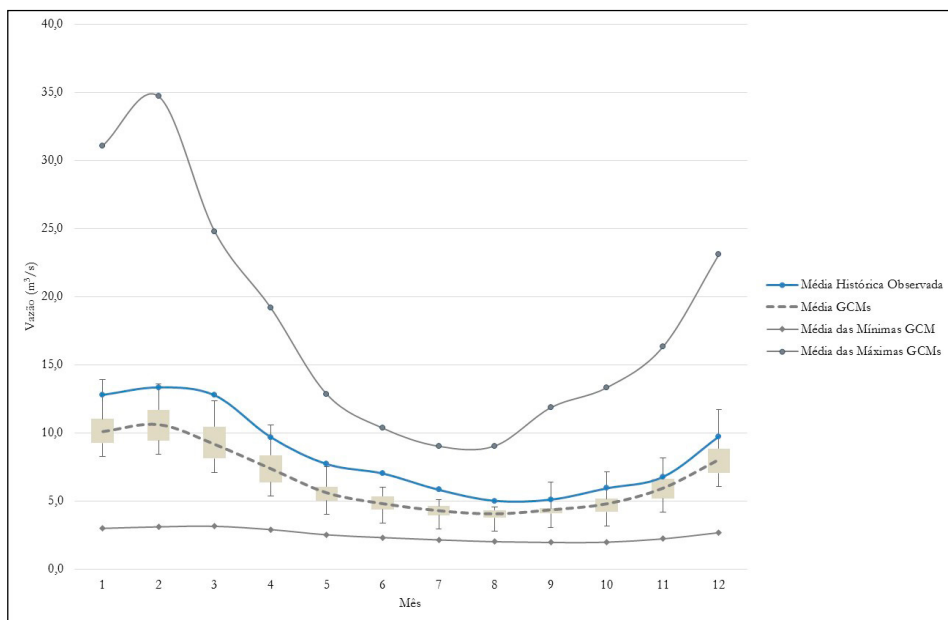


FIGURA 8. Boxplot da vazão calculada combinando todos os cenários futuros à média histórica (linha em azul) para a Bacia do Reservatório Cachoeira

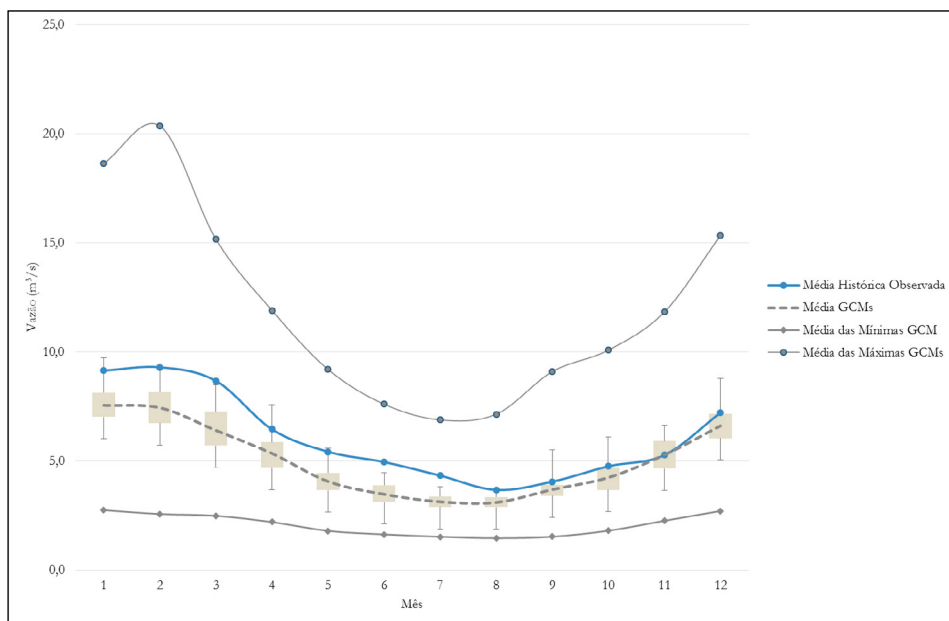


FIGURA 9. Boxplot da vazão calculada combinando todos os cenários futuros à média histórica (linha em azul) para a Bacia do Reservatório Atibainha

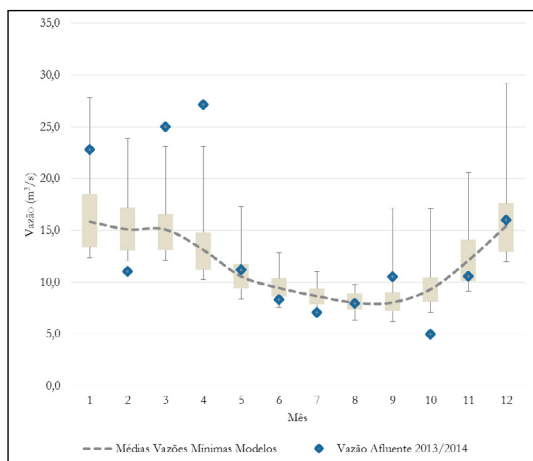


FIGURA 10. Boxplot das vazões mínimas dos modelos climáticos e a vazão afluente da bacia do reservatório Jaguari/Jacaré do período seco de 2013/2014.

estatístico, com o qual procurar-se corrigir o erro sistemático embutido nos modelos climáticos.

A metodologia sugerida foi aplicada às bacias de contribuição dos principais reservatórios do Sistema Cantareira, responsável por abastecer cerca de 50% da RMSP. Dados de postos pluviométricos da região de estudo foram utilizados para representar a

precipitação média sobre as bacias de drenagem dos principais reservatórios do sistema. Foram analisados três cenários futuros de 16 (dezesseis) modelos climáticos, RCP 2.6, 4.5 e 8.5 e todas as rodadas disponíveis em cada um dos modelos, totalizando mais de 120 séries de precipitação mensal. Os dados de precipitação extraídos dos modelos de clima

foram corrigidos com uma metodologia descrita e um modelo chuva-vazão utilizado para obter as séries de vazões para o período futuro. Com a utilização de 16 modelos climáticos, os resultados apresentam grandes incertezas. Entretanto, nota-se que, analisando apenas as séries de precipitações, existe a possibilidade de aumento dos eventos extremos, especialmente nos meses úmidos, maior número de meses com níveis mais baixos que a média histórica observada e mais eventos ou meses com precipitação acima da média observada.

A metodologia apresentada para o cálculo das aflúências e correção das séries de precipitação é de

fácil aplicação e possui baixo custo em termos de recursos computacionais. Neste artigo, foram utilizados modelos de circulação global, entretanto a mesma metodologia pode ser aplicada a modelos com precisão espacial e temporal mais detalhada, como é o caso de modelos climáticos regionais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento) ao primeiro autor concedido sob forma de bolsa de estudos.

Referências

- ANA Agência Nacional de Águas. Dados de Referência Acerca da Outorga do Sistema Cantareira, Brasília (DF), (2013).
- ANA Agência Nacional de Águas. Renovação da Outorga do Sistema Cantareira, 2014. Disponível em <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/outorgaefiscalizacao/renovacaocantareira.aspx>. acesso em 30/Setembro/2014.
- ALLAN, R. P.; SODEN, B. J. Atmospheric warming and the amplification of precipitation extremes. *Science*, v.321, p.1480–1484, 2008.
- BOWERING, E. A.; PECK, A. M.; SIMONOVIC, S. P. A flood risk assessment to municipal infrastructure due to changing climate part I: Methodology, *Urban Water Journal*, DOI:10.1080/1573062X.2012.758293, 2013.
- CASTRO, H. L. Avaliação da disponibilidade hídrica para abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo com o uso de um SSD - Sistema de Suporte a Decisões. 2013, 169p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W.; DA PAZ, A.R.; ALLASIA, D.; DOMECCQ, F. Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River basin. *Climatic Change*, DOI10.1007/s10584-013-0816-49 2, 2013.
- Cunha, V. Estudo para Proposta de Critérios de Qualidade da Água para Reúso Urbano. Tese de Doutorado. 2008, .94 p. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Cunderlik, J. M. e Simonovic, S. P. Hydrological extremes in a southwestern Ontario river basin under future climate conditions. *Hydrological Sciences Journal*. v.50, n.4, p.631-654, 2005.
- DAEE Secretaria De Estado De Saneamento E Energia Departamento De Águas E Energia Elétrica Diretoria De Procedimentos De Outorga E Fiscalização. Nota Técnica DAEE/DPO – Sistema Cantareira - Recomendações para manutenção de volumes de espera nos reservatórios dos aproveitamentos do Sistema Cantareira. 2009.
- DAS, S.; SIMONOVIC, S.P. Assessment of uncertainty in flood flows under climate change – the Upper Thames River basin (Ontario, Canada), *British Journal of Environment and Climate Change*, v.2, n.4, p.318-338, 2012.
- EUM, H.-I.; SIMONOVIC, S. P. Assessment on variability of extreme climate events for the Upper Thames River basin in Canada. *Hydrological Processes*, v.26, n.4, p.485–499. doi:10.1002/hyp.8145, 2012.
- IPCC Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor e H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007. 996 p.
- IPCC Summary for Policymakers. In: Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bexand P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- GAUR, A.; SIMONOVIC, S. P. Climate Change Impact on Flood Hazard in the Grand River Basin, Ontario, Canada. Water Resources Research Report no. 084, Facility for Intelligent Decision Support, Department of Civil and Environmental Engineering, London, Ontario, Canada, 2013, 92 p. ISBN: (print) 978-0-7714-3063-3; (online) 978-0-7714-3064-0.
- KHARIN, V.V.; ZWIERS, F.W.; ZHANG, X.; HEGERL, G. Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations. *Journal of Climate*, v.20, p.1519-1444, 2013.
- LOPES, J. E. G.; BRAGA, B. P. F.; CONEJO, J. G. L. SMAP: A simplified hydrologic model. In: *Applied Modeling in Catchment Hydrology* Water Resources Publications, Littleton, Co. 1982, p. 167–176.
- Li, H.; Sheffield, J.; Wood, E. F. Bias correction of monthly precipitation and temperature fields from Intergovernmental Panel on Climate Change AR4 models using equidistant quantile matching. *Journal of Geophysical Research*, v.115 (D10), D10101. 2010, doi:10.1029/2009JD012882.

- MARENGO, J. A.; CHOU, S. C.; KAY, G.; ALVES, L. M.; PESQUERO, J. F.; SOARES, W. R.; TAVARES, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate Dynamics*, v.38, n.9-10, p.1829–1848, 2011. doi:10.1007/s00382-011-1155-5
- NAKICENOVIC N.; SWART R. (Eds.) IPCC Special Report on Emission Scenarios. Cambridge University Press, UK. 2000, 570 p.
- PIANI, C.; WEEDON, G. P.; BEST, M.; GOMES, S. M.; VITERBO, P.; HAGEMANN, S.; HAERTER, J. O. Statistical bias correction of global simulated daily precipitation and temperature for the application of hydrological models. *Journal of Hydrology*, v.395, n.3-4, p.199–215, 2010. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.10.024.
- PRICE, K. V.; STRONG, R. M.; LAMPINEN, J. A. Differential evolution: A practical approach to global optimization. Berlin: Springer. 2005.
- Price, K. V.; STORN, R. M. Differential evolution - A simple evolution strategy for fast optimization. *Dr. Dobb's Journal*. v.22, p.18-24. 1997.
- SABESP Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Estudos de Cheias para Avaliação dos Volumes de Espera dos Aproveitamentos do Sistema Cantareira, São Paulo - SP. 2009.
- SALATHÉ, JR. E. P.; MOTE, P. W.; WILEY, M. W. Considerations for selecting downscaling methods for integrated assessments of climate change impacts. *International Journal of Climatology*, v.27, p.1611-1621, 2007.
- SCHARDONG, A. et al. comparação de algoritmos evolucionários na calibração de modelo chuva-vazão - SMAP. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande - MS. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre : ABRH.
- SCHARDONG, A.; SIMONOVIC, S. P.; VASAN, A. A multi-objective evolutionary approach to optimal reservoir operation, *ASCE Journal of Computing in Civil Engineering*, v.27, n.2, p.139-147, 2013.
- SHARIF, M.; BURN, D. H.; WEY, K. M. Daily and hourly weather data generation using a k-nearest neighbour approach, 18th Canadian Hydrotechnical Conference. p.1–10, 2007.
- SOLAIMAN, T. A.; KING, L. M.; SIMONOVIC, S. P. Extreme precipitation vulnerability in the Upper Thames River basin: uncertainty in climate model projections. *International Journal Climatology*, v.31, p.2350–2364, 2011, doi:10.1002/joc.2244
- TAYLOR, K.E.; STOUFFER, R. J.; MEEHL, G.A. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 93, n.4, p.485–498, 2012. doi:10.1175/bams-d-11-00094.1.
- UNIDATA, netCDF Documentation, 2014. Disponível em <http://www.unidata.ucar.edu/software/netcdf/docs/> acesso em 30/Setembro/2014.
- USACE. Hydrologic Modeling System HEC-HMS. User's Manual, Version 2.1. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 2001, 178 p.
- VUUREN, D. P.; EDMONDS, J.; KAINUMA, M.; RIAHI, K.; THOMSON, A.; HIBBARD, K.; ROSE, S. K. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, v.109, n.1-2, p.5–31, 2011. doi:10.1007/s10584-011-0148-z
- WILCOX, E.M.; DONNER, L.J. The frequency of extreme rain events in satellite in-rate estimates and an atmospheric general circulation model. *Journal of Climate*, v.20, n.1, p.53–69, 2007.
- WCRP Coupled Model Intercomparison Project – Phase 5 Special Issue of the CLIVAR Exchanges Newsletter, No. 56, v. 15, n. 2, 2011.

Andre Schardong Postdoctoral Fellow, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Western Ontario, London, Ontario, Canada, N6A 5B9. E-mail: aschardo@uwo.ca.

Slobodan P. Simonovic Professor, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Western Ontario, London, Ontario, Canada, N6A 5B9. E-mail: simonovic@uwo.ca.

Joaquin I. B. Garcia Professor, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade de São Paulo, SP, CEP: 05068-010. E-mail: joaquinbonne@gmail.com.

Hormones and antibiotics associated with intensive pig production in a river basin

Hormônios e antibióticos em rio de uma bacia hidrográfica com intensa criação de suínos

Submissão: 08/12/2014

Revisão: 17/12/2014

Aprovado: 29/12/2014

Rafael Gotardo, Adilson Pinheiro, Vander Kaufmann, Thiago Caique Alves, Everton Blainski

ABSTRACT: In recent years, the use of pharmaceutical substances, mainly hormones and antibiotics, in agriculture has increased. The combined use of these pharmaceutical substances both in animals and humans has led to serious concerns related to the environment and human health due to potential adverse effects on the endocrine system and bacterial resistance. These substances are usually transported by runoff processes to rivers, modifying the quality of aquatic ecosystems. The aim of this study was to evaluate the occurrence of hormones (estradiol, 17 α -estradiol, 17 β -estradiol, 17 α -ethinylestradiol, estrone, norgestrel, progesterone and mestranol) and antibiotics (oxytetracycline, doxycycline, tetracycline, chlortetracycline, toltrazuril and sulfamethazine) in surface waters in the Coruja river basin, which has a drainage area of 48.79 km². This catchment area is one of the leading regions of pig production in southern Brazil. Samples were collected over a 15-month period from four stream water sites corresponding to sub-basins 1, 2, 3 and 4. The chemical analysis was performed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC). Antibiotics and hormones were detected in 4.82 and 4.04 % of the samples respectively but only antibiotics were detected above the limit of quantitation. The samples with the largest analyte concentrations and highest occurrence were collected in January and February. The largest occurrence and highest concentrations of analytes was in sub-basin 2, which had the largest number of pigs. Chlortetracycline was the most frequently detected and also the most frequently detected analyte at quantifiable concentrations. These detectable and quantifiable levels of antibiotics represent an environmental risk, reducing the quality of surface waters.

KEYWORDS: Emerging pollutants, water quality, agricultural residues.

RESUMO: O uso de fármacos no setor agropecuário tem aumentado significativamente nos últimos anos, destacando-se as classes dos hormônios e antibióticos. O uso compartilhado destes fármacos tanto em animais como em humanos tem acarretado em grandes preocupações com a saúde humana e ao meio ambiente, podendo provocar alterações no sistema endócrino e de resistência às bactérias. Os fármacos, normalmente são transportados pelo escoamento superficial aos corpos hídricos, provocando a degradação do ecossistema aquático. Assim, este estudo visa avaliar a ocorrência de moléculas de hormônios e de antibióticos em águas superficiais na bacia hidrográfica do rio Coruja, cuja área de drenagem é de 48,79 km². Esta bacia é uma das principais produtoras de suínos na região sul do Brasil. Foram realizadas coletas mensais, durante 15 meses, em quatro seções fluviométricas, caracterizando as sub-bacia 1, 2, 3 e 4. As análises químicas foram realizadas em Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência (HPLC). Observou-se que as moléculas analisadas apresentaram concentrações detectáveis e quantificáveis, sendo o maior número ocorrido nos meses de janeiro e fevereiro. A sub-bacia 2 apresentou o maior número de moléculas quantificadas. Esta sub-bacia possui o maior número de suínos. Para os antibióticos, a molécula chlortetraciclina foi quantificada o maior número de vezes, e as moléculas de hormônio não foram encontradas com concentrações quantificáveis. Conclui-se que nesta bacia, os antibióticos contidos nos dejetos líquidos suínos constituem risco de degradação da qualidade das águas superficiais.

PALAVRAS-CHAVE: Poluentes emergentes, qualidade de água, resíduos agropecuários.

INTRODUCTION

In recent years the use of pharmaceutical substances in the agricultural sector has expanded, particularly in swine production. According to Kummerer

(2009) the use of antibiotics as growth promoters is considered one of the most prevalent applications of such substances, due to the increase of confined animal production processes. As growth promoters, hormones, also known as endocrine disruptors, act on

the central immune system and may inhibit or alter regular functions of the organism (KIDD et al., 2007).

The restriction of the use of these substances varies in each country according to specific legislation. In Brazil, the regular use of hormonal substances in animal production is prohibited, but they are permitted for therapeutic purposes via veterinary prescription. However, in October 2010, ANVISA (Brazilian National Health Surveillance Agency) published a new resolution restricting the sale and prescription of antibiotics in Brazil (BRASIL, 2010).

The increased use of chemicals in swine production is mainly used and prophylaxis for disease control. Most of these substances are only partially metabolized, thus, active forms are excreted in urine and feces by the animal (KUMAR et al., 2005). According to Kwon et al. (2011) around 90% of antibiotics used as prophylaxis are released to the environment through feces and urine. Thus, animal manure can constitute an important source of these chemicals in the environment.

Several studies have confirmed the presence of chemical substances in aquatic and terrestrial environments (KUMMERER; HENNINGER, 2003; YANG; CARLSON, 2003; PEI et al., 2006; AUST et al., 2008; KARCI; BALCIOGLU, 2009; MARTINEZ-CARBALLO et al., 2007; TAMTAM et al., 2008; ZOU et al., 2011). Inputs of chemical substances to the environment through the application of organic fertilizers produced from animal manure are becoming one of the major sources of terrestrial pharmaceutical pollution (KIM et al., 2012). Once applied to the soil these chemicals are transported to water bodies through water runoff (AWAD et al., 2014) and they have become the important pharmaceutical contamination source of surface and subsurface waters (KAY et al., 2005; BURKHARDT et al., 2005; KREUZIG et al., 2005; DAVIS et al., 2006). In Germany, Wiegel et al. (2004) detected high concentrations of human pharmaceuticals in a river close to an urban area. In Slovenia, Kosjeka et al. (2005) found non-steroid anti-inflammatory drugs (NSAIDs) in human drinking water samples and Boleda et al. (2011) also reported the occurrence of pharmaceutical drugs in water destined for human consumption. Jurado et al. (2012) detected pharmaceuticals in deep groundwater in Barcelona, Spain. Kim et al. (2009), investigated pharmaceuticals in the River Makyung (South Korea) and reported higher concentrations of these products downstream of a sewage treatment plant. In France, pharmaceuticals in

concentrations of ng L^{-1} were found in surface waters that supply a water treatment plant (VULLIET et al., 2009). In addition to surface and subsurface waters, drugs have also been found in atmospheric particulate material (CECINATO; BULDUCCI, 2007).

In developing countries, such as Brazil, studies on the detection and mobility of hormones and antibiotics in surface water, groundwater and soil are scarce. Most researchers have evaluated the occurrence of pharmaceuticals in urban areas due to sewage discharge into receiving waters (JONES et al., 2005; PETROVIC et al., 2005; LARSSON et al., 2007). Antibiotics have also been reported in effluents originating from a sewage treatment plant, hospitals and milk production systems (BROW et al., 2006). Langford et al. (2011) registered the occurrence of human pharmaceutical products in sediment and sewage sludge. In Brazil, the presence of antipyretic, anti-inflammatory and analgesic compounds has been observed in Billings reservoir (ALMEIDA; WEBER, 2005).

The aim of this study was to evaluate the presence of hormones and antibiotics in the Coruja river basin located in southern Brazil, in a region with the presence of Atlantic Forest along with intense swine production.

MATERIALS AND METHODS

The study was performed in the Coruja river basin (Figure 1), located in the town of Braço do Norte, State of Santa Catarina, southern Brazil. The climate in the region is predominantly humid mesothermal with temperatures ranging between 15 and 35°C and annual rainfall of around 1300 to 1600 mm (THOME et al., 1999). The soil of the basin is classified, according to Embrapa (2006), as Dystrophic Argisil and Dystrophic Oxisol.

The Coruja river basin has a total area of 48.79 km^2 and of this total 48.6% is grassland, 25.3% is forest, 9.2% is used for agriculture, 9.0% is given over to reforestation, 7.7% is comprised of urban areas, 0.1% is undergoing native forest regeneration and 0.1% is exposed soil.

The basin was divided into four sub-basins (sub-basins 1, sub-basin 2, sub-basin 3 and sub-basin 4). The sampling plots were located close to the spring of the Coruja river (sub-basin 1), along the course of the river (sub-basins 2 and 3) and at the outflow (sub-basin 4) at the river mouth. Table 1 describes the distribution of the land use in these areas.

According to a survey of the pig breeders in this basin, there are 52 pig farmers, divided into stages of breeding, rearing, fattening, finishing and complete cycle, comprising a total of 52,659 animals. In addition to the pig farmers, the basin has 11 slaughter and processing plants which are also potential sources of river pollution. Table 2 shows the total number of swine farms and the number of animals in each sub-basin and Figure 1 gives the location of each pig farm.

Monthly sampling events were carried out in the stream water sites in the period of June 2012 to September 2013. During this period the total rainfall was 2086 mm (Figure 2). The highest rainfall was recorded in August 2013 (450.4 mm) and the lowest in August 2012 (14.4 mm).

River water samples were collected at a depth of 0.5 m. The sampled water was stored in polyethylene bottles with a capacity of 50 mL and maintained at an

average temperature of 4°C in a polystyrene box with ice and then sent to the laboratory for further analysis.

Concentrations of hormones and antibiotics were determined by high performance liquid chromatography (HPLC) on a Dionex Ultimate 3000 LC system. The antibiotics investigated were oxytetracycline, doxytetracycline, tetracycline, chlortetracycline, toltrazuril and sulfamethazine and the hormones were estradiol, 17 α -estradiol, 17 β -estradiol, estrone, 17 α -ethinylestradiol, norgestrel, progesterone and mestranol.

For the estradiol, 17 α -estradiol, 17 β -estradiol, 17 α -ethinylestradiol, estrone, mestranol, norgestrel and progesterone and toltrazuril molecules the determination was performed with the adapted method described by Almeida and Nogueira (2006), using HPLC with diode array detection (DAD) in direct injection mode. The mobile phase consisted of an aqueous solution of 10% acetonitrile (v/v) and

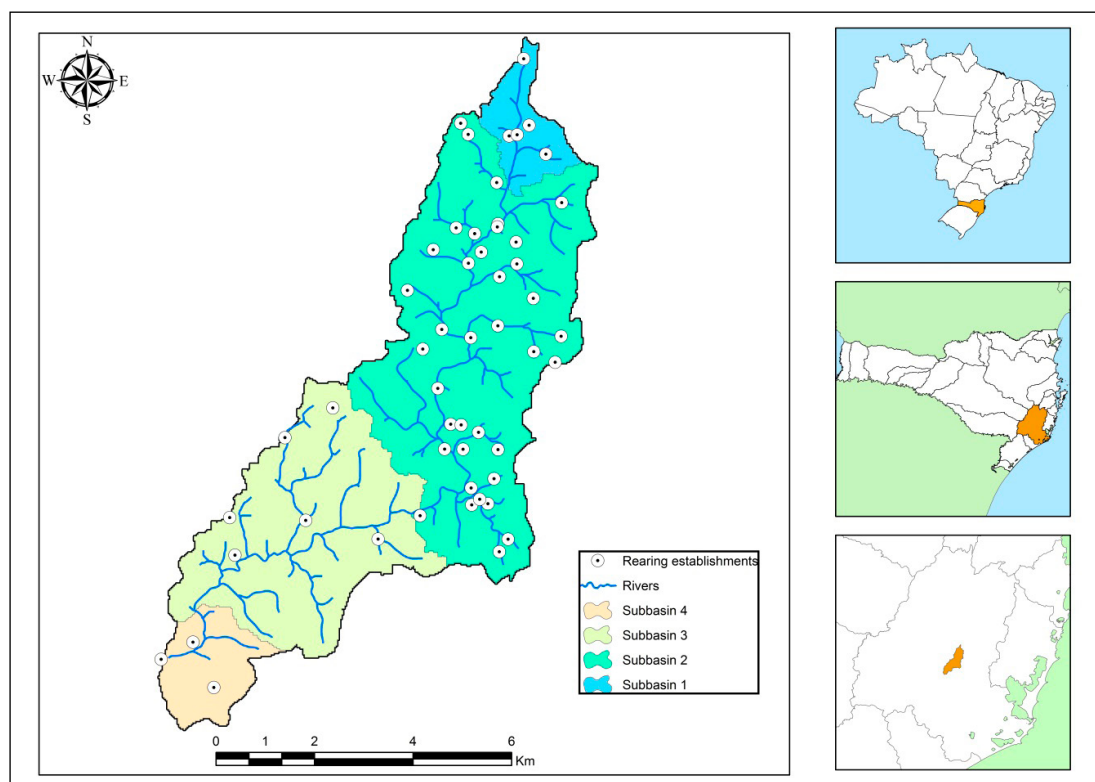


FIGURE 1. Coruja river basin and location of pig rearing establishments.

TABLE 1
Sub-basin land use (ha)

Land use	Sub-basin 1	Sub-basin 2	Sub-basin 3	Sub-basin 4	Total	
					ha	%
Grassland	176.89	1.281.69	716.06	198.24	2.372.88	48.6
Native forest	33.70	740.82	447.86	11.15	1.233.53	25.3
Agriculture	47.66	361.47	34.51	4.34	447.97	9.2
Reforestation	12.42	214.77	198.65	12.57	438.41	9.0
Urban area	13.20	12.88	209.87	139.10	375.05	7.7
Forest regeneration	0.00	7.09	0.00	0.00	7.09	0.1
Exposed soil	0.00	0.00	4.87	0.00	4.87	0.1

TABLE 2.
Distribution of pig farms and animals in the sub-basins

	Sub-basin 1	Sub-basin 2	Sub-basin 3	Sub-basin 4	Total
No. of pig farms	5	38	6	3	52
No. of animals	7,754	35,167	4,718	5,020	52,659

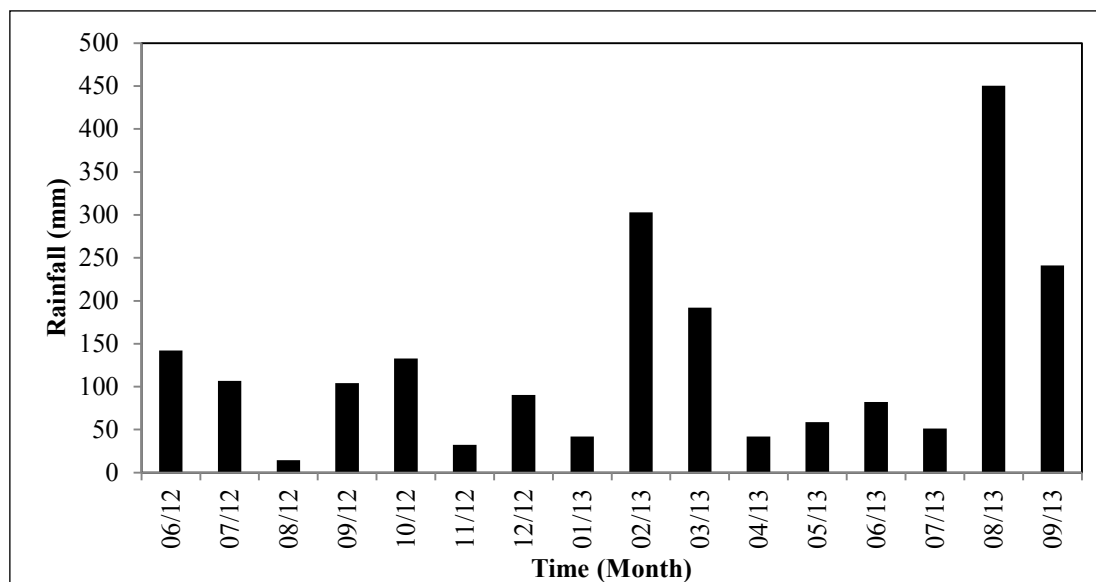


FIGURE 2. Temporal (monthly) distribution of rainfall

acetonitrile P.A. applying a gradient of 0 to 100% acetonitrile P.A. over 60 min and a flow rate of 1 ml min⁻¹. The column used was a C18 (150 mm x 4 mm, 5µm) and the detection wavelengths were 200 nm for estradiol, 17α-estradiol, 17β-estradiol, 17α-ethinylestradiol, estrone and mestranol, 240 nm for norgestrel and progesterone and 280 nm for toltrazuril. Cyclins were determined by the method Dionex #76, Tetracyclines in pork (DIONEX, 2010). The reagents used were acetonitrile and phosphoric acid (0.15%, pH 2.15). Elution started with 10% acetonitrile and 90% phosphoric acid with a flow rate of 1 ml min⁻¹, followed by 45% acetonitrile and 55% phosphoric acid with a flow rate of 1.2 ml min⁻¹ for 14 min. The analysis time was around 17 min and the wavelength for all molecules was 370 nm. For sulfamethazine the method adapted by Santos et al. (2007) was employed, using acetonitrile and water in a ratio of 30:70 and a flow of 0.250 ml min⁻¹. The analysis time was 18 min and the wavelength was 270 nm. In both analysis procedures the column temperature was maintained at 25°C and the injection volume was 200 µl min⁻¹.

The evaluation of the results was divided into quantitated, detected and not detected: 'quantitated' relates to cases where the concentration was higher than the quantitation limit defined by the calibration curve; 'detected' indicates that the molecule was detected but in a concentration that could not be quantitated; 'not detected' indicates that the molecule could not be detected employing the chromatographic technique. The quantitation and detection limits were determined from the slope of the standard calibration curve multiplied by 10 and by 3.14, respectively, as recommended by Ribani et al. (2004). Table 3 shows the quantitation and detection limits obtained for each molecule investigated.

RESULTS AND DISCUSSION

Table 4 shows the number of determinations and the distribution of the results (quantitated, detected and not detected). Of the 389 determinations, 2.06% of the results corresponded to 'quantitated' and 2.31% to 'detected', while 95.63% of the results fell into the category of 'not detected' by the equipment.

Table 5 shows the monthly results for the samples. Seasonally, the highest number of 'quantitated' results was obtained for samples collected in January (6 out of 44 samples analyzed) which was one of the months with the lowest rainfall rate (42.1 mm). In January

corn is harvested for silage production, which also marks the beginning of the soil preparation for the pig manure application on pasture land. This result is in agreement with that reported by Awad et al. (2014), who evaluated antibiotics in a Korean river and observed a higher detection frequency in the months with lower rainfall. This finding can be explained by the fact that with higher precipitation the chemical species may be diluted in the soil, water or in other environmental compartments.

In the study region, January (summer) is associated with high temperatures, in contrast to the results reported by Kim and Carlson (2007b). The authors observed higher antibiotic concentrations in water and sediment samples during the winter, when the microbial activity is lower due to low temperatures.

Table 6 shows the results of the analysis for each sub-basin (SB). A variation, of an irregular nature, between upstream and downstream samples was observed. Arian et al. (2007) also report this trend in the Choptank River Watershed, along the Delmarva Peninsula of Chesapeake Bay, USA.

Sub-basin 1 showed no quantitation of the molecules analyzed. This result reinforces the expectation that the presence of pig farming activities promotes the transport of these contaminants into the environment, since Sub-basin 1 was the less developed basin with a low presence of pig production. A similar result was reported by Pei et al. (2006) who did not detect antibiotics in rivers with low anthropogenic influence.

In sub-basin 2 the highest number of quantitated molecules occurred, reaching 4.81% of the total number of samples analyzed, possibly due to the greater number of animals, pasture areas and agricultural areas where manure applications are mostly performed. In this sub-basin there were 38 pig farms, totaling 35,167 pigs (Table 2). According to Yang and Carlson (2003, 2004), along a river the presence of chemicals increases with an increase in urban and agricultural activity.

In sub-basin 3, only one quantitation occurred (representing 0.90% of the samples analyzed) and in sub-basin 4 two quantitations were obtained (representing 2.60% of the samples analyzed). Sub-basin 4 is located close to the outflow of the Coruja river, that is, downstream of the urban area.

In Table 7 the total number of samples of the different analyte groups is detailed. Analysis were conducted on 166 and 223 samples for antibiotics

TABLE 3
Quantitation and detection limits (ng L⁻¹) for molecules investigated

Group	Molecules	Detection	Quantitation
Antibiotics	Oxytetracycline	12.99	29.40
	Doxytetracycline	9.71	10.29
	Tetracycline	17.22	21.90
	Chlortetracycline	17.39	20.06
	Toltrazuril	8.70	28.90
	Sulfamethazine	9.70	32.20
Hormones	Estradiol	28.40	94.80
	17 α -Estradiol	1.28	3.89
	17 β -Estradiol	2.18	6.62
	17 α -Ethinylestradiol *	18.40	61.20
	17 α -Ethinylestradiol *	0.86	2.60
	Estrone	36.50	121.70
	Norgestrel	4.09	12.37
	Progesterone	1.37	4.16
	Mestranol	1.70	5.16

* The column was changed and the quantitation/detection limit was reduced.

TABLE 4
Total number of determinations

Result	Total	%
Total number of determinations	389	100
Quantitated	8	2.06
Detected	9	2.31
Not Detected	372	95.63

TABLE 5
Temporal distribution of samples and molecules determined

Month/ year	Samples Analyzed	Quantitated	Detected	Not Detected	Concentration max. (ng L ⁻¹)	Molecule
06/2012	27	0	0	27	-	-
08/2012	27	0	0	27	-	-
09/2012	27	0	0	27	-	-
12/2012	16	0	0	16	-	-
01/2013	44	6	2	36	452.60	Chlortetracycline
02/2013	44	2	7	35	16.20	Doxytetracycline
03/2013	20	0	0	20	-	-
05/2013	20	0	0	20	-	-
06/2013	20	0	0	20	-	-
07/2013	32	0	0	32	-	-
08/2013	56	0	0	56	-	-
09/2013	56	0	0	56	-	-

TABLE 6
Distribution of results for the sub-basins (SBs).

Session	Samples analyzed	Quantitated	%	Detected	%	Not Detected	%	Concentration ^{max.} (ng L ⁻¹)	Molecule
SB 1	104	n.d*	-	3	2.88	101	97.12	-	-
SB 2	104	5	4.81	1	0.96	98	94.23	452.60	Chlortetracycline
SB 3	104	1	0.96	3	2.88	100	96.15	81.80	Chlortetracycline
SB 4	77	2	2.60	2	2.60	73	94.81	372.40	Doxytetracycline

*n.d – not detected.

TABLE 7
Total number of determinations per substance group.

Parameters	Antibiotics	%	Hormones	%
Samples analyzed	166	100	223	100
Quantitated	8	4.82	0	-
Detected	0	-	9	4.04
Not Detected	158	95.18	214	95.96

and hormones, respectively, but only antibiotics were quantitated. This result corroborates those of Carballa et al. (2004), who noted that antibiotics are easier to detect in water because they typically remain in the aqueous phase, while hormones are mostly adsorbed by soil or sediment.

Antibiotics were detected at concentrations greater than the quantitation limit in 4.82 percent of the 166 samples analyzed. Hormones were detected below the quantitation limit in 4.04 % of the 223 samples that were analyzed. A similar result was encountered by Arikan et al. (2007) in a study on the Choptank River, Northeastern, U.S., where hormones were practically absent from the samples, being below the detection limits at various points of the river. According to Ying et al. (2002) and Sumpter and Johnson (2008), hormones have short half-life times and rapidly degrade in river water. This is consistent with the findings

of Ho et al. (2013), who reported that 99% of the hormones and antibiotics investigated were removed within only 40 days of composting.

Table 8 provides details of the determination of the antibiotics, showing the maximum and minimum concentrations. Only sulfamethazine and toltrazuril were not quantitated. The toltrazuril molecule did not even present trace levels. This result is in contrast with that of Choi et al. (2008), who reported high concentrations of sulfamethoxazole (also of the sulfa group) in surface waters collected from sewage treatment plants. The non-occurrence of sulfamethazine may be linked to its rapid degradation. In a study by Selvam et al. (2012) on swine manure composting, sulfadiazine was completely removed within 3 days. Another important factor in relation to the result obtained for sulfamethazine is photochemical degradation. According to Boreen et al. (2004),

photochemical reactions are involved in sulfonamide reduction. In a study with four sulfonamides, Lai et al. (2011) concluded that these molecules degraded more quickly on exposure to natural light.

Of the antibiotic molecules investigated, oxytetracycline, tetracycline and doxytetracycline were the most frequently detected in the samples. This result is in agreement with that of Kim and Carlson (2007a), who found high concentrations of chlortetracycline and oxytetracycline in sediments in the Cache la Poudre River, northern Colorado (USA). The high occurrence of chlortetracycline can be explained by the fact that these molecules have a high half-life of more than 400 days in water (SOEBORG et al., 2004). In a study to determine the effects of composting animal manure, Bao et al. (2009) concluded that within 42 days only 27% of the chlortetracycline had been eliminated from swine manure.

Doxytetracycline is one of most frequently detected molecules in the analysis, but at the same time this is the molecule with the lowest maximum concentration (88.60 ng L⁻¹). This result may be linked to its rapid degradation. Ho et al. (2013), studied bird manure composting and demonstrated that doxytetracycline was degraded in only 13 days of composting, with low concentrations being present after this time.

The quantitation rate for chlortetracycline was 10.34 % (Table 8), a value close to that found by Arika et al. (2008), that is, 19% for chlortetracycline. However, for oxytetracycline the value of 3.45% was below that found by the same author, that is, 15% for oxytetracycline.

Oxytetracycline was quantitated in only one sample (3.45 % of the samples analyzed), which is similar to the result reported by Winckler et al. (2004), that is, 5.1% for oxytetracycline. This result may have been influenced by two fac-

TABLE 8
Results for antibiotics determination

Molecule	Samples analyzed	Quantitated	%	Detected	%	Not Detected	%	Concentration _{max} (ng L ⁻¹)
Oxytetracycline	29	1	3.45	n.d	-	28	96.55	120,00
Doxytetracycline	29	2	6.90	n.d	-	27	93.10	88,60
Chlortetracycline	29	3	10.34	n.d	-	26	89.66	452,60
Tetracycline	29	2	6.90	n.d	-	27	93.10	238,20
Sulfamethazine	29	n.d*	-	n.d	-	29	100	-
Toltrazuril	21	n.d	-	n.d	-	21	100	-

*n.d – not detected

TABLE 9
Results for hormone determination

Molecule	Samples analyzed	Quantitated	%	Detected	%	Not Detected	%	Concentration _{max} (ng L ⁻¹)
Estradiol	25	n.d*	-	n.d	-	25	100	-
17α-Estradiol	28	n.d	-	n.d	-	28	100	-
17β-Estradiol	28	n.d	-	n.d	-	28	100	-
Estrone	25	n.d	-	n.d	-	25	100	-
17α-ethinylestradiol	41	n.d	-	6	14	35	85	-
Norgestrel	20	n.d	-	n.d	-	20	100	-
Progesterone	28	n.d	-	3	10.71	25	89.29	-
Mestranol	28	n.d	-	n.d	-	28	100	-

*n.d – not detected

tors: soil adsorption or degradation due to the high temperature of the water. According to Allaire et al. (2006), sandy soils quickly adsorb chlortetracycline and Rose et al. (1996) noted that oxytetracycline is rapidly degraded in warmer waters, indicating a higher rate of abiotic degradation. In a composting study, Arika et al. (2008) confirmed a 95% reduction in the oxytetracycline levels after 35 days of composting.

The tetracycline and doxycycline quantitation rate for the samples was 6.90% for each molecule (Table 8). This result is close to that reported by Arika et al. (2008), that is, 4% for the same molecules. According to Qiao et al. (2012) tetracycline is one of the most commonly used antibiotics in swine production.

Chlortetracycline had a maximum concentration of 452.60 ng L⁻¹, a result similar to that reported by Aust et al. (2008), where the surface water concentrations in two Canadian feedlots where antibiotics were used reached 400.00 ng L⁻¹.

Table 9 provides the total results for the determination of the hormones. In the river water samples the hormones presented lower incidence compared to the antibiotics. In fact, in this study, there was no quantitated result for the hormones, all most concentrations were below the detection level. A hypothesis for the absence of these molecules was proposed by Sarmah and Northcott (2008), who studied hormone degradation in river water and concluded that hormone concentrations decreased by more than 90% over a period of 2 to 4 days.

Although hormones do not present a direct risk to the environment, according to Sumpter and Johnson (2008), even at low concentrations hormones can cause endocrine disruption in species present in the environment. Furthermore, in combination with other substances their estrogenic effect can be enhanced (BRIAN et al., 2005).

17 α -ethinylestradiol presented occurrence, which may be linked to its rapid degradation. Sarmah and Northcott (2008) concluded that 17 α -ethinylestradiol is degraded by over 90% within 2 to 4 days, significantly decreasing thereafter. This result is in agreement with the findings of Jiang et al. (2012), who evaluated surface water resources and noted that the 17 α -ethinylestradiol concentrations were below the quantitation limits, being partially detected. Following a study on hormones in drinking water in the USA, Benotti et al. (2008) reported that the maximum concentrations of 17 α -ethinylestradiol

reached 1.40 ng L⁻¹. Hohenblum et al. (2004) carried out a study on surface waters in Austria and found concentrations of 0.33 ng L⁻¹ while Zuo et al. (2006) reported concentrations of 4.17 ng L⁻¹ in the USA.

Progesterone was detected in three samples. This result is similar to that of Arika et al. (2008), who identified progesterone as one of the most frequently occurring molecules, which was present in high concentrations in their analysis.

Estradiol was not quantitated or detected in any of the sub-basins, confirming its non-occurrence in these river water courses. A similar result was found by Arika et al. (2008), with no estradiol detected in the river sub-basins studied.

17 β -estradiol was also one of the molecules that did not occur in quantifiable levels. This result is in agreement with that reported by Jiang et al. (2012), who studied estrogens in a major river in China, concluding that concentrations of 17 β -estradiol were below the quantitation limits. In several studies, low concentrations of 17 α -estradiol have been found in surface water bodies. Lu et al. (2010) reported a maximum concentration of 0.97 ng L⁻¹ in a river in China, Zuo et al. (2006) found a surface water concentration of 0.83 ng L⁻¹, Dorabawila and Gupta (2005) determined concentrations ranging from 1.90 to 6.0 ng L⁻¹ in surface water bodies in the U.S, Hohenblum et al. (2004), determined a maximum concentration of 1.2 ng L⁻¹ in superficial waters in Austria and Cargouet et al. (2004), also in surface waters in Austria, determined concentrations ranging from 1.40 to 3.00 ng L⁻¹. Jacobsen et al. (2005) and Snow et al. (2010) concluded that 17 α -estradiol is strongly adsorbed by organic carbon present in the soil.

Estrone showed no occurrence, in other words, concentrations were below the detection limit of 35.50 ng L⁻¹ for this molecule. Similar results were encountered in China by Jiang et al. (2012), where low concentrations of estrone were present, varying between 0.16 and 2.98 ng L⁻¹. In the Yangtze River, Lu et al. (2010) found a maximum concentration of 3.8 ng L⁻¹. In the USA, Zuo et al. (2006) found a concentration of 1.20 ng L⁻¹ and Cargouet et al. (2004) reported surface water concentrations ranging from 1.10 to 3.00 ng L⁻¹. According to Lopes de Alda and Barcelo (2001), under favorable conditions the completed degradation of estrone can occur within a few days. According to Kashian and Dodson (2004) and Brennan et al. (2006), even estrone levels below 5.00 ng L⁻¹ can be harmful to aquatic organisms.

CONCLUSIONS

The occurrence of hormones and antibiotics was observed in the Coruja river basin, this being mainly related to swine manure applied to agricultural fields as fertilizer. The molecules investigated presented low mobility and their presence was focused mainly in sub-basins 2 and 3, areas with the highest occurrence due to their release from soils treated with animal manure. Sub-basin 2 has the largest areas of fields, farms and animal rearing and sub-basin 3 has the largest urban area.

Oxytetracycline, tetracycline and chlortetracycline molecules were the antibiotics most frequently detected, and these were associated with more intense swine culture. The highest antibiotic concentration

occurred in the case of chlortetracycline, with a value of 452.60 ng L⁻¹.

The results of this study verify that swine farming waste products and manure are a source of hormones and antibiotics in aquatic ecosystems, including water destined for domestic use or industrial and agricultural activities.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank FAPESC (Grant terms 17419/2011-0 and TR2012000488) and CNPq (process 562378/2010-3) for the financial support which allowed this research to be carried out. CNPq (process 302022/2011-2) is also acknowledged for the research productivity scholarship and CAPES for the master's scholarship.

Referências

- ALLAIRE, S. E.; DEL CASTILLO, J.; JUNEAU, V. Sorption kinetics of Chlortetracycline and Tylosin on sandy loam and heavy clay soils. *Journal of Environmental Quality*, v.35, p.969-972, 2006.
- ALMEIDA, C.; NOGUEIRA, J. M. F. Determination of steroid sex hormones in water and urine matrices by stir bar sorptive extraction and liquid chromatography with diode array detection. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis*, 41, 1303-1311, 2006.
- ALMEIDA, G. A.; WEBER, R. R. Fármacos na represa Billings. *Revista Saúde e Ambiente*, v.6, n.2, p.7-13, 2005.
- ARIKAN, O. A.; RICE, C.; CODLING, E. Occurrence of antibiotics and hormones in a major agricultural watershed. *Desalination*, v.226, p.121-133, 2008.
- ARIKAN, O. A.; SIKORA, L. J.; MULBRY, W. et al. Composting rapidly reduces levels of extractable Oxytetracycline in manure from therapeutically treated beef calves. *Bioresource Technology*, v.98, p.169-176, 2007.
- AUST, M. O.; GODLINSKI, F.; TRAVIS, G. R. et al. Distribution of Sulfamethazine, Chlortetracycline and Tylosin in manure and soil of Canadian feedlots after subtherapeutic use in cattle. *Environmental Pollution*, v.156, p.1243-1251, 2008.
- AWAD, Y. M.; KIM, S. C.; ABD EL-AZEEM, S. A. M. et al. Veterinary antibiotics contamination in water. Sediment, and soil near a swine manure composting facility. *Environmental Earth Sciences*, v.71, n.3, p.1433-1440, 2014.
- BAO, Y.; ZHOU, Q.; GUAN, L.; WANG, Y. Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. *Waste Management*, v.29, n.4, p.1416-1423, 2009.
- BENOTTI, M. J.; TRENHOLM, R. A.; VANDERFORD, B. J. et al. Pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in U.S. drinking water. *Environmental Science and Technology*, v.3, n.43, p.597-603, 2008.
- BOLEDA, M. R.; HUERTA-FONTELA, M.; VENTURA, F.; GÁLGERAN, M. T. Evaluation of the presence of drugs of abuse in tap waters. *Chemosphere*, v.84, p.1601-1607, 2011.
- BOREEN, A. L.; ARNOLD, W. A.; MCNEILL, K. Photochemical fate of sulfa drugs in the aquatic environment: sulfa drugs containing five membered heterocyclic groups. *Environmental Science and Technology*, v.38, p.3933-3940, 2004.
- BRENNAN, S. J.; BROUGHAM, C.; ROCHE, J. J.; FOGARTY, A. M. Multi-generational effects of four selected environmental o estrogens on *Daphnia magna*. *Chemosphere*, v.1, n.64, p.49-55, 2006.
- BRASIL, Resolução RDC n. 44 of October 26, 2010 the National Health Surveillance Agency. Provides for control of herbal medicinal substances classified as antimicrobials, under medical use, alone or in combination prescription and other measures. Official Gazette of the Federative Republic of Brazil. Brasília, 2010.
- BRIAN, J. V.; HARRIS, C. A.; SCHOLZE, M. et al. Accurate prediction of the response of freshwater fish to a mixture of estrogenic chemicals. *Environmental Health Perspectives*, v.113, n.6, p.721-728, 2005.
- BROW, K. D.; KULIS, J.; THOMSON, B. et al. Occurrence of antibiotics in hospital, residential, and dairy effluent municipal wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *The Science of the Total Environment*, v.366, n.2-3, p.772-783, 2006.
- BURKHARDT, M.; STAMM, C.; WAUL, C. et al. Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manure grassland. *Journal of Environmental Quality*, v.34, p.1363-1371, 2005.
- CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M. et al. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, v.38, p.2918-2926, 2004.

- CARGOUET, M.; PERDIZ, D.; MOUATASSIM-SOUALI, A. et al. Assessment of river contamination by estrogenic compounds in Paris (France). *Science of the Total Environment*, v.324, p.55-66, 2004.
- CECINATO, A.; BALDUCCI, C. Detection of cocaine in the airborne particles of the Italian cities Rome and Taranto. *Journal of Separation Science*, v.30, p.1930-1935, 2007.
- CHOI, K.; KIM, Y.; PARK, J. et al. Seasonal variations of several pharmaceutical residues in surface water and sewage treatment plants of Han River, Korea. *Science of the Total Environment*, v.405, p.120-128, 2008.
- DAVIS, J. G.; TRUMAN, C. C.; KIM, S. C. et al. Antibiotic transport via runoff and soil loss. *Journal of Environmental Quality*, n. 35, p. 2250-2260, 2006.
- DIONEX. Tetracycline in pork. Dionex Application #76. D-Library, 2010.
- DORABAWILA, N.; GUPTA, G. Endocrine disrupter-estradiol-in Chesapeake bay tributaries. *Journal of Hazardous Materials A*, v.120, p67-71, 2005.
- HO, Y. B.; ZAKARIA, M. P.; LATIF, P. A.; SAARI, N. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. *Bioresource Technology*, v.131, p.476-484, 2013.
- HOHENBLUM, P.; GANS, O.; MOCHE, W. et al. G. Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwater's and surface waters in Austria. *Science of the Total Environment*, v.333, p.185-193, 2004.
- JACOBSEN, A. M.; LORENZEN, A.; CHAPMAN, R.; TOPP, E. Persistence of Testosterone and 17- α -Estradiol in soils receiving swine manure or municipal biosolids. *Journal of Environmental Quality*, v.3, n.34, p.861-71, 2005.
- JIANG, W. W.; YAN, Y.; MA, M. et al. Assessment of source water contamination by estrogenic disrupting compounds in China. *Journal Environmental Sciences*, v.24, n.2, p.320-328, 2012.
- JURADO, A.; MASTROIANNI, N.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. et al. Drugs of abuse in urban ground water. A case study: Barcelona. *Science of the Total Environment*, v.424, p.280-288, 2012.
- KARCI, A.; BALCIOGLU, I. A. Investigation of the Tetracycline, Sulfonamide and Fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soils in Turkey. *Science of The Total Environment*, v.407, p.4652-4664, 2009.
- KASHIAN, D. R.; DODSON, S. I. Effects of vertebrate hormones on development and sex determination in daphnia magna. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.2, n.23, p.1282-1288, 2004.
- KAY, P.; BLACKWELL, P. A.; BOXALL, A. B. A. Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land. *Chemosphere*, v.59, p.951-959, 2005.
- KIDD, K. A.; BLANCHFIELD, P. J.; MILLS, K. H. et al. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.104, p.8897-8901, 2007.
- KIM, S. C.; CARLSON, K. Temporal and spatial trends in the occurrence of human and veterinary antibiotics in aqueous and river sediment matrices. *Environmental Science and Technology*, v.41, p.50-57, 2007a.
- KIM, S. C.; CARLSON, K. Quantification of human and veterinary antibiotics in water and sediment using SPE/LC/MS/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v.387, p.1301-1315, 2007b.
- KIM, J. W.; JANG, H. S.; KIM, J. G. et al. Occurrence of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface water from Mankyung River, South Korea. *Journal of Health Science*, v.55, n.2, p.249-258, 2009.
- KIM, K. R.; OWENS, G.; OK, Y. S. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. *Waste Management*, v.32, n.1, p.110-116, 2012.
- KOSJEKA, T.; HEATH, E.; KRBAVIC, A. Determination of non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAIDs) residues in water samples. *Environment International*, v.31, n.5, p.679-685, 2005.
- KREUZIG, R.; HOLTGE, S.; BRUNOTTE, J. et al. Test-plot studies on runoff of Sulfonamides from manured soils after sprinkler irrigation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.24, p.777-781, 2005.
- KUMAR, K.; GUPTA, S. C.; CHANDER, Y.; SINGH, A. K. Antibiotic use in agriculture and its impact on the terrestrial environment. *Advances in Agronomy*, v.87, p.1-54, 2005.
- KUMMERER, K. Antibiotics in the aquatic environment - A review - Part I. *Chemosphere*, v.75, p.417-434, 2009.
- KUMMERER, K.; HENNINGER, A. Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. *Clinical Microbiology and Infection*, v.9, p.1203-1214, 2003.
- KWON, S. I.; OWENS, G.; OK, Y. S. et al. Applicability of the Charm II system for monitoring antibiotic residues in manure-based composts. *Waste Management*, v.31, n.1, p.39-44, 2011.
- LAI, H. T.; WANG, T. S.; CHOU, C. C. Implication of light sources and microbial activities on degradation of Sulfonamides in water and sediment from a marine shrimp pond. *Bioresource Technology*, v.102, p.5017-5023, 2011.
- LANGFORD, K. H.; REID, M.; THOMAS, K. V. Multi-residue screening of prioritised human pharmaceuticals, illicit drugs and bactericides in sediments and sludge. *Journal of Environmental Monitoring*, v.13, p.2284-2291, 2011.
- LARSSON, D. G. J.; PEDRO, C.; PAXEUS, N. Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. *Journal of Hazardous Materials*, v.148, p.751-755, 2007.
- LU, G. H.; SONG, W. T.; WANG, C.; YAN, Z. H. Assessment of *in vivo* estrogenic response and the identification of environmental estrogens in the Yangtze River (Nanjing section). *Chemosphere*, v.9, n.80, p.982-990, 2010.

- MARTINEZ-CARBALLO, E.; GONZALEZ-BARREIRO, C.; SCHARF, S.; GANS, O. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. *Environmental Pollution*, v.148, p.570-579, 2007.
- JONES, O. A.; LESTER, N.; VOULVOULIS, N. Pharmaceuticals: a treat to drinking water? *Trends in Biotechnology*, v.23, n.4, p.163-167, 2005.
- PEI, R.; KIM, S. C.; CARLSON, K. H.; PRUDEN, A. Effect of river landscape on the sediment concentrations of antibiotics and corresponding antibiotic resistance genes (ARG). *Water Research*, v.40, p.2427-2435, 2006.
- PETROVIC, M.; HERNANDO, M. D.; DIAS-CRUZ, M. S.; BARCELO, D. Liquid chromatography-tandem mass spectrometry for the analysis of pharmaceutical residues in environmental samples: a review. *Journal of Chromatography A*, v.1067, n.1-2, p.1-14, 2005.
- QIAO, M.; CHEN, W.; SU, J. et al. Fate of Tetracyclines in swine manure of three selected swine farms in China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 6. n. 24, p. 1047-1052, 2012.
- RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H. et al. Validation for chromatographic and electrophoretic methods. *Química Nova*, v.27, p.771-780, 2004.
- ROSE, M. D.; BYGRAVE, J.; FARRINGTON, W. H. H.; SHEARER, G. The effect of cooking on veterinary drug residues in food: IV, Oxytetracycline. *Food Additives and Contaminants*, v.13, p.275-286, 1996.
- SANTOS, J. H. Z.; PIZZOLATO, T. M.; CUNHA, A. C. B. Development of analytical method for quantification of pharmaceuticals in water by solid phase extraction and HPLC. *Revista de Ciências Ambientais*, v.1, n.2, p.19-34, 2007.
- SARMAH, A. K.; NORTHOTT, G. L. Laboratory degradation studies of four endocrine disruptors in two environmental media. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.4, n.27, p.819-827, 2008.
- SELVAM, A.; ZHAO, Z.; WONG, J. W. C. Composting of swine manure spiked with Sulfadiazine, Chlortetracycline and Ciprofloxacin. *Bioresource Technology*, v.126, p.412-417, 2012.
- SNOW, D. D.; BARTELT-HUNT, S. L.; BROWN, D. L. et al. Detection, occurrence and fate of pharmaceuticals and steroid hormones in agricultural environments. *Water Environment Research*, v.10, n.82, p.869-882, 2010.
- SOEBORG, T.; INGERSLEV, F.; HALLING-SØRENSEN, B. Chemical stability of chlortetracycline and chlortetracycline degradation products and epimers in soil interstitial water. *Chemosphere*, v.57, p.1515-1524, 2004.
- SUMPTER, J. P.; JOHNSON, A. C. Reflections on endocrine disruption in the aquatic environment: from known knowns to unknown unknowns (and many things in between). *Journal of Environmental Monitoring*, v.12, n.10, p.1476-1485, 2008.
- TAMTAM, F.; MERCIER, F.; LE BOT, B. et al. Occurrence and fate of antibiotics in the Seine River in various hydrological conditions. *Science of The Total Environment*, v.393, p.84-95, 2008.
- VULLIET, E.; CREN-OLIVE, C.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F. Occurrence of pharmaceuticals and hormones in drinking treated from surface waters. *Environmental Chemistry Letters*, v.9, n.1, p.103-114, 2009.
- WIEGEL, S.; AULINGER, A.; BROCKMEYER, R. et al. Pharmaceuticals in the river Elbe and its tributaries. *Chemosphere*, v.57, n.2, p.107-126, 2004.
- WINCKLER, C.; ENGELS, H.; HUND-RINKE, K. et al. Verhalten von Tetracyclinen und anderen veterinärantibiotika in wirtschafs dunger und boden. In: *Forschungsbericht 297 33 911. Umweltbundesamt (Hg.) Band 44/00, Berlin, 2004.*
- YANG, S.; CARLSON, K. H. Evolution of antibiotic occurrence in a river through pristine. urban and agricultural landscapes. *Water Research*, v.37, p.4645-4656, 2003.
- YANG, S.; CARLSON, K. H. Routine monitoring of antibiotics in water and wastewater with a radioimmunoassay technique. *Water Research*, v.38, p.3155-3166, 2004.
- YING, G. G.; KOOKANA, R. S.; RU, Y. J. Occurrence and fate of hormone steroids in the environment. *Environment International*, v.6, n.28, p.545-551, 2002.
- ZUO, Y.; ZHANG, K.; DENG, Y. Occurrence and photochemical degradation of 17- α -Ethinylestradiol in acushnet river estuary. *Chemosphere*, v.63, p.1583-1590, 2006.

Rafael Gotardo Agrônomo, doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: rafael.piratuba@yahoo.com.br.

Adilson Pinheiro Engenheiro Civil, Professor da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: pinheiro@furb.br.

Vander Kaufmann Biólogo, Bolsista do Programa Nacional de Pós-Doutorado da CAPES no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: ambitec.amb@gmail.com.

Thiago Caique Alves Químico, doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Fundação Universidade Regional de Blumenau. Email: thiago.caique@gmail.com.

Everton Blainski Agrônomo, pesquisador, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Email: evertonblainski@epagri.sc.gov.br.

INSTRUÇÃO AOS AUTORES – REGA

Política Editorial

Os artigos deverão ser escritos em português. Aceitam-se artigos em espanhol e em inglês devendo obrigatoriamente conter o TÍTULO, o RESUMO e as PALAVRAS-CHAVE em português e inglês.

O artigo enviado não deve estar sendo submetido a outra revista ou órgão para publicação e não deve ter sido anteriormente publicado, a não ser em forma de resumo em evento científico. De acordo com o Parágrafo único do Art. 2º do Regimento da REGA, o escopo da Revista abrange temas relacionados às seguintes áreas de conhecimento: hidráulica, hidrologia, relações entre recursos hídricos e saneamento ambiental, águas urbanas, hidrometeorologia, irrigação, drenagem, gestão quali-quantitativa das águas, hidroeletricidade, limnologia, hidrogeologia, erosão, sedimentação, tecnologias ambientais, economia de recursos hídricos, medições e instrumentação em recursos hídricos.

O artigo deverá ser enviado por meio do sistema via internet no endereço <http://www.editorialmanager.com/reg>, de acordo com as instruções de uso, sendo omitidos os nomes dos autores e o rodapé de identificação dos mesmos no arquivo do manuscrito. Além da identificação dos autores via sistema, é solicitado o envio (também via sistema) de arquivo em Doc com nome e filiação completa dos mesmos. Estes dados serão utilizados em caso de aceitação para publicação.

O autor correspondente deverá responsabilizar-se pelos demais autores, quando houver, como co-responsáveis pelo conteúdo técnico e científico do artigo, obedecendo ao Artigo 5º da Lei no 9.610, que trata do Direito Autoral”.

Todas as declarações publicadas nos artigos são de inteira responsabilidade dos autores. Entretanto, todo material publicado torna-se propriedade da REGA, que passa a reservar os direitos autorais. Portanto, nenhum material publicado na REGA poderá ser reproduzido sem a permissão por escrito da REGA. Todos os autores de artigos submetidos à REGA deverão assinar um Termo de Transferência de Direitos Autorais, que entrará em vigor a partir da data de aceite do artigo. Este termo será solicitado pela REGA antes da publicação do artigo. O autor responsável pelo artigo receberá, sem custos, a separata eletrônica da publicação (em formato PDF).

Os artigos subdivididos em partes I, II, etc., devem ser cadastrados separadamente, porém serão submetidos aos mesmos revisores. Os artigos podem apresentar figuras coloridas (fotografias, gráficos, diagramas, etc.), porém o limite máximo permissível do arquivo completo é de 30 Mb. Artigos que não seguirem estas normas serão devolvidos aos autores para correção dos problemas. Artigos enviados como Científico/Técnico e que os Editores e/ou Revisores interpre-

tarem com estilo de Nota Técnica, deverá ter classificação alterada, e será reavaliado, caso alterações sejam solicitadas. Se autores não concordarem com a alteração para Nota Técnica, o Artigo será rejeitado.

Tramitação e Sistema de avaliação por pares/Critérios de arbitragem

Os artigos são enviados a dois revisores para avaliação e devem ser inéditos e apresentar contribuição técnica e científica à comunidade.

Os artigos deverão ser submetidos pelo sistema eletrônico de submissão de artigo da REGA no endereço <http://www.editorialmanager.com/reg>, onde será informado o autor responsável bem como todos os dados de identificação dos co-autores. Os artigos recebidos seguirão os trâmites estabelecidos pelo Comitê Editorial da Revista.

O processo de revisão de um artigo na REGA é um trabalho feito com dedicação. Revisores voluntários aplicam seus conhecimentos e dedicam muitas horas do seu precioso tempo para garantir que artigos sejam publicados em prazo definido e sejam aptos para publicação na Revista.

O processo de arbitragem de um artigo segue o fluxo de tramitação:

- Revisão técnica: os trabalhos serão avaliados primeiramente quanto ao cumprimento das normas de publicação e documentação exigida na submissão dos manuscritos. Se não de acordo às instruções serão devolvidos aos autores para as devidas adequações antes mesmo de serem submetidos à avaliação pelos Editores Associados e revisores.

- Pré-Análise: os manuscritos aprovados na revisão técnica serão submetidos aos Editores Associados para apreciação quanto à adequação ao escopo da revista. Caso o manuscrito não esteja dentro dos parâmetros esperados será devolvido ao autor correspondente pelo Editor-Chefe.

- Análise de mérito e conteúdo: os artigos aprovados pelos Editores Associados serão avaliados quanto ao mérito e método científico por no mínimo dois relatores ad hoc de unidades distintas à de origem do trabalho, além do Editor-Chefe. O Editor-Chefe decidirá sobre a aceitação do manuscrito. Quando necessária revisão do original, o manuscrito será devolvido ao autor correspondente para modificação. Uma versão revisada com as alterações efetuadas deverá ser re-submetida pelos autores, que será reavaliada pelo Editor-Chefe, Editores Associados e revisores conforme a necessidade. Os Manuscritos recusados, mas com a possibilidade de reformulação, poderão retornar como novo trabalho, iniciando outro processo de julgamento.

- Após aprovação quanto ao mérito científico, os trabalhos serão submetidos à revisão final, feita por profissional autô-

nome indicado pela revista. O pagamento deste serviço ficará sob a responsabilidade do(s) autor(es), e os procedimentos necessários, o valor do serviço e a forma de pagamento diretamente ao profissional serão encaminhados ao autor correspondente. Nos casos de inadequação, os trabalhos serão encaminhados para os autores para revisão.

Tanto os avaliadores quanto os autores, durante todo o processo de tramitação dos artigos, não são identificados pela outra parte.

Os conceitos emitidos nos trabalhos publicados serão de responsabilidade exclusiva dos autores, não refletindo obrigatoriamente a opinião do Editor-Chefe ou Corpo Editorial.

Recorrer de uma Decisão Editorial

O(s) autor(es) podem recorrer de uma Decisão Editorial de rejeição de artigo. Este procedimento deve ser realizado via sistema utilizando a opção "Enviar E-mail" no artigo recusado. Os autores deverão fornecer elementos que justifiquem o recurso que será analisado pelo Editor Associado e Editor Chefe. Caso o recurso seja aceito, a revisão do artigo poderá ser reaberta.

Artigo Científico/Técnico

Refere-se a relato de pesquisa original, com hipótese bem definida, prestigiando assuntos inovadores. O texto deverá contemplar os itens destacados em letras maiúsculas e em negrito, sem parágrafo e sem numeração, deixando dois espaços (duas vezes ENTER) após o item anterior e um espaço (uma vez ENTER) para iniciar o texto, na ordem a seguir: para artigo em português ou espanhol: título (português ou espanhol), nome dos autores, resumo, palavras-chave; título (inglês), abstract e keywords. Para artigo em inglês: título (inglês), nome dos autores, abstract, keywords; título (português), resumo e palavras-chave. Para garantir a análise cega pelos pares, os trabalhos submetidos devem ser apresentados sem autores e rodapé.

TÍTULO: Centralizado; deve ser claro e conciso, permitindo a pronta identificação do conteúdo do artigo, procurando-se evitar palavras do tipo: análise, estudo e avaliação. Os manuscritos devem apresentar o título em português e inglês, possibilitando apresentação de sumário bilingue.

AUTORES: O número de autores deve ser o mínimo possível, considerando-se apenas as pessoas que efetivamente participaram do artigo, e que tenham condições de responder pelo mesmo integralmente ou em partes essenciais. Os autores devem apresentar afiliação completa, com a indicação de instituição, cidade, Estado e país. Quando necessário o Conselho Editorial poderá solicitar justificativas para explicar a presença dos autores no trabalho, bem como apresentar a indicação da contribuição de cada autor. A identificação dos

autores será realizada no artigo encaminhado para avaliação. Os editores retirarão os nomes dos autores antes de enviá-los aos revisores e as informações somente serão inseridas no artigo após aprovação do trabalho.

RESUMO: O texto deve iniciar-se na segunda linha após o item, ser claro, sucinto e, obrigatoriamente, explicar o(s) objetivo(s) pretendido(s), procurando justificar sua importância (sem incluir referências), os principais procedimentos adotados, os resultados mais expressivos e conclusões, contendo no máximo 12 linhas. Abaixo, na segunda linha após o item, devem aparecer as PALAVRAS-CHAVE (seis no máximo, procurando-se não repetir palavras do título) escritas em letras minúsculas e em negrito. Uma versão completa do RESUMO, para o inglês, deverá apresentar a seguinte disposição: TÍTULO, ABSTRACT e KEYWORDS.

INTRODUÇÃO: Apresenta o assunto a ser tratado, seus objetivos e finalidades, informando métodos empregados, delimitação precisa da pesquisa em relação ao campo do conhecimento, períodos abrangidos e outros elementos necessários para situar o tema do trabalho, utilizando-se de bibliografia recente (últimos 5 anos) e preferencialmente periódicos.

MATERIAL E MÉTODOS: Dependendo da natureza do trabalho, uma caracterização da área experimental deve ser inserida, tornando claras as condições em que a pesquisa foi realizada. Quando os métodos forem os consagradamente utilizados, apenas a referência bastará; caso contrário, é necessário apresentar descrição dos procedimentos utilizados e adaptações promovidas. Unidades de medidas e símbolos devem seguir o Sistema Internacional de Unidades.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: Ilustrações (figuras, gráficos, fotografias, etc.) devem ser apresentados com tamanho e detalhes suficientes para a composição final, preferivelmente na mesma posição do texto, podendo ser coloridos. Ilustrações: podem apresentar partes coloridas, e a legenda na posição inferior. A numeração deve ser sucessiva em algarismos arábicos. Tabelas: evitar tabelas extensas e dados supérfluos; agregar em múltiplos de 103 ou 106 números grandes com muitos algarismos; adequar seus tamanhos ao espaço útil do papel e colocar, na medida do possível, apenas linhas contínuas horizontais; suas legendas devem ser concisas e auto-explicativas, devendo, também, apresentar o título em inglês. Fotografias: podem ser coloridas. Na discussão, confrontar os resultados com os dados obtidos na bibliografia.

CONCLUSÕES: Devem basear-se exclusivamente nos resultados do trabalho. Evitar a repetição dos resultados em listagem subsequente, buscando confrontar o que se obteve, com os objetivos inicialmente estabelecidos. As conclusões devem ser escritas facilitando a interpretação do artigo, sem necessidade de consultar outros itens do mesmo.

AGRADECIMENTO(S): Inserir-lo(s), quando necessário, após as conclusões, de maneira sucinta.

REFERÊNCIAS: As referências devem ser ordenadas alfabeticamente e em letra maiúscula, e normalizadas de acordo a norma NBR-6023 (ago. 2000) da ABNT. Deve ser referenciado todos os autores mencionados no texto e em tabelas, figuras ou ilustrações. Evitar citações de resumos, trabalhos não publicados e comunicação pessoal. Sugere-se que pelo menos 70% das referências sejam dos últimos 5 anos e 70% de artigos de periódicos.

CITAÇÕES: Todas as citações no texto devem constar da lista de Referência. As citações no texto devem aparecer em letras minúsculas e, quando inseridas entre parênteses no final do parágrafo, devem estar em letras maiúsculas, existindo outras referências do(s) mesmo(s) autor(es) no mesmo ano (outras publicações), a mesma será identificada com letras minúsculas (a, b, c) após o ano da publicação. Quando houver três ou mais autores, no texto será citado apenas o primeiro autor seguido de et al., sem itálico, mas na listagem bibliográfica final os demais nomes também deverão aparecer. Na citação de citação, identifica-se a obra diretamente consultada; o autor e/ou a obra citada nesta é assim indicado: SILVA (2010) apud Santos (2012). Quaisquer dúvidas, consultar a norma NBR-6023 (ago. 2000) da ABNT. É aconselhável que, antes de redigir o artigo, os autores tomem como base de formatação um artigo publicado no último número da revista.

Nota Técnica

Deverá apresentar avanços tecnológicos sem apresentação de hipótese. Quando se tratar de estudo de caso, as conclusões devem apresentar proposições. Deve ser redigi-

do em linguagem técnica, de fácil compreensão, sobre assuntos relacionados às áreas de conhecimento da Revista, por autor(es) que demonstre(m) experiência sobre o assunto tratado, permitindo orientação para os diferentes usuários da REGA. Somente justifica-se a apresentação de artigos que tragam contribuição sobre o assunto e não simplesmente casos pessoais ou de interesse restrito. Com maior liberdade de estilo do que em artigos científicos, as notas técnicas devem, na maioria das vezes, conter os seguintes itens: Título, Autor(es), Resumo, Abstract, Palavras-Chave (Keywords), Introdução, Descrição do Assunto, Conclusões e Referências. A identificação dos autores será incluída somente após a aprovação do artigo. A redação dos itens devem seguir as mesmas orientações para Artigos Científicos, com as seguintes particularidades:

No cabeçalho da primeira página deve aparecer a identificação: **NOTA TÉCNICA**, em letras maiúsculas, sublinhadas, negritadas, centralizadas e espaçadas de 1,1 cm da margem superior.

INTRODUÇÃO: deve conter breve histórico, esclarecendo a importância, o estágio atual do assunto, apoiando-se em revisão bibliográfica, e deixar claro o objetivo do artigo.

DESCRIÇÃO DO ASSUNTO: com diferentes títulos que podem ser divididos em subitens, deve-se discorrer sobre o assunto, apontando-se as bases teóricas, trazendo experiências e recomendações, discutindo e criticando situações, baseando-se ao máximo em bibliografia e normas técnicas.

CONCLUSÕES: quando couberem, devem ser redigidas de forma clara e concisa, coerentes com o(s) objetivo(s) estabelecido(s). Não devem ser uma simples reapresentação de outros parágrafos do artigo

REGA Author Guide

Editorial Policy

Manuscripts should be written in Portuguese. Spanish and English manuscripts are also welcome and must always contain Abstract and KEYWORDS in Portuguese.

The submitted manuscript should not be being submitted to another journal for publication or should not have been published previously, except as Full Abstract for scientific meetings. According to Article 2 of REGA Rules, the Journal scope covers topics related to the following subject areas: hydraulics, hydrology, water resources and its relationships with environmental sanitation, urban water, hydrometeorology, irrigation, drainage, water quantity and quality management, hydropower, limnology, hydrology, erosion, sedimentation, environmental technologies, measurements and instrumentation resources.

The manuscript should be sent through REGA's online peer review system at <http://www.editorialmanager.com/rega>, according to this guide and authors names and identification should be omitted from the main manuscript file. Complete names and affiliation for authors should be provided on a different file, although the same system. This information is only available to Editors and will be used in case of manuscript acceptance for publication. The author must be responsible for the co-authors, if any, as co-responsible for the technical and scientific content of the article, according to Article 5 of Brazilian Law N. 9610, regarding "Copyright Rights"

Manuscripts divided in two parts should be submitted as two articles on REGA review system. Both will be submitted to the same Editor and Reviewers. Manuscripts may contain figures in colors (pictures, graphs, plots, flowcharts, and other), although the maximum file size should not be higher than 30 MB (megabytes). Manuscript that do not follow the guidelines presented in this page will be sent back to Authors that should resend the new file with correct format. Technical manuscripts that are submitted as Scientifically, may be rejected.

Peer review system

The manuscripts are sent to two reviewers for evaluation and should present scientific and technical contribution to the community. Manuscripts need to be submitted through REGA's Editorial Manager: <http://www.editorialmanager.com/rega>. Manuscripts received will follow the procedures established by the Editorial Board.

Scientific Article (original research)

Refers to original research, with well-defined hypothesis, honoring innovation issues. The text should include the titles in bold and capital letters without numeration, leaving

two spaces (ENTER twice) after the previous item and one space (ENTER once) to begin the text, in the following order: manuscripts in Portuguese or Spanish: title (Portuguese or Spanish), name of authors, abstract, keywords, title (English), abstract and keywords. For article in English: Title (English), name of authors, abstract, keywords, title (Portuguese), abstract and keywords. To ensure blind peer review, authors names must be omitted from the manuscripts.

Title: Center align; should be clear and concise, allowing identification of the content of the manuscript, try to avoid words like: analysis, study and evaluation.

Authors: The number of authors should be the minimum possible, considering only people who actually contributed to the manuscript. When needed, the Editorial Board may request justifications to explain the presence of the authors work. Authors' names should be omitted from main manuscript file.

Abstract: Text should start two lines after authors, and should be clear and concise and explain goal (s) manuscript, trying to justify their importance (do not cite references), the main procedures adopted, the most significant results and conclusions. Maximum number of lines is 12. Two lines below KEYWORDS should be presented (six at most, trying not repeating title) written in lowercase and bold. A full version of the Summary in Portuguese must submit.

Introduction and Review: Should be avoided ramblings, present recent literature (past 5 years - journal papers) and appropriate to formulate the problems addressed and justify of the importance of the subject, making it very clear what (s) goal (s) of the manuscript are.

Methodology: Depending on the nature of the work, a characterization of the experimental area must be presented, making clear the conditions under which the study was conducted. When the methodology is not original, only the references are needed, otherwise a detailed description is required. Units of measure and symbols should follow the International System- metric system.

Results and Discussion: Figures, charts and photographs must be submitted with sufficient detail and size for the final edition and production. Figures: may have colored parts, and the legend below picture. Figures must be numbered in consecutive Arabic numerals. Avoid extensive and unnecessary tables; their captions should be concise and self-explanatory. Photos: can be presented in colors. In the discussion, compare the results with data obtained in the literature.

Conclusion: Should be based solely on the results of the work. Avoid present results in this section. The findings should be written to assist reads on manuscript understanding.

ACKNOWLEDGEMENTS: provide them when necessary, after the findings.

References: only essential should be cited. Include only those mentioned in the text and tables, figures or illustrations. Should be listed in alphabetical order and in capital letters. Avoid quotes abstracts, unpublished data and personal communication. At least 70% of the references should be within the last 5 last years and 70% of journal papers. References in the text should appear in lowercase, followed by the date: Silva and Santos (2012), or (SILVA; SANTOS, 2012), if more than one references with the same authors exist, they should be identified with lowercase letters (a, b, c) after the year of publication: Silva and Santos (2012a). When there are three or more authors, the text will be quoted only the first author followed by et al., but on references the other names should also appear. Please refer to NBR-6023 (August 2000) of ABNT for further details. It is advisable that, before writing the manuscripts, the authors should take as a base for formatting, a paper published in the latest issue of the Journal.

Technical Article (Technical Note)

Must present technological advances without a hypothesis. It should be written in technical language, easy to understand,

on issues related to the areas of knowledge of the Journal, by the author (s) showing (m) experience on the subject matter, allowing guidance for different users REGA. Technical articles should include the following items: Title, Author (s), Abstract, Abstract, Keywords (Keywords), Introduction, description of the subject, conclusions and References. The identification of the authors will be included only after the acceptance for publication:

In the header of the first page should be presented: **TECHNICAL ARTICLE**, in capital letters, underlined, in bold, centered and spaced 1.1 cm from the top edge.

Introduction: should contain a brief history, explaining the importance, the current status of the subject, relying on literature review, and clearly present the purpose of the manuscript.

Text: should present the theory, experiences and recommendations, discussing based on the literature and technical standards.

Conclusions: should be written in a clear and concise manner, consistent with the (s) goal (s) set (s). It should not be a simple restatement of other paragraphs of Article.