

ISSN 2359-1919  
Vol. 13 - no. 1 - (jan./jun. 2016)

# Rega

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





**EDITOR-CHEFE**

Adilson Pinheiro

Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC, Brasil

email pinheiro@furb.br

**EDITOR EXECUTIVO**

André Schardong

Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.

email andreschardong@gmail.com

**EDITORES ASSOCIADOS**

Pedro Luiz Borges

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil

Email: pedro.chaffe@ufsc.br

Jussara Cabral Cruz

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil

Email: jussara.abrh@gmail.com

## REVISORES

---

- Álvaro José Back, *Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Urussanga, SC, Brasil.*  
Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, *Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil.*  
Claudio José Cavalcante Blanco, *Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil.*  
Cleber Antônio Lindino, *Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, PR, Brasil.*  
Davi G. F. Cunha, *Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.*  
Enéas Souza Machado, *Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Curitiba, PR, Brasil.*  
Ester Wolff Loitzenbauer, *Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Osório, RS, Brasil.*  
Fermán Enrique Vergara, *Universidade Federal do Tocantins, Palmas, TO, Brasil.*  
Francisco Marcuzzo, *Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Porto Alegre, RS, Brasil.*  
Gustavo Antônio Piazza, *Fundação Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, SC, Brasil.*  
Heloise Garcia Knapik, *Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.*  
Hildelano Delanusse Theodoro, *Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.*  
Ibraim Fantin-Cruz, *Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil.*  
Joana Angélica Guimarães, *Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil.*  
José Carlos Cesar Amorim, *Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.*  
Jussara Cabral Cruz, *Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.*  
Klebber Teodomiro Martins Formiga, *Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil.*  
Liliana Pena Naval, *Universidade Federal do Tocantins, Palmas, TO, Brasil.*  
Luciano Gebler, *Empresa de Pesquisa Agropecuária, Vacaria, RS, Brasil.*  
Lucio Flavio Ferreira Moreira, *Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brasil.*  
Luis Pospissil Garbossa, *Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.*  
Luiz Sergio Vanzela, *Universidade Camilo Castelo Branco, Fernandópolis, SP, Brasil.*  
Mária do Carmo Cauduro Gastaldini, *Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil.*  
Michael Mannich, *Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.*  
Maurício Dziejcz, *Universidade Positivo, Curitiba, PR, Brasil.*  
Paulo Pontes, *Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.*  
Pedro Luiz Borges Chaffe, *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.*  
Pétrick Anderson Soares, *Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.*  
Roberto Fabris Goerl, *Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba, SC, Brasil.*  
Rodolfo Luiz Bezerra Nóbrega, *Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen, Alemanha.*  
Rodrigo de Melo Porto, *Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.*  
Rosane Barbosa Lopes Cavalcante, *Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.*  
Telma Cristina Silva Teixeira, *Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, BA, Brasil.*  
Terencio Rebelo de Aguiar Junior, *Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.*  
Yvonilde Dantas Pinto Medeiros, *Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil.*  
Wilson Curi, *Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil.*

### 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](mailto:rega@abrh.org.br)

IMPRESSÃO  
Editora Evangraf

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

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

EDITORACÃO  
Roberto Lima Bordin

---

Rega / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – Vol. 13,  
no. 1 (jan./jun. 2016) –  
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 - Associação Paraguaia 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.



# Regga

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

Vol.13 - N.1 - Jan./Jun. 2016

Fluxo de cátions e de ânions após a aplicação de dejetos líquidos suínos em dois sistemas de manejo do solo sob chuva simulada / 1

**Loads of cations and anions after application of pig slurry two soil tillage systems under simulated rainfall**

*Adilson Pinheiro,  
Danieli Schneiders Kaufmann, Vander Kaufmann e  
Nilza Maria Dos Reis Castro*

Disposição a pagar por métodos de cobrança da água bruta no perímetro irrigado de tabuleiro de Russas, Ceará-Br / 11

**Willingness to pay for raw water charging methods in the irrigation district of tabuleiro de Russas, ceará, Brazil.**

*Rogério Cesar Pereira De Araujo  
e Alisson Costa Coutinho*

Regulamentação da drenagem urbana no Brasil / 29

**Stormwater regulation in Brazil**

*Carlos Eduardo Morelli Tucci*

Enquadramento de mananciais rurais com diferentes usos do solo no bioma Pampa: um instrumento para a gestão de bacias hidrográficas / 43

**Legal framework for rural watersheds with different land uses in Pampa biome: a tool for catchments management**

*Mirian Lago Valente,  
Jussara Cabral Cruz  
e Carine Baggio*

Crescimento urbano e seus impactos no sistema de drenagem de uma bacia em Natal, RN/ 54

**Urban growth and its impacts on drainage system of basin in Natal, RN**

*Geórgia Moreira Gurgel  
e Antonio Marozzi Righetto*

Modelagem da ocupação da bacia do rio Pitimbu - RN/ 69

**Modeling the occupation of Pitimbu rivers watershed - RN**

*Antonio Marozzi Righetto  
e Salatiel Da Rocha Venâncio*

# Fluxo de cátions e de ânions após a aplicação de dejetos líquidos suínos em dois sistemas de manejo do solo sob chuva simulada

*Loads of cations and anions after application of pig slurry two soil tillage systems under simulated rainfall*

Submetido em: 16/11/15

Revisado em: 16/01/16

Aprovado em: 15/02/16

**Adilson Pinheiro**  
**Danieli Schneiders Kaufmann**  
**Vander Kaufmann**  
**Nilza Maria dos Reis Castro**

**RESUMO:** A suinocultura consiste em importante atividade econômica, mas dejetos líquidos produzidos e usados como fertilizantes podem acarretar alterações na composição química da água dos escoamentos superficial e de drenagem. O manejo do solo influencia no transporte de cátions e ânions devido à ocorrência de chuvas intensas. Este trabalho teve por objetivo avaliar o transporte de cátions e ânions pelo escoamento superficial e pela drenagem interna no perfil do solo, após a aplicação de dejetos líquidos de suínos como fertilizante em Latossolo Vermelho distroférrico por meio de sistema de semeadura direta e semeadura convencional em condição de chuva intensa simulada. Concentrações e fluxos de massas de cátions e ânions em eventos de chuvas intensas foram comparados antes e após a aplicação de dejetos líquidos de suínos. Por meio dos resultados foi verificado que a aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos tem efeitos diferentes sobre o transporte de espécies químicas nos sistemas de semeadura direta e semeadura convencional. Foi verificado que o escoamento superficial e a drenagem iniciam mais rapidamente e foram de maior intensidade no sistema de semeadura direta. Após a aplicação de dejetos líquidos de suínos, as maiores perdas das espécies químicas foram observadas no sistema de semeadura direta.

**PALAVRAS CHAVE:** suinocultura, qualidade das águas, fertilização orgânica, transporte de poluentes.

**ABSTRACT:** Swine production is an important economic activity, but pig slurry produced and used as fertilizer can cause changes in the chemical composition of water from surface runoff and drainage. Soil management influences the transport of cations and anions due to heavy rainfall events. This work aimed to evaluate the transport of cations and anions by runoff and internal drainage in the soil profile, after applying pig slurry as fertilizer in Oxisol under no-till and conventional planting under an intense simulated rainfall event. Concentrations and loads of cations and anions in heavy rainfall events were compared before and after application of pig slurry. The results show that the surface application of pig slurry has different effects on the transport in no-till and conventional tillage systems. It was found that runoff and drainage began before and were higher in the no-till system. After liquid pig slurry was applied, the biggest losses of chemical species were observed in the no-till system.

**Keywords:** pig farming, water quality, organic fertilization, pollutant transport.

## INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma atividade agropecuária importante no setor produtivo brasileiro. Em 2011, a suinocultura atingiu a marca de 38,9 milhões de cabeças, sendo o Brasil o quarto maior produtor mundial. Na região sul, a suinocultura representa aproximadamente 50% de toda a produção nacional (ABIPECS, 2013). A produção em sistema integrado,

com confinamento dos animais, acarreta a geração concentrada de dejetos. Tecnicamente tem sido recomendado e realizado o uso deste resíduo como fertilizante, cuja composição apresenta elementos essenciais como micro e macronutrientes à produção vegetal. No entanto, parte destes elementos não é aproveitada pelas plantas, sendo perdidos para o sistema ambiental (GIACOMINI et al., 2009). A água residuária da suinocultura pode conter elementos que

provocam impactos ambientais negativos ao solo e aos ambientes aquáticos.

A ocorrência de chuvas intensas provoca o transporte pelo escoamento superficial e de drenagem interna no perfil do solo de espécies químicas contidas no dejetos líquido de suínos (DLS) aplicado no solo. O escoamento superficial é iniciado quando a intensidade da chuva supera a capacidade de infiltração de água no solo (HORTON, 1933), por um tempo longo o suficiente para a formação de empoçamento nas depressões, ou quando ocorre a saturação do perfil do solo (DUNNE, 1978).

As espécies químicas são transportadas em solução pelos mecanismos de advecção e de dispersão na massa líquida ou aderidas às partículas do solo colocadas em movimento pelo escoamento do soluto. A magnitude do transporte das espécies químicas depende de vários fatores físicos, químicos e biológicos, como rugosidade e declividade da superfície do solo, processos de adsorção na parte mineral e absorção pelas plantas e processos de degradação química e pelos microorganismos.

Estudos têm sido desenvolvidos visando avaliar os impactos da aplicação de dejetos suínos no solo. Aita e Giacomini (2008) avaliaram o acúmulo e o deslocamento de nitrato, no solo após a aplicação de dejetos líquido de suínos no cultivo de milho em sistema de semeadura direta. Eles aplicaram anualmente as taxas de 0, 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquido de suínos, durante três anos, sobre os resíduos culturais de aveia-preta e da vegetação espontânea de inverno, antecedendo a semeadura do milho. Foi avaliado o teor de nitrato, em diferentes camadas do solo, até a profundidade de 60 cm, e em seis datas, desde a aplicação do dejetos até o florescimento do milho. Neste estudo foram determinadas apenas as concentrações de nitrato, não sendo determinadas as perdas no perfil do solo. Anami et al. (2008) avaliaram o processo de drenagem de íons nitrato e fosfato, usando colunas de solo, e o efeito da aplicação de dejetos líquido de suínos tratado com reatores anaeróbios sobre as propriedades físico-químicas do solo. Também, usando colunas de solo, mas com estrutura deformada e indeformada, Sampaio et al. (2010) avaliaram a dinâmica da drenagem de íons. Eles mostraram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de drenagem, seguido pela concentração de sais e do potássio. Smanhotto et al. (2013) estudaram o comportamento de espécies

químicas no solo devido a aplicação de dejetos líquido de suínos, com diferentes doses e aplicação distribuída temporalmente. As concentrações das espécies químicas na água de drenagem dos lisímetros, construídos com solo reconstituído, foram inferiores aos padrões de qualidade das águas superficiais.

Neste contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar o transporte de cátions e ânions pelo escoamento superficial e pela lixiviação no perfil do solo, após a aplicação de dejetos líquido de suínos como fertilizante em Latossolo Vermelho distroférrico em sistema de semeadura direta e semeadura convencional em condição de chuva intensa simulada.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em lisímetros volumétricos de drenagem, de 1,0 m<sup>3</sup>, com amostra indeformada de solo. Os lisímetros estão instalados na bacia do rio Potiribu, localizada no noroeste do Rio Grande do Sul, na latitude 25°25'35,2" S e longitude 53°40'25,4" W. O procedimento de implantação dos lisímetros foi detalhadamente descrito por Oliveira et al. (2010). Nos lisímetros foram descritos os sistemas de preparo do solo convencional e de semeadura direta. O solo da região é mantido com cultivo de cereais há aproximadamente 20 anos e é caracterizado como Latossolo Vermelho distroférrico. Os lisímetros replicam as culturas aplicadas em seu entorno, com as mesmas datas de manejo.

O lisímetro volumétrico possui sistema de coleta de água superficial, na região de maior depressão do solo, e sistema de drenagem com coleta sob a camada de solo a 1,0 m de profundidade.

Testes de chuva simulada foram realizados antes e após a aplicação do dejetos líquido de suínos no solo. Foi utilizado um simulador de chuva, semelhante ao descrito por Meyer e Harmon (1979), suspenso por quatro hastes reguláveis para uma altura de 2,45 m acima da superfície do solo. No simulador foi instalado um bico aspersor tipo S.S.CO.3/8KSS-45 para precipitações inferiores a 60 mm h<sup>-1</sup> e Veejet 80-100 para precipitações superiores a 80 mm h<sup>-1</sup>. A oscilação do bico aspersor molha uma área de 6 m<sup>2</sup> sendo aproximadamente 2,0 m de lado por 3,0 de comprimento, no interior da qual se encontra o lisímetro. A intensidade da precipitação foi medida com uma caixa de alumínio, posicionado sobre o lisímetro, após o

TABELA 1  
**Caracterização química do dejetto líquido de suínos (AGUIDA, 2014)**

<b>Íon</b>	<b>Fase Líquida mg L<sup>-1</sup></b>	<b>Fase sólida mg kg<sup>-1</sup></b>
Cloreto (Cl <sup>-</sup> )	495,56	2.186,51
Sódio (Na <sup>+</sup> )	303,10	1.263,38
Potássio (K <sup>+</sup> )	1.321,13	28.493,24
Magnésio (Mg <sup>2+</sup> )	72,51	2.688,57
Cálcio (Ca <sup>2+</sup> )	381,12	4.799,93
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	20,85	228,44
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	62,54	439,27

término do teste. A caixa possuía formato quadrado, com 1,10 m de lado, 0,10 m de altura e 0,001 m de espessura. A medição da intensidade da precipitação foi realizada durante um intervalo de 5 min.

Durante os testes de chuva simulada, as vazões de escoamento superficial e drenagem interna no perfil do solo foram medidas pelo método volumétrico. Os volumes de água escoada foram coletados em recipientes de polietileno de 920 mL, sendo o tempo de enchimento do recipiente cronometrado. As coletas foram realizadas em intervalos de 5 min.

O dejetto líquido de suínos foi aplicado na superfície do solo, dos lisímetros, 24 horas antes da realização do teste de chuva simulada. O dejetto foi coletado em uma lagoa de dejetos da suinocultura, que desenvolve a criação de suínos em sistema de confinamento para terminação. As concentrações das espécies químicas catiônicas e aniônicas do dejetto aplicado são apresentadas na Tabela 1. Nota-se que as concentrações foram divididas em fase líquida e fase sólida, visto que na segunda forma, as espécies químicas não estão rapidamente disponíveis para serem transportadas pelo escoamento superficial e drenagem interna no perfil do solo.

A dosagem de dejetto líquido de suínos aplicado foi equivalente a 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, seguindo a recomendação da instrução normativa da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. Foram realizadas 3 testes de chuva simulada antes da aplicação do dejetto, em 10/08/2009, 27/01/2010 e 13/07/2010, e, 4 testes de chuva simulada após a aplicação do dejetto, em 06/09/2011, 01/11/2011, 25/06/2012 e 21/08/2012.

Cada teste de chuva simulada teve a duração de 75 min, com intensidades variáveis.

A partir do início do escoamento superficial ou drenagem, foi realizada a coleta de amostras de água, com frascos de polietileno incolor de 100 mL e tampa de fechamento hermético. As amostragens de água foram realizadas em intervalos de tempo de 10 min, posteriormente, conservadas, em sistema fechado e refrigerado a 4 ° C.

Nas amostras de água foram determinadas as concentrações de cloreto, sódio, potássio, magnésio, cálcio, nitrato e fosfato. Para a determinação das concentrações das espécies químicas foi utilizado um cromatógrafo de troca iônica, ICS-90 DIONEX<sup>®</sup>. Foram adotadas duas metodologias, uma para cátions e outra para ânions. As condições adotadas para a determinação de ânions foram - Injeção da amostra: 10 µL; temperatura: 30 °C; taxa de fluxo: 1,2 mL min<sup>-1</sup>; eluente: Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 4,5 mM/NaHCO<sub>3</sub> 1,4 mM; condutividade da linha de base: 21 µS; supressora: aniônica auto regenerante e uma coluna de separação aniônica. Para determinação de cátions foram - injeção da amostra: 25 µL; temperatura: 30 °C; taxa de fluxo: 0,51 mL min<sup>-1</sup>; eluente: 20 mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; condutividade da linha de base 1,80 µS; supressora: catiônico auto regenerante; solução regenerante: TBAOH (tetrabutylammonium) 2,06 M e uma coluna de separação catiônica. As curvas de calibração foram realizadas com padrões alto grau de pureza, utilizando-se cinco pontos na faixa de 1 a 10 mg L<sup>-1</sup> com leitura em quintuplicata. O método da cromatografia iônica é baseado nas normas estabele-



cidas pela USEPA - *Method 300.0* (PFAFF, 1993) e USEPA - *Method 300.1* (HAUTMAN; MUNCH, 1997)

Os fluxos de massa das espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e lixiviação representam a massa exportada para o exterior da amostra indeformada de solo, o qual foi determinado por meio da expressão:

$$F = \sum_{i=1}^n C_i Q_i \Delta t \quad (1)$$

onde  $F$  é o fluxo de massa da espécie química considerada no teste de chuva simulada (mg),  $C_i$  é a concentração da espécie química na amostra de água coletada no instante de tempo  $i$  (mg L<sup>-1</sup>),  $Q_i$  é a vazão do escoamento da água durante a coleta da amostra no instante  $i$  (L s<sup>-1</sup>),  $\Delta t$  é o intervalo de tempo entre a coleta das amostras (s) e  $n$  é o número de amostras coletadas ao longo do teste de chuva simulada.

As concentrações das espécies químicas na solução escoada superficialmente e lixiviadas foram comparadas com as situações sem e com a aplicação de dejetos líquido de suínos (DLS). Além disto, os dados foram separados em dois grupos, sistema de semeadura (SD) direta e semeadura convencional (SC). Estabeleceu-se, então, a possibilidade de se observar o transporte dos íons nas diferentes formas de manejo do solo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As intensidades das chuvas aplicadas nos sete testes variaram expressivamente, desde 39,0 mm h<sup>-1</sup> (SD) e 37,8 mm h<sup>-1</sup> (SC) a 127,5 mm h<sup>-1</sup> (SD) e 111,7 mm h<sup>-1</sup> (SC). Por outro lado, para cada ensaio, as intensidades das chuvas aplicadas sobre os sistemas semeadura direta e semeadura convencional foram muito próximas. Na Tabela 2 são apresentadas as intensidades das chuvas aplicadas nos testes de chuva simulada, o tempo de início do escoamento superficial e da drenagem, bem como, as vazões de ambos os escoamentos no final do teste.

Pode-se observar que para todos os testes de chuva simulada o início do escoamento superficial aconteceu primeiramente no sistema de semeadura direta. A drenagem apresentou o mesmo comportamento, exceto nos testes 1, 2 e 4 de chuva simulada, nos quais esta iniciou antes no sistema de semeadura convencional.

As vazões do escoamento superficial foram ligeiramente superiores, para todos os testes de chuva simulada no sistema semeadura direta, exceto para aquele que foi realizado um dia após a primeira aplicação de DLS. Neste ensaio, a vazão de escoamento superficial aumentou nos dois sistemas de manejo, no entanto, este aumento foi mais pronunciado no sistema semeadura convencional. Isto pode ser explicado pela umidade inicial do solo ou ainda por características intrínsecas ao sistema de semeadura

TABELA 2

**Intensidade da chuva, tempo de início e vazão do escoamento superficial e da drenagem nos testes de chuva simulada**

Teste	Data	Intensidade mm h <sup>-1</sup>		Início min				Vazão L s <sup>-1</sup>			
		SD	SC	SDS	SDD	SCS	SCD	SDS	SDD	SCS	SCD
1	10/08/2009	127,5	111,7	5,5	14,0	9,0	13,0	0,007	0,0270	0,007	0,01040
2	27/01/2010	41,1	37,8	13,0	51,0	75,0	44,0	0,0001	0,0240	0,0	0,00773
3	13/07/2010	39,0	38,8	5,0	45,0	71,0	101,0	0,0003	0,0075	0,0	0,0
4	06/09/2011	51,2	52	3,1		8,0	23,3	0,0042	0,013	0,0098	0,0144
5	01/11/2011	84,2	84,3	11,4	17,0		30,0	0,001	0,0259	0,0	0,0272
6	25/06/2012	62,1	62,5	1,5	22,5	70,0	42,5	0,006	0,0170	0,0	0,0173
7	21/08/2012	54,5	54,6	2,5	32,0	9,5	47,1	0,006	0,0156	0,0012	0,0174

SD – Lisímetro com sistema de semeadura direta, SC – Lisímetro com sistema de semeadura convencional, SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS - Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional.

convencional como, compactação do solo abaixo da camada de revolvimento, baixa estabilidade de agregados, diminuição de macroporos na subsuperfície e aumento destes na superfície, que resulta numa descontinuidade de macroporos ao longo do perfil de solo, impedindo a infiltração adequada da água. Segundo Gumiere et al. (2009), como o solo fica descoberto, torna-se suscetível ao selamento superficial, reduzindo a infiltração de água no solo e aumentando o escoamento superficial.

Nos três últimos testes de chuva simulada, as vazões de escoamento superficial diminuíram, porém, não voltaram a ter um comportamento semelhante às condições sem aplicação de DLS em ambos os sistemas de semeadura. Isso demonstra que a aplicação de DLS alterou a dinâmica dos escoamentos.

As maiores vazões de escoamento superficial no sistema de semeadura direta podem ser explicadas pelo fato desse tipo de manejo não contemplar o revolvimento do solo e com o trânsito de máquinas pesadas sobre a área, em épocas de semeadura e colheita, ocorre compactação da camada superficial do solo (CAMARA; KLEIN, 2005). Além disso, os dejetos possuem altas concentrações de sólidos e gorduras, podendo provocar alteração na capacidade de infiltração de água no solo, ocasionada pelo entupimento de poros em virtude da formação de uma crosta em sua superfície, geralmente de caráter hidrofóbico (GIROTTO et al., 2010). Esse fenômeno promove a repelência da água, dificultando, portanto, a infiltração desta no solo. Assim, o provável efeito hidrofóbico do DLS alterou o comportamento da hidrologia de superfície no sistema de semeadura direta, diminuindo a infiltração de água (BERTOL et al., 2007).

Em relação às vazões da drenagem, em condições sem aplicação de DLS, estas foram maiores no sistema de semeadura direta, e após a aplicação de DLS, as vazões do sistema semeadura convencional passaram a superar levemente as da semeadura direta, mas isso pode estar relacionada à pequena variação de intensidade da chuva aplicada ou devido ao efeito hidrofóbico, mais pronunciado no sistema de semeadura direta, desencadeado pela aplicação de DLS, também, observado por Mori et al. (2009) e Bertol et al. (2007).

Na Tabela 3 são apresentadas as concentrações médias e os desvios padrões das espécies químicas

analisadas no escoamento superficial e na drenagem gerados nos lisímetros com semeadura direta e semeadura convencional, para as simulações realizadas antes e após a aplicação de DLS. Os desvios padrões na maioria das situações foram elevados (Tabela 3), indicando que houve variação nas concentrações das espécies químicas entre os ensaios de chuva simulada. Isto pode ser devido à variação das intensidades das chuvas aplicadas e a variação da massa disponível na superfície e no perfil do solo. Os testes foram realizados com elevados intervalos de tempo entre eles. A partir do início da aplicação de DLS houve condições para acumulação das espécies químicas, sobretudo aquelas que apresentaram elevadas concentrações na fase sólida e, que tenham sido liberadas ao longo do tempo devido à degradação da matéria orgânica. Por outro lado, no período anterior a aplicação de DLS, o solo não foi fertilizado, de modo que as espécies químicas foram recicladas durante a decomposição dos restos vegetais deixados na superfície do solo.

Para a maioria das espécies químicas, a concentração média (Tabela 3) no escoamento superficial é maior do que na drenagem. Este resultado foi observado tanto nos diferentes manejos do solo quanto nas situações sem e com aplicação de DLS. Comparando os trabalhos de Ceretta et al. (2005) e Basso et al. (2005) que realizaram seus trabalhos conjuntamente na mesma área experimental avaliando o escoamento superficial e a drenagem, respectivamente, observaram maiores perdas de nitrogênio e fósforo via escoamento superficial com o uso de 20, 40 e 80 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> de DLS. Maiores perdas por escoamento superficial também foram observadas por Smith et al. (2001), após compararem as perdas de nitrogênio por escoamento superficial e por drenagem em área com aplicação de 50 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de bovinos. Por outro lado, no presente trabalho, as concentrações médias dos íons cloreto, antes e após a aplicação de DLS, e nitrato, após a aplicação de DLS, para os dois tipos de manejo, foram superiores na drenagem. Aita e Giacomini (2008) observaram que o nitrogênio amoniacal presente no DLS, aplicado na camada superficial do solo, é rapidamente transformado em nitrato e, este por sua vez, drenou rapidamente no perfil do solo. A perda rápida de nitrato, principalmente, por drenagem ocorre porque o nitrato é solúvel em água por conta de sua baixa energia de

ligação com os colóides do solo, já que sua carga e a carga da maioria dos solos brasileiros são negativas, ocorrendo uma ação repelente (MCDOWELL et al., 2001). Em consequência disso, a quantidade presente na camada arável do solo, que não é aproveitada pelas plantas, fica sujeita à drenagem, podendo, ao longo do tempo, atingir o lençol freático e os corpos de água por ele alimentados (SANTOS, 2011). O acúmulo de nitrato pode iniciar o processo de eutrofização nesses ecossistemas naturais, geralmente pobres em N (MOTSI et al., 2002; LEINWEBER et al., 2002).

As relações entre as concentrações antes e após a aplicação de DLS de todos os íons, exceto cálcio para escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta (SDS), drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta (SDD), escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, (SCS); magnésio para a SDS e SCS; potássio e fosfato para a SDD foram superiores a 1,0. Isto indica que as concentrações médias destes íons nos fluxos aumentaram devido à aplicação de DLS. Os íons potássio e fosfato apresentaram os maiores valores das relações entre as concentrações médias nos escoamentos superficiais, indicando que as massas

destas espécies químicas são mais retidas na camada superficial do solo, ficando disponível para transporte pela água do escoamento superficial.

A alta concentração de fosfato na superfície do solo está associada a sua baixa mobilidade ao longo do perfil do solo, assim, sua perda por drenagem normalmente é considerada insignificante, sendo então direcionada pouca atenção para este fenômeno. No entanto, considerando-se que a atividade suinícola na propriedade seja contínua e que há consecutivas reaplicações de DLS no solo, a quantidade de fósforo pode exceder a capacidade adsorviva do solo e a demanda da cultura, podendo ocorrer migração do mesmo no perfil do solo (BASSO, 2003), conforme evidenciado no trabalho de Houtin et al. (2000), que utilizaram DLS por um período de 14 anos e observaram incrementos de todas as formas de fósforo até um metro de profundidade. Desta forma, uma alternativa que pode minimizar as perdas por escoamento superficial é o estabelecimento de práticas de manejo que privilegiem a cobertura do solo (BASSO et al., 2005). Em relação ao potássio, conforme Vasconcellos et al. (2000), este possui pouca mobilidade no solo. A mobilidade do potássio, embora baixa, é maior que

TABELA 3  
Concentrações médias das espécies químicas no escoamento superficial e na drenagem dos sistemas semeadura direta e semeadura convencional

Lisímetro	Dejeto	Cloreto	Sódio	mg L <sup>-1</sup>				
				Potássio	Magnésio	Cálcio	Nitrato	Fosfato
SDS	SA	4,07±3,14	2,27±0,26	4,30±0,85	2,47±0,27	8,00±3,55	2,03±1,38	0,49±0,44
	CA	7,10±9,23	3,43±2,61	14,97±9,76	1,86±0,40	6,42±1,27	5,32±4,92	1,82±1,86
	CA/SA	1,75	1,51	3,49	0,75	0,80	2,62	3,69
SDD	SA	7,51±2,01	1,17±0,30	2,36±0,42	1,15±0,17	6,34±2,53	3,51±2,03	0,18±0,17
	CA	9,48±6,42	1,47±0,43	1,86±0,17	1,16±0,31	5,16±1,51	5,41±4,23	0,08±0,09
	CA/SA	1,26	1,26	0,79	1,01	0,81	1,54	0,45
SCS	SA	1,20±0,12	2,55±0,21	1,95±0,46	2,78±0,00	11,31±9,32	3,23±1,95	0,03±0,01
	CA	3,65±1,67	3,38±2,90	9,41±12,31	2,18±0,72	8,25±2,62	5,51±6,50	2,71±3,00
	CA/SA	3,05	1,33	4,83	0,78	0,73	1,71	90,33
SCD	SA	4,98±1,17	1,14±0,33	3,59±0,72	1,27±0,26	6,43±3,55	2,37±1,90	0,10±0,13
	CA	10,09±6,44	2,14±1,13	3,83±1,29	1,74±0,46	6,69±1,66	7,95±4,86	0,12±0,26
	CA/SA	2,03	1,88	1,07	1,37	1,04	3,35	1,20

SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS - Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SA – sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA – com aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA/SA – relação entre as concentrações com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

a do fósforo (fosfatos) (RAIJ, 1983), porém muito menor que a do nitrato. No entanto, a movimentação do potássio no perfil do solo depende, principalmente, do tipo de solo, textura (NEVES et al., 2009), capacidade de troca catiônica (CTC), regime hídrico, da dose e solubilidade do fertilizante (ROSOLEM et al., 2006). Como o potássio apresenta apenas uma carga de valência ( $K^+$ ), é pouco adsorvido nos colóides do solo (ERNANI et al., 2007). Portanto, em solos bem drenados e com menor CTC, a drenagem é maior (ROSOLEM et al., 2006; RAIJ, 2011).

O comportamento inverso dos íons magnésio para SDS e SCS, cálcio para SDS, SDD e SCS, potássio e fosfato para SDD, ou seja, suas concentrações médias maiores na condição sem aplicação de DLS pode estar relacionado a uma interação amplificada destas espécies químicas com a estrutura do solo ou com a matéria orgânica remanescente dos resíduos vegetais ou posteriormente adicionada através da aplicação de DLS. Como foi adicionado resíduo orgânico (DLS) provavelmente ocorreu um pequeno aumento das cargas negativas no solo, as quais podem ter sido ocupadas por Ca, Mg e K, diminuindo a susceptibilidade destas espécies químicas ao transporte. De acordo

com Ernani (2008), a maioria das cargas negativas em solos com pH maior que 5 são ocupadas por Ca, Mg (90%) e K (1-5%), sendo menos de 1% ocupadas por micronutrientes. No entanto, a dinâmica de transporte destas espécies químicas no solo depende de suas concentrações, pH, teor de matéria orgânica, teor de argila, capacidade de troca catiônica, etc.

Na Tabela 4 podem ser observadas as perdas das espécies químicas (fluxo de massa em  $kg\ ha^{-1}$ ) por escoamento superficial e drenagem nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional. Assim, constata-se que na semeadura direta, as maiores perdas da maioria das espécies químicas antes da aplicação de DLS ocorreram na drenagem, já após a aplicação de DLS as maiores perdas da maioria das espécies químicas foram observadas no escoamento superficial. Quanto à semeadura convencional, as perdas de quase todas as espécies químicas foram superiores na drenagem, tanto antes como após a aplicação de DLS.

As relações entre as perdas de todas as espécies químicas antes e após a aplicação de DLS foram superiores a 1,0, demonstrando que as perdas totais destes íons nos fluxos de ambos os manejos aumentaram em virtude da aplicação de DLS.

TABELA 4  
Fluxo de massa das espécies químicas nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional por escoamento superficial e drenagem nas condições sem e com aplicação de DLS

Lisímetro	DLS	Cloreto	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio	Nitrato	Fosfato
SDS	SA	0,07	0,02	0,04	0,03	0,06	0,03	0,01
	CA	1,15	1,14	1,30	3,40	3,09	1,91	1,11
	CA/SA	16,43	57,00	32,50	113,33	51,50	63,66	111,00
SDD	SA	0,38	0,04	0,07	0,04	0,23	0,13	0,06
	CA	3,40	0,73	0,84	0,48	2,11	1,96	0,03
	CA/SA	8,95	18,25	12,00	12,00	9,17	15,08	0,50
SCS	SA	0,001	0,001	0,001	0,001	0,01	0,07	0,03
	CA	0,14	0,13	0,28	0,13	0,54	0,18	0,06
	CA/SA	140,00	130,00	280,00	130,00	54,00	2,57	2,00
SCD	SA	0,67	0,14	0,54	0,17	0,70	0,63	0,03
	CA	3,17	0,80	1,47	0,63	2,39	2,58	0,03
	CA/SA	4,73	5,71	2,72	3,71	3,41	4,10	1,00

SDS – Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura direta, SDD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCS - Escoamento superficial no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SCD – Drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional, SA – sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA – com aplicação de dejetos líquidos de suínos, CA/SA – relação entre as concentrações com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos.

TABELA 5  
Fluxo de massa das espécies químicas nos sistemas semeadura direta e semeadura convencional nas condições sem e com aplicação de DLS

DLS	Lisímetro	Cloreto	Nitrato	Fosfato	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio
----- kg ha <sup>-1</sup> -----								
Sem aplicação	SDT	0,46	0,15	0,07	0,06	0,12	0,07	0,29
	SCT	0,67	0,70	0,05	0,14	0,54	0,17	0,70
	SCT/SDT	1,47	4,51	0,74	2,20	4,63	2,58	2,46
Com aplicação	SDT	4,55	3,87	1,14	1,87	2,14	3,87	5,21
	SCT	3,31	2,76	0,09	0,93	1,75	0,76	2,93
	SCT/SDT	0,73	0,71	0,08	0,50	0,81	0,20	0,56

SDT – somatório dos fluxos de massa por escoamento superficial e por drenagem no lisímetro com sistema de semeadura direta, SCT – somatório dos fluxos de massa por escoamento superficial e por drenagem no lisímetro com sistema de semeadura convencional. SCT/SDT – relação entre os fluxos de massa nos sistemas semeadura convencional e semeadura direta.

A partir da Tabela 5 pode-se constatar que as perdas das espécies químicas, enquanto não houve aplicação de DLS, foram maiores no sistema de semeadura convencional. Porém, após a aplicação de DLS essa situação se inverteu, sendo as maiores perdas das espécies químicas observadas no sistema de semeadura direta. Além disso, os íons perdidos em maior quantidade foram potássio e fosfato, para semeadura convencional e semeadura direta, respectivamente. Tal situação demonstra que, na semeadura direta o baixíssimo revolvimento do solo aliado à crosta hidrofóbica formada após a aplicação de DLS na superfície do solo altera sensivelmente a hidrologia do sistema, aumentando as vazões e, conseqüentemente, as perdas de espécies químicas, principalmente por escoamento superficial.

## CONCLUSÃO

Por meio deste estudo, conclui-se que a aplicação superficial de DLS tem efeitos diferentes sobre os sistemas de semeadura direta e semeadura conven-

cional. Verificou-se que o escoamento superficial e a drenagem iniciaram primeiro e foram de maiores magnitudes no sistema de semeadura direta, a maioria das espécies químicas apresentaram concentrações médias superiores no escoamento superficial, independente do tipo de manejo e, se houve ou não aplicação de DLS. As concentrações médias da maioria das espécies químicas nos fluxos aumentaram após a aplicação de DLS.

Após a aplicação de DLS, as maiores perdas das espécies químicas foram observadas no sistema de semeadura direta. Os íons perdidos em maior quantidade foram potássio e fosfato, para semeadura convencional e semeadura direta, respectivamente.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESC (Termo de Outorga 17419/2011-0) e ao CNPq (processos 403739/2013-6 e 303472/2014-6), pelo fomento a pesquisa e pela concessão de bolsa de produtividade de pesquisa.

## Referências

ABIPECS - Associação Brasileira de Indústria Produtora e Exportadora de Carne de Suínos. [Online] <[http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/mercado-externo/exportacoes/atuais/jan-nov-2013\\_jan-nov-2012.pdf](http://www.abipecs.org.br/uploads/relatorios/mercado-externo/exportacoes/atuais/jan-nov-2013_jan-nov-2012.pdf)>. Acesso em: 03 de janeiro de 2014.

AGUIDA, L. M. Transporte de nutrientes e de carbono no solo submetido à aplicação de resíduos agropecuário, doméstico e industrial. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Fundação Universidade Regional de Blumenau, 74p.

AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2101-2111, 2008.

ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; MORGANA SUSZEK, M. et al. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.

BASSO, C.J. Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 125 p., 2003.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R. et al. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BERTOL, J.B.; RIZZI, N.E.; BERTOL, I. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 781-792, 2007.

CAMARA, K.C.; KLEIN, V.A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 789-796, 2005.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B. et al. Dejeito líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In *Hillslope Hydrology*, Kirkby MJ (ed), Wiley-Interscience: New York, 1978.

ERNANI, P.R. Química do solo e disponibilidade de nutrientes. Lages: O Autor, 230 p., 2008.

ERNANI, P.R.; BAYER, C.; ALMEIDA, J.A. et al. Mobilidade vertical de cátions influenciada pelo método de aplicação de cloreto de potássio em solos com carga variável. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, p. 393-402, 2007.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; JANTALIA, C.P. et al. Aproveitamento pelo milho do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, n. 7, p. 761-768, 2009.

GIROTTO, E.; CERETTA, C.A.; SANTOS, D.R. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejeito líquido de suínos. *Ciência Rural*, v. 40, n. 9, p. 1948-1954, 2010.

GUMIERE, S.J.; BISSONNAIS LE,Y.; RACLOT, D. Soil resistance to interrill erosion: Model parameterization and sensitivity. *Catena*, v.77, p.274–284. 2009.

HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transactions American Geophysical Union*, v. 14, p. 446-460, 1933.

HAUTMAN, D. P.; MUNCH, D. J. Method 300.1 determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. Ohio, USEPA, Revision 1.0, 1997, 39 p.

LEINWEBER, P.; TURNER, B.L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P.M.; JARVIS, S.C. *Agriculture, hydrology and water quality*. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research, North Wyke Research Station, Devon, UK. CABI Publishing, p. 29-50, 2002.

McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *The Science of the Total Environment*, v. 278, p. 113-125, 2001.

MEYER, L.D.; HARMON, W.C. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering*, v. 22, p. 100-103, 1979.

MORI, H.F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V. et al. Perda de água, solo e fósforo, com aplicação de dejeito líquido bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 189-198, 2009.

MOTSI, K.E.; MANGWAYANA, E.; GILLER, K.E. Conflicts and problems with water quality in the manyame river, Zimbabwe. In: HAYGARTH, P.M.; JARVIS, S.C. *Agriculture, hydrology and water quality*. Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research, North Wyke Research Station, Devon, UK. CABI Publishing, p. 442-454, 2002.

NEVES, L.S.; ERNANI, P.R.; SIMONETE, M.A. Mobilidade de potássio em solos decorrente da adição de doses de cloreto de potássio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 25-32, 2009.

OLIVEIRA, N.T.; CASTRO, N.M.R.; GOLDENFUM, J.A. Influência da palha no balanço hídrico em lisímetros. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, p. 93-103, 2010.

PFAFF, J. D. Method 300.0 determination of inorganic anions by ion chromatography. Ohio, USEPA, Revision 2.1, 1993, 28 p.

RAIJ, B.V. Fertilidade do solo e manejo dos nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

RAIJ, B.V. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, 142 p., 1983.

ROSOLEM, C.A.; GARCIA, R.A.; FOLONI, J.S.S. et al. Lixiviação de potássio no solo de acordo com suas doses aplicadas sobre palha de milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p.813-819, 2006.

SAMPAIO, S.C.; CAOVILO, F.A.; OPAZO, M.A.U. et al. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado, *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 1, p. 150-159, 2010.

SANTOS, H.R. Lixiviação de nitrato em colunas de solo com diferentes densidades aparentes e fontes de efluente líquido de tratamento de esgoto doméstico. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba, Minas Gerais, 66 p., 2011.

SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S.C.; DAL BOSCO, T.C. et al. Nutrients Behavior From the Association Pig Slurry and Chemical Fertilizers on Soybean Crop. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 56, n. 5, p. 723-733, 2013.

SMITH, K.A.; JACKSON, D.R.; WITHERS, P.J.A. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 2. Phosphorus. *Environmental Pollution*, v. 112, p. 53-60, 2001.

VASCONCELLOS, C.A.; PITTA, G.V.E.; FRANÇA, G.E. et al. Produtividade em alta. *Revista Cultivar - Grandes Culturas*, n. 18, 2000.

**Adilson Pinheiro** Fundação Universidade Regional de Blumenau,  
Blumenau, SC, Brasil E-mail: pinheiro@furb.br

**Contribuição do autor:**

Concepção do experimento, realização dos experimentos, análise e discussão dos resultados.

**Danieli Schneiders Kaufmann** Universidade do Estado de Santa Catarina,  
Lages, SC, Brasil E-mail: danielischneiders@gmail.com

**Contribuição do autor:**

Tratamento e análise dos dados, análise e discussão dos resultados.

**Vander Kaufmann** Fundação Universidade Regional de Blumenau,  
Blumenau, SC, Brasil E-mail: vanderkaufmann@gmail.com

**Contribuição do autor:**

Realização dos experimentos e procedimentos analíticos.

**Nilza Maria dos Reis Castro** Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
Porto Alegre, RS, Brasil E-mail: nilza@iph.ufrgs.br

**Contribuição do autor:**

Concepção do experimento, análise e discussão dos resultados.

# Disposição a pagar por métodos de cobrança da água bruta no perímetro irrigado dos tabuleiros de Russas, Ceará-Br

*Willingness to pay for raw water charging methods in the irrigation district of tabuleiros de Russas, Ceará, Brazil.*

Submetido em: 28/11/15

Revisado em: 24/02/16

Aprovado em: 19/04/16

**Rogério César Pereira de Araújo**  
**Alisson Costa Coutinho**

**RESUMO:** A implantação de sistema de cobrança de água bruta em perímetros irrigados tem sido um desafio para os gestores de recursos hídricos no Nordeste do Brasil. Esta pesquisa se propõe a investigar a preferência dos irrigantes com relação aos métodos de cobrança da água bruta para irrigação utilizando a abordagem de preferência declarada, denominado Experimento de Escolha. Para isto, cenários de cobrança da água bruta e conjuntos de escolha foram construídos utilizando quatro atributos: garantia de oferta mínima, transação do direito de uso, método de cobrança e valor da tarifa. O desenho experimental foi formado por nove cenários, 36 conjuntos de escolha, distribuídos em seis blocos, cada um com seis conjuntos de escolha. Os dados do perfil do irrigante, atitudes e escolhas foram coletados por meio de um questionário semiestruturado aplicado a 30 irrigantes proprietários de pequenos lotes do Perímetro Irrigado dos Tabuleiros de Russas (PITR), Ceará. Com base em modelos logit condicionais e mistos, observou-se que o aumento da garantia por oferta de água afetou significativamente as escolhas dos irrigantes por cenários de cobrança e que sua disposição a pagar marginal para mudar do sistema de cobrança corrente para outro sistema alternativo ficou em torno de R\$ 2,00/1.000 m<sup>3</sup>.mês.

**PALAVRAS-CHAVE:** valoração ambiental, água bruta, distrito de irrigação, experimento de escolha, modelo logit misto.

**ABSTRACT:** The implementation of raw water charging system has been a challenge for the water resource managers in the Northeast of Brazil. This study aimed to investigate the irrigator's preferences towards the raw water for irrigation using the stated preference approach, named Choice Experiment. To do that we built raw water charging scenarios and choice sets using four attributes: the guarantee of minimum water supply, transaction of water use rights, method of raw water charging and water tariff. The experimental design was composed of nine scenarios, 36 choice sets, distributed into six blocks with six choice sets each. The irrigation profile, attitudes and choice data were gathered by a semi structured questionnaire applied to 30 small lot irrigator owners in the Irrigation District of Tabuleiros de Russas (PITR), Ceará. Based on two conditional and mixed logit models, we observed that the increased guarantee in the water supply affected significantly the irrigator choices for charging schemes and that their marginal willingness to pay to shift from the current system to another one was estimated around R\$ 2,00/1.000 m<sup>3</sup>.mês.

**KEYWORDS:** environmental valuation, raw water, irrigation district, choice experiment, mixed logit model.

## INTRODUÇÃO

O gerenciamento sustentável da água tem imposto grandes desafios para os gestores dos recursos hídricos, particularmente em regiões onde a oferta de água se mostra cada vez mais escassa (ALCON et al., 2014). Esta escassez crescente coloca em evidência a alocação eficiente da água entre os múltiplos usos (RIGBY et al., 2010). Dentre os setores da economia, a agricultura irrigada consome a maior parcela da oferta de água global, sendo responsável por 70% da água extraída (REVENGA et al., 2000). Este setor tem

sido considerado como aquele que gera o menor valor econômico pelo uso da água, sendo a fonte natural de realocação para as áreas urbanas (YOUNG, 2005).

Na agricultura, a precificação da água tem sido recomendada como um instrumento de gerenciamento da demanda capaz de promover a alocação economicamente eficiente (TURNER et al., 2004; ALCON et al., 2014; RIGBY et al., 2010). Além disso, a cobrança pelo uso da água pode se prestar a outros propósitos tais como a recuperação dos custos (MOLLE; BERKOFF, 2007) e promoção da equidade e sustentabilidade do uso da água (TURNER et



al. 2004; JOHANSSON et al. 2002; SPEELMAN et al., 2009). Porém, a precificação da água vai além da definição do preço a ser cobrado ao usuário, o arcabouço institucional, o contexto social e/ou a viabilidade técnica da cobrança devem ser levados em consideração em sua formulação.

O desempenho dos métodos de cobrança varia em função das condições no campo (clima, sistemas de cultivo, bacia hidrográfica), da estrutura administrativa e das variações nos custos de transação, o que determina sua adequabilidade e viabilidade de implantação. Os custos administrativos e de informação dos sistemas de preços podem afetar significativamente o desempenho do método de cobrança (SAMPATH, 1992). No caso de sistema de cobrança mal formulado, as dificuldades de implantação e gerenciamento do sistema hídrico podem elevar os custos de transação a níveis consideráveis que quando negligenciados do cálculo dos custos conduzem à alocação ineficiente da água (SPEELMAN et al., 2009).

Segundo Johansson et al. (2002), a precificação pode ser classificada em volumétrica, não volumétrica, por sistemas de cotas ou por mecanismos baseados no mercado. Cada um desses métodos considerados isoladamente tem sido ineficaz em alocar a água eficientemente (BORDEL; GÓMEZ-LIMÓN, 2000). Para ser efetiva, a precificação precisa ser combinada a instrumentos de natureza institucional, social e/ou técnico. Por exemplo, associar uma forma de precificação a um ou mais aspectos relevantes da demanda, tais como a certo nível de garantia da oferta de água e/ou a um mecanismo de troca de direitos de uso, etc., pode criar conjuntamente incentivos que conduzam à alocação eficiente da água (MOLLE; BERKOFF, 2007).

Um aspecto que tem sido ignorado pelos formuladores de políticas, assim como pela academia, é a preferência dos irrigantes por métodos de cobrança de água (TSUR, 2005; DINAR; MODY, 2004). A aceitação de um método de cobrança pelos irrigantes pode reduzir significativamente o custo de transação do mesmo, assim como a taxa de inadimplência, e tornar eficiente a alocação da água. Portanto, pressupõe-se que os irrigantes têm preferência pelos elementos que compõe o sistema de cobrança de água, tais como o valor tarifa, sistema de direitos de propriedade, nível de garantia hídrica, etc., que incluídos em um método de cobrança criam incentivos

econômicos para a alocação eficiente e equitativa da água (JOHANSSON et al., 2002).

Para tanto, esta pesquisa tem como foco investigar as preferências dos irrigantes, localizados em perímetros irrigados no estado do Ceará, com relação aos métodos de precificação da água (MPA). Especificamente, pretende-se definir cenários de cobrança de água bruta descrita por meio de atributos e aferir a disposição a pagar dos irrigantes de pequeno porte pelos níveis desses atributos, tendo como referência a forma de cobrança corrente (*status quo*). Para isto, utiliza-se a abordagem de preferência declarada, denominada método de Experimento de Escolha (ou Modelagem de Escolha), que consiste em apresentar ao respondente diferentes combinações de bens (conjunto de escolha), descrito em termos de atributos (características) e seus níveis, e fazê-lo escolher a alternativa que maximize sua utilidade.

O estudo empírico foi realizado no Perímetro Irrigado dos Tabuleiros de Russas (PITR), que está localizado nos municípios de Morada Nova, Limoeiro do Norte e Russas, no estado do Ceará. Este perímetro abrange a maior área de irrigação já implantada no Ceará, possuindo 659 lotes previstos apenas na primeira etapa do projeto (DNOCS, 2010). O sistema de cobrança por água bruta foi instituído em 2007, o qual consiste em dividir igualmente o custo total da água bruta pelo total de lotes. A água é ofertada de acordo com sua disponibilidade nos reservatórios e não existe garantia de volume mínimo de água para o lote ou de transação da outorga entre os irrigantes. Por ser um tipo de cobrança não volumétrica, esta abordagem não oferece o incentivo necessário para o uso eficiente da água na irrigação. Além disto, não se inclui dentre as formas de cobrança recomendadas pela legislação específica.

O método de Experimento de Escolha foi aplicado em contextos diferentes de demanda de água bruta de irrigação em alguns países (RIGBY et al., 2010; VEETTIL et al., 2011; ALCON et al., 2014). No Brasil, vários estudos estimaram o valor da água bruta para irrigação utilizando o método de valoração contingente. Porém, até o presente, não se tem conhecimento de nenhum trabalho que tenha utilizado o método de experimento de escolha para tal fim. Além de sua originalidade no contexto brasileiro, espera-se que o resultado desta pesquisa seja

útil para os gestores de recursos hídricos na elaboração de políticas de cobrança da água bruta.

O restante do artigo é dividido em três seções. Na segunda seção, apresenta-se a metodologia, na qual se delimita a área de estudo e descrevem o método de valoração, os modelos de regressão e os procedimentos de amostragem e coleta de dados. A terceira seção mostra os resultados da análise, em que se descreve o perfil dos irrigantes e interpreta os modelos de regressão e da análise de bem estar. Finalmente, na quarta seção, as principais conclusões são destacadas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O Perímetro Irrigado dos Tabuleiros de Russas (PITR) está localizado nos municípios de Russas, Limoeiro do Norte e Morada Nova, mais precisamente no trecho médio do vale do rio Jaguaribe, na chamada zona de Transição Norte dos Tabuleiros de Russas. O PITR faz parte do Plano de Desenvolvimento Agrícola do Governo Federal, estando sua implantação a cargo do Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS).

A implantação do Projeto se deu em duas etapas. Na primeira etapa, os lotes de irrigação ocupavam uma área de 11.762 ha, que foram entregues a pequenos produtores (4.149 ha), técnicos agrícolas (1.088 ha), agrônomos (496 ha), empresários (5.029 ha) e proprietários rurais adjacentes ao perímetro (1.000 ha). Os lotes de pequenos produtores totalizavam 495 unidades com área de 8 ha, dos quais 75 lotes eram designados a reassentados. Os lotes de técnicos agrícolas somavam 65 unidades, cada um com área de 16 ha. Os lotes de agrônomos e empresários totalizavam 21 e 78 unidades, com área de 25 e 67 hectares, respectivamente. A segunda etapa do projeto propõe-se expandir em 3.600 ha a área de irrigação, cuja fase de licitação não tinha sido divulgado até março de 2015.

O PITR produz frutas, hortaliças, grãos, pastagem, cana de açúcar, madeira (sabiá) e oleaginosas. Os sistemas de irrigação que predominam no PITR são o de microaspersão e gotejamento. Em 2013, a produção de frutas, olerícolas e hortícolas foi de 87,1 mil toneladas, cujo valor da produção foi estimado em R\$ 91.907.686,59.

A entidade gestora do Distrito de Irrigação do Perímetro dos Tabuleiros de Russas (Distar) é respon-

sável pela administração, operação e manutenção do perímetro. A Distar também executa a cobrança da água bruta dos lotes de irrigação. Para isto, a Distar registra o volume captado por cada lote e calcula o valor da tarifa que é incluída na parcela variável do K2. O K2, cujo coeficiente varia em função do tipo de lote (pequeno produtor, empresário, técnico agrícola e agrônomo), é prevista na Política Nacional de Irrigação, instituída pela Lei n. 12.787, de 11 de janeiro de 2013. Por fim, a Distar repassa o valor total arrecadado referente à cobrança pelo uso da água bruta para a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH) do estado do Ceará.

## MODELAGEM DE ESCOLHA

### Experimento de escolha

A modelagem de escolha (ME) é uma abordagem de preferência declarada (HANLEY et al., 2001) que tem como fundamentação a teoria do comportamento do consumidor, a teoria do valor das características (LANCASTER, 1966) e a teoria de utilidade randômica (McFADDEN, 1974). A abordagem de Lancaster (1966) considera que o consumidor obtém utilidade a partir das características que o bem possui (VIEETIL et al., 2011).

A técnica de ME consiste em apresentar ao respondente diferentes combinações de bens (opções ou cenários), descrito por meio de atributos (ou características) e seus níveis, diante dos quais o respondente escolhe a opção que melhor atende aos seus objetivos. O preço (ou custo) do bem é incluído entre os atributos, o que permite que se estime a disposição a pagar (DAP) por mudanças nos níveis dos outros atributos. Bennett e Adamowicz (2001) destacam que a modelagem de escolha oferece uma oportunidade para avaliar as preferências e estimar benefícios e custos a partir das variações na qualidade ambiental. A Modelagem de Escolha permite também fazer uso mais eficiente da amostra, já que um número maior de respostas é obtido de cada indivíduo (HANEMANN et al., 1991).

Uma função utilidade é definida, tendo como argumentos os atributos e os pesos atribuídos a cada atributo. Estes pesos são chamados de valor-parte (*part worth*) e refletem a importância relativa de cada atributo nas escolhas do indivíduo (BENNETT; ADAMOWICZ, 2001).

## Atributos e níveis do método de cobrança

O problema de decisão consiste da escolha do modelo de cobrança de água bruta descrito por meio de atributos e seus níveis. Os atributos e níveis dos métodos de cobrança foram definidos por meio de entrevistas com técnicos da COGERH e do DNOCS, gestores e irrigantes do Perímetro Irrigado dos Tabuleiros de Russas. Os métodos de cobrança da água bruta de irrigação são construídos pela combinação dos níveis de quatro atributos, a saber: (i) garantia de oferta mínima de água; (ii) transação do direito de uso da água; (iii) método de cobrança da água bruta; e (iv) valor da tarifa em reais (R\$) por 1.000 m<sup>3</sup>/mês.

O primeiro atributo, a garantia do consumo mínimo de água para irrigação, oferece ao produtor maior segurança hídrica para a produção. A insegurança na oferta hídrica aumenta o risco de fracasso da produção e cria dificuldades ao planejamento da fazenda. Por exemplo, o agricultor pode ficar relutante quanto a ampliação da área cultivada, exploração de culturas de alto valor comercial ou adoção de tecnologias. O aumento da garantia de oferta hídrica pode afetar o valor da tarifa a ser cobrada pela água bruta, já que, em situação de escassez, o aumento da garantia hídrica para um setor implicaria em transferir o risco de desabastecimento para outros setores. Portanto, o aumento da garantia hídrica para a irrigação pode elevar o valor da tarifa para os irrigantes, pois a mesma deve refletir o custo de oportunidade da água bruta neste setor.

Neste contexto, dois níveis de garantia de oferta hídrica foram considerados para o experimento de escolha: (i) ausência de garantia, que corresponde à situação corrente (*status quo*); e (ii) garantia mínima de oferta de 5.000 m<sup>3</sup>/mês (1,26 l/s). A garantia mínima de 5.000 m<sup>3</sup>/mês é considerada insuficiente para atender a demanda hídrica de algumas culturas, portanto, está bem abaixo do que seria necessário para uma garantia plena de oferta.

O segundo atributo estabelece a permissão ou não de transação de direito do uso da água bruta (outorga) entre os irrigantes no contexto de cobrança pela água bruta no PITR. De acordo com a legislação brasileira vigente, a transferência de outorga de água bruta somente pode ser feita mediante autorização emitida pela Secretaria de Recursos Hídricos e sujeita à alienação do empreendimento, o que torna inviável

a instituição do mercado de água no PITR. Porém, constatou-se, com base em informações dadas pelos próprios irrigantes, que transações de volumes de água têm ocorrido informalmente entre lotes do DITR, o que demonstra a possibilidade de ganhos de eficiência por meio deste mecanismo. Portanto, o método de cobrança é considerado sob dois contextos: (i) sem transação do direito de uso da água (*status quo*); e (ii) com transação.

A ausência de transação impede que os irrigantes se beneficiem de excedentes econômicos originados por meio do mercado. A transação do direito sobre o uso da água (outorga) poderia gerar uma receita adicional ao irrigante à medida que a água é realocada para usuários que possuem uma disposição a pagar maior pelo recurso, promovendo assim eficiência econômica. Em princípio, a possibilidade de transação de direitos sobre uso da água tenderia a elevar a tarifa, já que a mesma seria definida em função do custo de oportunidade da água.

O terceiro atributo, o método de cobrança (MC), pressupõe a possibilidade de o irrigante escolher entre diferentes formas de cobrança. Dos nove métodos de cobrança classificados por Molle e Berkoff (2008), três métodos foram selecionados para definir os níveis deste atributo: (i) cobrança por categoria de lote feita pelo Distrito de Irrigação (Distar) (*status quo*); (ii) cobrança volumétrica em blocos com aumento progressivo da tarifa, considerando o consumo individual de cada lote e pagamento direto à COGERH; e (iii) cobrança com base no tipo de cultura agrícola explorada no lote. A cobrança volumétrica em blocos com aumento progressivo da tarifa foi selecionado por ser considerada a forma que oferece maior eficiência para a alocação do recurso. A cobrança com base na cultura foi selecionada por permitir calcular uma tarifa fixa por cultura, sendo um mecanismo de fácil aplicação no campo pelo fato de permitir incorporar em seu cálculo a área cultivada.

O quarto atributo, tarifa da água bruta de irrigação, pressupõe três níveis de tarifa, a saber: (i) R\$ 3,00/1.000 m<sup>3</sup>.mês; (ii) R\$ 8,35/1.000 m<sup>3</sup>.mês; e (iii) R\$ 13,36/1.000 m<sup>3</sup>.mês. Estes níveis foram definidos com base no Decreto Estadual nº 31.195, de 16 de abril de 2013, que define que a tarifa pelo uso da água bruta na categoria de usuários da Irrigação em Perímetros Públicos ou Privados com captações em estrutura hídrica com adução da COGERH. De

TABELA 1

**Atributos dos métodos de cobrança de água bruta, seus níveis e respectivos nomes das variáveis, usadas no desenho experimental da pesquisa**

Atributo	Nível	Variável
Garantia de oferta mínima de água ( $10^3$ m <sup>3</sup> /mês)	0 ( <i>sq</i> <sup>1</sup> )	<i>GARZERO</i>
	5	<i>GAR5MIL</i>
Transação	Sem ( <i>sq</i> )	<i>COMTRANS</i>
	Com	<i>SEMTRANS</i>
	Distar ( <i>sq</i> )	<i>MCDISTAR</i>
Método de Cobrança	Cultura	<i>MCCULTURA</i>
	Volumétrica	<i>MCVOLUME</i>
	3,00	
Tarifa (R\$/10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> .mês)	8,35 ( <i>sq</i> )	<i>TARIFA</i>
	13,36	

Nota: (1) *sq* significa status quo (ou situação corrente).

Fonte: Elaborado pelos autores.

acordo com este decreto, os usuários podem ser enquadrados em dois níveis de tarifas: (i) R\$ 8,35/1.000 m<sup>3</sup>.mês para o consumo de 1.440 a 46.999 m<sup>3</sup>.mês; e (ii) R\$ 13,36/1.000 m<sup>3</sup>.mês para consumo a partir de 47.000 m<sup>3</sup>/mês. Para o experimento de escolha, a tarifa de menor valor corresponde ao que foi definido no decreto para o consumo a partir de 19.000 m<sup>3</sup>/mês em perímetros públicos de irrigação com captações em mananciais sem adução da COGERH. Em virtude dos acordos firmados internamente entre representantes da COGERH e do Distar, a tarifa cobrada aos lotes de pequenos produtores do PITR era de R\$ 8,35/1.000 m<sup>3</sup>.mês (*status quo*).

A Tabela 1 apresenta os atributos, seus níveis e nomes das variáveis, usados no planejamento experimental da pesquisa.

### Desenho experimental

O desenho experimental permite escolher subconjuntos de alternativas a partir do total de alternativas possíveis, de forma estatisticamente eficiente, para serem incluídas no questionário (BATEMAN et al., 2002). Nesta pesquisa, foi utilizado o planejamento fatorial fracionário dos efeitos principais, o qual possui a propriedade da ortogonalidade. Esta propriedade garante que cada atributo incluído na alternativa não esteja correlacionado com qualquer dos outros atributos. O efeito prático disso é que a influência de mudanças em qualquer dos atributos pode ser identificada e mensurada. Somado a isto, foi utilizado o delineamento dos efeitos principais que assume que a utilidade de cada alternativa depende diretamente

de cada atributo, ou seja, desconsideram-se os efeitos que possam se originar de interações entre atributos (BATEMAN et al., 2002).

A combinação fatorial completa dos atributos que descrevem os métodos de cobrança de água bruta gerou um total de 36 combinações possíveis. O total de combinações possíveis é calculado pela seguinte expressão:  $2^2 \cdot 3^2 = 36$ ; onde os numerais 2 e 3 correspondem ao número de níveis dos atributos enquanto o expoente 2 representa o número de atributos para ambos os níveis de atributos. O pacote estatístico *SPSS Statistics Base 20* foi utilizado para definir o desenho mínimo eficiente do planejamento fatorial fracionário dos efeitos principais. Do total de alternativas possíveis, foram selecionados nove cenários para o desenho experimental.

Os cenários definidos foram usados para construir os conjuntos de escolha, cada um deles formado por três opções: dois cenários alternativos e o cenário corrente (SQ). Esta última opção representa a opção de desistência (ou *opt-out*), ou seja, quando o irrigante prefere a situação corrente a qualquer dos cenários propostos. A Tabela 2 mostra a composição dos cenários conforme o desenho experimental mínimo eficiente.

O número de combinações possíveis não ordenadas dos cenários totalizou 36 pares, obtida pela fórmula:  $c \cdot (c - 1) / 2 = 36$ ; onde  $c$  é o número de cenários ( $c=9$ ). Os 36 conjuntos de escolha foram divididos em seis blocos, cada bloco formado por seis subconjuntos de escolha. A distribuição dos conjuntos de escolha em blocos permitiu reduzir o tamanho da amostra e aumentar a eficiência da análise das preferências.

TABELA 2

Desenho ortogonal de efeitos principal gerado a partir do software estatístico IBM SPSS Statistics Base 20

Cenário	Garantia (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /mês)	Transação	Método de Cobrança	Tarifa (R\$/10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> .mês)
SQ	0	Sem	Distar	8,35
C1	5	Com	Distar	8,35
C2	0	Com	Distar	13,36
C3	5	Com	Cultura	13,36
C4	5	Com	Cultura	3,00
C5	0	Com	Volumétrico	3,00
C6	5	Sem	Distar	3,00
C7	5	Com	Volumétrico	8,35
C8	5	Sem	Volumétrico	13,36
C9	0	Sem	Cultura	8,35

Fonte: Elaborado pelos autores.

A estratégia adotada para construir os conjuntos de escolha consistiu em, inicialmente, combinar os cenários que tinham o maior número de níveis de atributos comuns com os níveis dos atributos do cenário de referência (*status quo*). Em seguida, foram pareados cenários que compartilhavam o maior número de níveis dos atributos comuns entre si. Desta forma, procurou-se facilitar a escolha do irrigante ao reduzir ao menor número possível os atributos distintos entre os cenários. O Quadro 1 apresenta o desenho experimental descrito em termos de conjunto de escolha (CE) e pares de cenários (Opção 1 e 2), os quais são distribuídos em seis blocos. Embora esteja presente em todos os conjuntos de escolha, a opção *opt-out* (SQ) foi omitida do Quadro 1.

Em cada conjunto de escolha, pressupõe-se que o irrigante compara os níveis de utilidade obtidos nos dois cenários propostos com a situação corrente (SQ) e, baseado nesta avaliação, escolhe a opção que lhe proporciona o maior nível de utilidade, ou seja, aquela que

melhor atende seus objetivos. Depois de fazer sua escolha, procura-se identificar as razões que motivaram sua escolha por meio de questões de verificação (ou *follow up*).

Este delineamento permitiu que o respondente respondesse o questionário em um tempo razoável e evitasse a fadiga ao executar a tarefa de escolha. Desvousges e Smith (1987) acreditam que blocos de conjuntos de escolhas de quatro a seis elementos produzem respostas mais consistentes, enquanto que mais de oito conjuntos torna o experimento complexo para a maioria dos entrevistados (CARSON et al., 1994; PEARCE, 2006).

Duas formas de apresentação dos cenários no questionário foram testadas no pré-teste do questionário, a saber: (i) descrição textual do cenário; e cenário retratado por imagem. Com base nos resultados do pré-teste, constatou-se que o uso de imagem facilitou tanto a compreensão das informações contidas nos cenários quanto a tarefa de escolha da alternativa preferida pelo respondente. A Figura 1 mostra as imagens dos nove

QUADRO 1

Desenho experimental da pesquisa

CE	BLOCO 01		BLOCO 02		BLOCO 03		BLOCO 04		BLOCO 05		BLOCO 06	
	Opção 01	Opção 02	Opção 01	Opção 02	Opção 01	Opção 02	Opção 01	Opção 02	Opção 01	Opção 02	Opção 01	Opção 02
1	C8	C2	C3	C2	C2	C1	C8	C6	C2	C6	C8	C3
2	C7	C6	C5	C7	C4	C9	C2	C7	C8	C7	C6	C5
3	C4	C5	C9	C3	C5	C3	C5	C9	C1	C9	C7	C9
4	C3	C7	C1	C8	C6	C7	C1	C7	C3	C6	C3	C1
5	C9	C6	C4	C6	C1	C5	C5	C2	C5	C8	C4	C7
6	C1	C4	C9	C8	C2	C4	C4	C8	C4	C3	C2	C9

Fonte: Elaborado pelos autores.



FIGURA 1 – Imagens que retratam os nove cenários utilizados nos conjuntos de escolha.

Fonte: Elaborado pelos autores.

cenários utilizados para construir os conjuntos de escolha.

## MODELO DO EXPERIMENTO DE ESCOLHA

O modelo de experimento de escolha assume que o irrigante é um tomador de decisão que busca maximizar sua utilidade em função de seus objetivos privados. O sistema de cobrança de água bruta é um componente importante do processo de tomada de decisão na propriedade e que pode afetar a lucratividade da fazenda, uma vez que o sistema de cobrança determina o regime de uso da água.

Assume-se que o irrigante tem preferência formada pelos atributos e níveis que descrevem o sistema de cobrança de água bruta. Neste contexto, um irrigante

diante de um conjunto fixo de alternativas ( $j = 1, \dots, J$ ) de sistemas de cobrança de água bruta, cada sistema descrito por um conjunto de atributos ( $k=1, \dots, K$ ), dentre os quais inclui-se o valor da tarifa, irá escolher a opção  $j$  se o nível de utilidade desta opção for maior do que o nível de utilidade oferecido por qualquer uma das demais alternativas.

A função de utilidade indireta  $U_{ij}$  de um indivíduo  $i$  que escolhe a alternativa  $j$ , a partir de um conjunto de escolha  $C$ , pode ser decomposta em uma parte determinística e observável ( $V_{ij}$ ), e outra estocástica ( $\varepsilon_{ij}$ ), não observável. Tipicamente, a parte determinística é especificada como a combinação linear das variáveis explicativas ( $X_{ij}$ ) com parâmetros  $\beta$ , como mostra a equação a seguir:

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij} = \beta X_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

onde:  $X_{ij}$  é o vetor das variáveis que descrevem as alternativas de escolha e as características socioeconômicas dos indivíduos.

Se o indivíduo escolher a alternativa que maximize sua utilidade, então a probabilidade de o indivíduo  $i$  escolher a alternativa  $j$  ao invés de  $h$ , ambas pertencentes ao conjunto de escolha  $C$ , é dada pela seguinte expressão:

$$\Pr(\beta X_{ij} + \varepsilon_{ij} > \beta X_{ih} + \varepsilon_{ih}) = \Pr(\varepsilon_{ij} - \varepsilon_{ih} > \beta X_{ih} - \beta X_{ij}) \quad (2)$$

Assumindo que os termos do erro seguem a distribuição Gumbell, obtém-se o modelo condicional (McFADDEN, 1974; ALCON et al., 2014; BELL et al., 2014), cuja probabilidade de escolha da alternativa  $j$  feita pelo indivíduo  $i$  é dada pela seguinte equação:

$$\Pr(j|X_{ij}, \beta) = \frac{\exp(\beta X_{ij})}{\sum_j \exp(\beta X_{ij})} \quad (3)$$

O modelo logit condicional (MLC) é amplamente aplicado para modelar escolhas. Este modelo assume que as escolhas possuem a propriedade de independência e irrelevância das alternativas (IIA), que se origina a partir do pressuposto de distribuição idêntica e independente (IID). A IIA determina que a razão das probabilidades de escolha de duas alternativas quaisquer não seja afetada pela inclusão ou remoção de qualquer uma delas (BEN-AKIVA e LERMAN, 1985; BLAMEY et al., 1999). Este pressuposto implica que as preferências dos indivíduos são homogêneas. O modelo de utilidade aleatória padrão somente pode ser empregado se esta propriedade não for violada (ALCON et al., 2014), condição esta verificada por meio do teste de Hausman-McFadden (HENSHER et al., 2005).

O modelo logit condicional é estimado pela abordagem clássica de maximização da função de verossimilhança (HANLEY et al., 2001). Uma vez estimado o modelo logit condicional, que representa a parte determinística da função de utilidade indireta ( $V_{ij}$ ), a probabilidade do indivíduo  $i$  de escolher a alternativa  $j$  a partir do conjunto de escolha é estimada substituindo os níveis apropriados dos atributos e das

características socioeconômicas na função de utilidade estimada.

Os irrigantes podem se diferenciar quanto às suas características demográficas e socioeconômicas, o que pode tornar heterogênea as preferências dos irrigantes com relação aos métodos de cobrança de água (BELL et al., 2014). O modelo logit de parâmetros aleatórios (MLPA), também denominado de modelo logit misto (MLM), é comumente utilizado para avaliar a heterogeneidade das preferências.

O modelo logit misto relaxa a suposição de alternativas independentes e irrelevantes que embasa o modelo logit condicional, permitindo que os parâmetros sejam distribuídos aleatoriamente na população (BEN-AKIVA; LERMAN, 1985). Desta forma, as preferências variam aleatoriamente entre os indivíduos, estando as escolhas condicionadas a especificação da distribuição dos coeficientes (McFADDEN; TRAIN, 2000; RIGBY et al., 2010), o que permite capturar a heterogeneidade das preferências (ALCON et al., 2014).

Definindo a distribuição dos parâmetros  $\beta$  pelo vetor de parâmetros  $\varphi$  (tipicamente, a média e variância da distribuição), a probabilidade do indivíduo  $i$  escolher a alternativa  $j$  ( $P'_{ij}$ ), a partir de um conjunto de escolha  $C$ , é dada pela seguinte expressão (TRAIN, 2003; RIGBY et al., 2010):

$$P'_{ij} = \int \exp(\beta_i X_{ij}) / \sum_i \exp(\beta_i X_{ij}) f(\beta|\varphi) d\beta \quad (4)$$

onde:  $\beta_i$  é um vetor de parâmetros de preferências individuais;  $f(\beta|\varphi)$  é a função de densidade de probabilidade para  $\beta$  definido sobre um vetor de parâmetro  $\varphi$ . A matriz  $\varphi$  define os parâmetros que caracterizam a distribuição dos parâmetros aleatórios (e.g., normal, log-normal, triangular etc.) definida pelo pesquisador. Os coeficientes de todos os atributos, exceto o atributo de custo (tarifa), variam de acordo com a distribuição normal e não se correlacionam entre si (BELL et al., 2014).

Assumir coeficiente do custo (tarifa) fixo elimina a possibilidade de preferências heterogêneas sobre os custos (tarifa). Este pressuposto permite obter uma única estimativa da distribuição da disposição a pagar dos atributos, mesmo com a distribuição dos coeficientes estocásticos dos atributos (BELL et al., 2014).

Esta função é estimada por meio de simulação seguindo a função densidade  $f(\beta|\varphi)$ . Para isto, utiliza-se uma função logarítmica da verossimilhança ( $LL$ ) que também é usada para medir o grau de ajustamento dos dados ao modelo (AGRESTI, 2002). Para comparação dos modelos, usa-se a razão de logaritmos de verossimilhança ( $LR$ ), denominado de *deviance*, que possui distribuição normal (HENSHER et al., 2005; AGRESTI, 2002). O teste Wald e a razão de verossimilhança ( $LR$ ) são usados para verificar a significância dos parâmetros individuais no modelo (HOSMER; LEMESHOW, 2000).

Nesta pesquisa, seguindo Barton e Bergland (2010), calcula-se a disposição a pagar (excedente de compensação) por uma mudança (melhoria) não marginal no conjunto de atributos da política. Segundo Hanemann (1984), a DAP pode ser calculada pela seguinte equação:

$$DAP = \beta_y^{-1} \ln \left[ \frac{\sum_j \exp(V_j^1)}{\sum_j \exp(V_j^0)} \right] = \beta_y^{-1} \left[ \ln \sum_j \exp(V_j^1) - \ln \sum_j \exp(V_j^0) \right] \text{ com } j \in C \quad (5)$$

onde:  $V_j^0$  é a utilidade inicial da opção  $j$ ;  $V_j^1$  é a utilidade final da opção  $j$ ;  $\beta_y$  é a utilidade marginal da renda (dinheiro) que corresponde ao coeficiente do atributo de preço (ou custo); e  $C$  é o conjunto de escolha apresentado ao indivíduo. As variações em  $V_j^0$  e  $V_j^1$  podem surgir a partir de mudanças nos atributos das alternativas ou exclusão (ou inclusão) de alternativas.

O coeficiente de um atributo ( $\beta_k$ ) expressa a preferência de um indivíduo por este atributo, podendo ser interpretado como a utilidade marginal. Portanto, a disposição a pagar ( $DAP$ ) por um atributo é expressa pela taxa marginal de substituição deste atributo por dinheiro (BELL et al., 2014; HANLEY et al., 2001). Assumindo que a parte determinística da utilidade é linear em seus parâmetros, a  $DAP$  para qualquer um dos atributos ( $k$ ), também denominada de preço implícito, é calculada pela seguinte expressão para o MLC e MLM, respectivamente:

$$DAP_k = -\beta_k/\beta_y \quad (6)$$

$$E(DAP_k) = -E(\beta_k)/\beta_y \quad (7)$$

A melhoria no nível do atributo teria uma utilidade marginal positiva, indicando que o indivíduo estaria disposto a pagar pela melhoria na qualidade do atributo. Por outro lado, o declínio no nível do atributo resultaria em utilidade marginal negativa, indicando que o indivíduo teria que receber uma compensação pelo declínio no nível do atributo.

Para calcular o intervalo de confiança da  $DAP$  estimadas pelos modelos logit condicional e misto emprega-se o método proposto por Krinsky-Robb, também conhecido como *bootstrap* paramétrico (BARTON; BERGLAND, 2010; KRINSKY; ROBB, 1986, 1990).

## COLETA DE DADOS

### Amostragem

Os irrigantes proprietários de lotes de pequenos produtores do PITR, que se encontravam em operação no ano de 2014, formaram a população amostral desta pesquisa. Do total de 495 lotes de pequenos produtores, 50,3% (ou 249 lotes) estavam devidamente cadastrados no Distar, porém, apenas 28% do total (ou 139) possuíam registro de consumo de água ou estavam engajados na agricultura irrigada. Por esta razão, a população amostral efetiva para o cálculo da amostra foi de 139 lotes.

A amostragem baseou-se na abordagem probabilística, ou seja, a probabilidade de escolha da observação na amostra é conhecida pelo analista. Considerando que a população de irrigantes na área de estudo é finita, o tamanho da amostra foi calculado com base na estimativa da proporção populacional, dada pela equação a seguir:

$$n = \frac{[Np(1-p)Z^2]}{[p(1-p)Z^2 + (N-1)e^2]} \quad (8)$$

onde:

$n$ : tamanho da amostra;

$N$ : tamanho da população ( $N=139$ );

$Z$ : Valor padronizado para o nível de confiança de 95% ( $Z=1,96$ );

$e$ : Margem de erro máximo aceitável (0,05);



$p$ : Proporção da variável de interesse na população ( $p=0,5$ ).

Para o cálculo do tamanho da amostra assumiu-se nível de confiança de 95%, margem de erro de 5% e proporção da variável de interesse na população de 50%. Aplicando a Equação 12 aos parâmetros especificados, o tamanho da amostra foi estimado em 30 irrigantes.

### Questionário

O questionário foi elaborado com o objetivo de coletar dados quantitativos e qualitativos sobre o irrigante, seu lote e suas preferências com relação ao método de cobrança de água bruta no PIRT. O questionário era composto por 58 questões abertas e fechadas, distribuídas em cinco partes, a saber: (i) identificação e informações do irrigante (nome, endereço, telefones de contato, etc.); (ii) caracterização produtiva do lote (área da propriedade, área cultivada, culturas agrícolas desenvolvidas, sistemas de irrigação, etc.); (iii) atitudes e comportamento do irrigante com relação ao uso da água e método de cobrança; (iv) experimento de escolha (descrição dos atributos dos cenários e da tarefa de escolha, seis conjuntos de escolha, e questões *follow-up*); e (v) caracterização demográfica e socioeconômica (idade, tamanho da família, escolaridade, renda mensal do irrigante, participação em associações produtivas, etc.).

O questionário foi submetido a um pré-teste com uma pequena amostra de cinco irrigantes do PIRT com o propósito de identificar problemas e vieses potenciais no instrumento. Com base neste pré-teste, a estrutura do questionário foi reformulada e algumas questões foram eliminadas e outras reescritas para facilitar a compreensão por parte do respondente. O pré-teste permitiu também observar o tempo de duração de aplicação do questionário que ficou com duração média de 30 minutos.

Os questionários foram aplicados diretamente aos irrigantes (face a face) no próprio lote, durante o período de dezembro de 2014 a janeiro de 2015. Os respondentes foram selecionados de forma aleatória, os mesmos sendo convidados a participar voluntariamente da pesquisa. Porém, alguns lotes selecionados aleatoriamente foram descartados da pesquisa por não ter no local pessoa apta a responder o questionário. Os questionários foram aplicados por três alunos do

Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), os quais foram devidamente treinados para executar a tarefa.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Análise do Perfil do Irrigante e do Lote

A totalidade dos irrigantes da amostra era do sexo masculino e possuía média de idade de 43,4 anos (Tabela 3). O maior percentual dos irrigantes possuía até o ensino médio completo, correspondendo 74% da amostra. O percentual de irrigantes que possuíam nível de escolaridade superior ou pós-graduação se mostrou significativo, abrangendo 27% da amostra. A escolaridade dos irrigantes se diferenciou de forma marcante do nível de escolaridade do agricultor no meio rural cearense que fica em torno de 4,2 anos de estudos, ou seja, não ultrapassando o ensino fundamental (MENDONÇA et al., 2010).

A maioria dos produtores (63%) possuía uma renda mensal de até três salários mínimos. Os irrigantes com renda superior a três salários mínimos representavam 37% da amostra (Tabela 3). Em termos de salário mínimo vigente a partir de janeiro de 2015 (R\$ 788,00), a média da renda mensal do irrigante foi estimada em 3,6 salários mínimos (R\$ 2.863,00). Lacerda e Oliveira (2007) registraram uma renda bruta por família, durante o ano de 2004, de R\$ 3.090,00, em Limoeiro do Norte (município onde o PIRT está localizado), o que corresponde a R\$ 257,50 por mês ou cerca de 1 salário mínimo (salário mínimo em 2004 de R\$ 260,00). Tal discrepância pode ser atribuída ao fato que a renda média do irrigante registrada nesta pesquisa envolve outras fontes de renda que não apenas a agricultura irrigada.

A renda proveniente da agricultura irrigada no PIRT representou uma parcela significativa da renda do irrigante amostrado. Para 80% dos irrigantes, a renda agrícola representou mais de 41% de sua renda familiar mensal (Tabela 3). Uma parcela significativa dos irrigantes dependia de transferências governamentais (e.g. Bolsa Família) e da renda não agrícola na formação da renda familiar. Mendonça et al. (2010, p. 530), estudando as causas da pobreza rural no Ceará, ressalta que “as transferências governamentais podem contribuir para impulsionar as atividades agropecuárias locais”.

TABELA 3  
Estatísticas descritiva das características socioeconômicas dos irrigantes amostrados no PITR

Indicadores	Média	Desvio Padrão
Idade do irrigante (anos)	43,4	11,51
Nível de escolaridade		
Não lê nem escreve	0,03	0,18
Ensino Fundamental Incompleto	0,30	0,47
Ensino Fundamental Completo	0,07	0,25
Ensino Médio Incompleto	0,17	0,38
Ensino Médio Completo	0,17	0,38
Ensino Superior Incompleto	0,07	0,25
Ensino Superior Completo	0,10	0,31
Pós-Graduação	0,10	0,31
Renda mensal do irrigante		
Até um salário mínimo	0,30	0,47
De um a três salários mínimos	0,33	0,48
De três a cinco salários mínimos	0,17	0,38
Acima de cinco salários mínimos	0,20	0,41
Participação da renda agrícola		
0%	0,10	0,31
De 1% a 20%	0,07	0,25
De 21% a 40%	0,03	0,18
De 41% a 60%	0,20	0,41
De 61% a 80%	0,23	0,43
De 81% a 100%	0,37	0,49

Fonte: Dados da pesquisa

TABELA 4  
Estatística descritiva das características dos lotes dos irrigantes amostrados no PITR

Indicadores	Média	Desvio Padrão
Área do lote (ha)	8,35	1,46
Área irrigada (ha)	5,77	2,50
Microaspersão (ha)	5,31	2,46
Gotejamento (ha)	3,00	2,13
Sistema de irrigação		
Microaspersão	0,63	0,31
Gotejamento	0,10	0,49
Microaspersão e Gotejamento	0,27	0,45
Culturas Temporárias		
Mandioca	0,32	0,48
Feijão	0,16	0,37
Capim	0,13	0,34
Batata doce	0,10	0,30
Outro (sorgo, milho)	0,10	0,30
Culturas Semiperenes e Perenes		
Banana	0,61	0,50
Goiaba	0,45	0,51
Acerola	0,19	0,40
Mamão	0,10	0,30
Outro (coco, manga, graviola, uva)	0,26	0,44

Fonte: Dados da pesquisa

A Tabela 3 mostra a média e o desvio padrão das características socioeconômicas dos irrigantes amostrados no PITR.

A área do lote variou entre 0,5 e 14 ha, com médio de 8,35 ha e desvio padrão de 1,46 ha. A média da área irrigada foi 5,77 ha, com desvio padrão de 2,5 ha. Em termos médios, a área irrigada representou 70% da área total do lote, o que demonstra que uma parcela considerável da área do lote encontrava-se ociosa naquele ano, o que pode ser explicado pela seca que afetou a região no período de 2011 a 2015.

Em termos médios, a área irrigada por microaspersão foi maior do que a área irrigada por gotejamento, 5,31 e 3,0 ha, respectivamente. Do total de lotes amostrados, 63% deles utilizavam apenas microaspersão, 10% apenas gotejamento e 27% utilizavam os dois sistemas de irrigação na propriedade. Portanto, a microaspersão foi o sistema de irrigação predominante nos lotes amostrados, tanto em frequência de uso quanto área irrigada.

As culturas agrícolas exploradas nos lotes, em 2014, com maior frequência, segundo indicações dos irrigantes, foram: mandioca (32%) e feijão (16%), entre as culturas temporárias; e banana (61%), goiaba (45%) e acerola (19%), entre as culturas semiperenes e perenes (Tabela 4). Souza et al. (2006), estudando a eficiência de irrigação em perímetros irrigado no estado do Ceará, constaram que as culturas semiperenes e perenes têm maior demanda de água do que as culturas temporárias.

A Tabela 4 apresenta a média e o desvio padrão das variáveis que descrevem as características dos lotes amostrados no PITR.

## ANÁLISE DAS PREFERÊNCIAS DOS IRRIGANTES

Para a análise das preferências dos irrigantes por métodos de cobrança de água bruta no PITR foram estimados quatro modelos logísticos: modelo logit condicional (MLC), simples e expandido (MLC 1 e 2); e modelo logit misto (MLM), simples e expandido (MLM 1 e 2). O modelo logit simples considerou apenas os efeitos principais dos atributos enquanto o modelo logit expandido incluiu ambos, os atributos do método de cobrança e os termos de interação entre variáveis. Os resultados dos modelos estimados são mostrados na Tabela 5.

Depois de testar a significância de vários termos de interação, foram mantidas nas versões expandidas dos modelos logit condicional e misto as seguintes variáveis:

área irrigada versus cobrança por cultura (*AREAIRRXMCCULTURA*); área irrigada versus garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês (*AREAIRRXGAR5MIL*); escolaridade versus cobrança por cultura (*ESCOLXMCCULTURA*); escolaridade versus garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês (*ESCOLXGAR5MIL*); localização do lote versus cobrança por cultura (*LIMOXMCCULTURA*); e localização versus garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês (*LIMOXGAR5MIL*).

Comparando o logaritmo da verossimilhança (LL) do modelo final com o do modelo nulo (sem variáveis explicativas), observa-se que os modelos finais ajustaram melhor os dados do que o modelo nulo, o que foi confirmado pela significância ao nível de 1% do teste da razão de verossimilhança (LR) para os quatro modelos estimados. Portanto, as variáveis explicativas conjuntamente se mostraram significativas em explicar as probabilidades de escolhas dos sistemas de cobrança de água bruta pelos irrigantes.

Os critérios de seleção dos modelos foram o pseudo R-quadrado (pseudo R<sup>2</sup>) e os critérios de informação, Akaike (AIC) e Bayesiana (BIC). Esses critérios mostraram resultados ambíguos para ambos os modelos, logit condicional e misto. O pseudo R<sup>2</sup> somente foi calculado para os modelos logit condicionais.

Para os modelos logit condicionais, o MLC 2 foi ligeiramente melhor do que o MLC 1 em ajustar os dados, tomando como base o pseudo R<sup>2</sup>. Já os testes AIC e BIC foram inconclusivos quanto à identificação do melhor dentre os modelos logit condicionais: o AIC indicou o MLC 2 enquanto o BIC apontou o MLC 1. Por sua vez, o teste de Hausman-McFadden mostrou que os dois modelos logit condicionais (MLC 1 e 2) violaram o pressuposto IIA. Por esta razão, os dados foram ajustados utilizando o modelo logit misto que dispensa a observância do pressuposto de IIA e permite controlar a heterogeneidade das preferências dos irrigantes pelos métodos de cobrança.

Para os modelos logit mistos, os critérios de informação, AIC e BIC, também foram ambíguos quanto a identificar o melhor modelo: o AIC indicou o MLM 2 enquanto o BIC apontou o MLM 1. Porém, comparando todos os modelos estimados, embora não seja possível dizer qual dos quatro é o melhor, os modelos logit mistos ajustaram melhor os dados do que os modelos logit condicionais. Assim sendo, os coeficientes das variáveis são interpretadas com base nestes dois modelos (MLM 1 e 2).

No modelo logit misto simples (MLM 1), todos os coeficientes dos atributos se mostraram significativos

TABELA 5  
Modelos Logísticos dos Métodos de Cobrança de Água Bruta do PITR

Variáveis	Modelo Logit Condicional <sup>1</sup>				Modelo Logit Misto <sup>2</sup>			
	MLC 1		MLC 2		MLM 1		MLM 2	
	Coef.	P > z	Coef.	P > z	Coef.	P > z	Coef.	P > z
<i>MCCULTURA</i>	-1.311***	0.005	0.650	0.546	-2.099***	0.005	0.691	0.633
<i>MCVOLUME</i>	0.493***	0.001	0.585*	0.078	0.809*	0.066	0.844*	0.065
<i>COMTRANS</i>	0.429	0.111	0.616*	0.068	0.773*	0.095	0.860*	0.065
<i>GAR5MIL</i>	2.275***	0.001	-1.658*	0.074	4.559***	0.001	-1.220	0.543
<i>TARIFA</i>	-0.791***	0.001	-0.895***	0.000	-1.209***	0.000	-1.140***	0.000
<i>AREAIRR X MCCULTURA</i>			-0.473**	0.014			-0.590**	0.031
<i>AREAIRR X GAR5MIL</i>			0.780***	0.000			1.047***	0.009
<i>EDUC X MCCULTURA</i>			-1.471**	0.049			-1.894*	0.084
<i>EDUC X GAR5MIL</i>			1.075*	0.078			0.926	0.523
<i>LIMO X MCCULTUR</i>			3.126***	0.000			4.083***	0.002
<i>LIMO X GAR5MIL</i>			-1.564**	0.025			-2.364	0.136
<i>DP(MCCULTURA)</i>					2.016**	0.035	-0.733	0.491
<i>DP(MCVOLUME)</i>					-0.383	0.686	-0.483	0.599
<i>DP(COMTRANS)</i>					-1.049*	0.069	-0.953	0.145
<i>DP(GAR5MIL)</i>					3.749**	0.010	2.574***	0.006
<i>ASC</i>	1.557***	0.005	1.662***	0.006	2.518***	0.002	2.233***	0.005
Número de obs.	537		537		537		537	
Número de parâmetros	6		12		6		12	
LL (nulo)	-116.49		-104.71		-114.93		-98.05	
LL (final)	-115.07		-98.13		-102.20		-91.19	
LR chi2(5)	163.16***		197.03***		25.74***		13.89***	
Pseudo R <sup>2</sup>	0.4148		0.5010					
AIC	242.15		220.27		224.41		214.38*	
BIC	267.86		271.70		267.27*		282.95	
LR chi2(5) (Lr/Lu)			33.88***					

Notas: (\*), (\*\*) e (\*\*\*) significam significativos ao nível de 10%, 5% e 1%, respectivamente. MLC 1 é o modelo logit condicional simples; MLC 2 é o modelo logit condicional expandido; MLM 3 é o modelo logit misto simples; e o MLM 4 é o modelo logit misto expandido. (1) Os modelos logits condicional, simples e expandido, foram estimados por meio do comando *clogit* do programa estatístico Stata 13; (2) Os modelos logits mistos, simples e expandido, foram estimados por meio do comando *mixlogit* do programa estatístico Stata 13.

Fonte: Dados da pesquisa

ao nível de 5% e apresentaram os sinais intuitivamente esperados. Os coeficientes aleatórios dos desvios padrões das variáveis *MCCULTURA*, *COMTRANS* e *GAR5MIL* foram significativos apenas ao nível de 10%. O coeficiente do desvio padrão relativo ao método de cobrança volumétrico (*MCVOLUME*) não se mostrou significante ao nível de 10%.

O modelo logit misto expandido (MLM 2) confirmou os sinais dos coeficientes no modelo logit misto simples (MLM 1). No MLC 2, ao incluir os termos de interação, algumas variáveis deixaram de ser significantes

ao nível de 10%, como foi o caso de *MCCULTURA*, *GAR5MIL*, *DP(MCCULTURA)*, *DP(MCVOLUME)* e *DP(COMTRANS)*. Esta instabilidade quanto à significância das variáveis pode ser um sintoma da presença de multicolinearidade no modelo logit misto expandido.

No modelo logit misto simples (MLM 1), os coeficientes que obtiveram sinais positivos, que significam ganhos de utilidade para os irrigantes individuais, foram a cobrança volumétrica (*MCVOLUME*), transação do direito de uso da água bruta (*COMTRANS*) e garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês (*GAR5MIL*). Os coeficientes que obtiveram

sinais negativos, que significam perdas de utilidade dos irrigantes, foram: cobrança por cultura (*MCCULTURA*) e tarifa da água bruta (*TARIFA*). Todos os coeficientes mostraram-se estatisticamente significantes ao nível de 10% ou menos.

No modelo logit condicional expandido (MLM 2), os coeficientes dos atributos do método de cobrança que se mostraram significantes, ao nível de até 10%, foram a cobrança por volume (*MCVOLU*), com transação do direito de uso da água (*COMTRANS*) e a tarifa da água bruta (*TARIFA*). Dentre os coeficientes dos termos de interação, apenas *EDUCXGAR5MIL* e *LIMOXGAR5MIL* não se mostraram significativos. Os coeficientes garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês (*GAR5MIL*) e método de cobrança por cultivo (*MCCULTURA*) não foram significantes nem mesmo ao nível de 10%. Dentre os coeficientes dos desvios padrões, somente a garantia de água bruta apresentou significância ao nível de 1%. Isto significa que os coeficientes da cobrança por cultura, cobrança por volume, e com transação poderiam ter sido considerados como variáveis não aleatórias.

Em ambos os modelos, MLM 1 e 2, a tarifa de água bruta (*TARIFA*) obteve coeficiente negativo e significativo ao nível de 1%. Portanto, a tarifa é negativamente correlacionada com a probabilidade de escolha, o que significa que, mantendo as outras variáveis constantes, quanto maior a tarifa de água bruta, menor a utilidade dos irrigantes. Este resultado está de acordo com a racionalidade econômica e confirma os resultados obtidos por Blamey et al. (1999) e Veetil et al. (2014).

No MLM 1, o método de cobrança por cultura (*MCCULTURA*) foi significativo ao nível de 1% e apresentou sinal negativo. O sinal negativo do coeficiente da *MCCULTURA* significa que a utilidade do irrigante diminuiu com o método de cobrança por cultura. Talvez porque a cobrança por cultura limite a capacidade do irrigante em responder ao aumento da tarifa, já que as culturas agrícolas menos intensiva em água e de elevado valor comercial sejam em menor número.

Esta racionalidade é confirmada, no MLM 2, ao observar a variável *MCULTURA* interagindo com outras variáveis. A probabilidade de escolha do método de cobrança por cultura diminuiu quando o nível de escolaridade do irrigante aumentou, já que maior escolaridade pode implicar em maior capacidade do

irrigante de avaliar os impactos deste método sobre o uso da água e desempenho do cultivo. Porém, ainda segundo o MLM 2, o irrigante localizado no município de Limoeiro do Norte prefere o método de cobrança por cultura, talvez pelo fato de estar localizado nas tributárias e sofrerem externalidades negativas causadas por irrigantes posicionados ao longo do canal principal.

O coeficiente da cobrança volumétrica (*MCVOLU*) mostrou-se positivo e significativo ao nível de 10% em ambos os modelos (MLM 1 e 2). Isto significa que este tipo de cobrança aumentou a utilidade do irrigante quando comparado com a cobrança corrente, ajustado para as outras variáveis. A preferência pela cobrança volumétrica pode indicar a preocupação do irrigante em corrigir a desigualdade na distribuição dos custos da água bruta criada pelo método de cobrança corrente. No método de cobrança volumétrica, os irrigantes pagariam pelo consumo do lote, o que pode levar à alocação eficiente da água. Veetil et al. (2014) argumenta que a cobrança volumétrica requer administração local efetiva e hidrômetros instalados nos lotes, condições estas precariamente atendidas em distritos de irrigação nos países em desenvolvimento.

No MLM 1, o coeficiente da garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês de água bruta se mostrou significativo ao nível de 1% e positivo. Isto indica que a utilidade do irrigante aumenta à medida que se aumenta a garantia de oferta de água, o que está de acordo com a racionalidade econômica. De acordo com o MLM 2, observa-se que a garantia está associada positiva e significativamente ao tamanho da área irrigada. Portanto, quanto maior a área irrigada, maior a disposição a pagar do irrigante pelo aumento da garantia de oferta de água.

Embora insignificante, a garantia teve coeficiente negativo significando que o irrigante localizado em Limoeiro do Norte prefere não ter aumento da garantia, ou seja, passar de nenhuma garantia para garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês. O aumento da garantia favoreceria aos irrigantes localizados nos canais principais, uma vez que a demanda desses irrigantes seria atendida primeiro, reduzindo relativamente a quantidade e a qualidade da água para os irrigantes localizados nas tributárias. Portanto, para esses últimos, o aumento da garantia de oferta de água bruta pode significar insegurança hídrica.

## ANÁLISE DE BEM ESTAR

As disposições a pagar marginais (DAPs) dos atributos estimados pelos MLC 1 e 2 assumiram valores constantes e iguais para os irrigantes da amostra. Já para as versões expandidas dos modelos logit condicional e misto, as disposições a pagar marginais foram estimadas para os valores médios das variáveis explicativas.

As médias das DAPs dos MLC 1 e MLM 1 (modelos simples) tiveram os mesmos sinais, o mesmo acontecendo para o MLC 2 e MLM 2 (modelos expandidos). As DAPs dos modelos MLC 1 e MLM 1 foram positivas para a cobrança volumétrica, transação do direito de uso da água bruta e garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês. A DAP positiva significa que o irrigante está disposto a substituir a situação corrente pelo nível do atributo proposto. Por exemplo, os irrigantes preferiram o método de cobrança volumétrica ao invés da forma de cobrança corrente (Distar).

Analisando as DAPs estimadas pelo MLM 1, os atributos que obtiveram a média da DAP estatisticamente diferente de zero, ao nível de 5%, foram MCCULTURA, COMTRANS e GAR5MIL. A média da DAP do método de cobrança volumétrica pode assumir valor zero, uma vez que o intervalo de confiança para esta variável ficou entre -R\$ 0,02 e R\$ 1,50/1.000 m<sup>3</sup>.mês, portanto, a DAP média se mostrou estatisticamente insignificante.

Em termos médios, o maior valor da disposição a pagar dos irrigantes foi atribuída à garantia de oferta de água bruta, com média de R\$ 3,77/1.000 m<sup>3</sup>.mês (I.C. 95%: 1,75; 6,75) para sair da ausência de garantia para a

garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês. Em geral, os irrigantes atribuíram maior peso aos ganhos de utilidade proporcionados pelo aumento da garantia por oferta de água do que pela mudança em outros atributos.

Da mesma forma, os irrigantes estavam dispostos a pagar em torno de R\$ 0,65/1.000 m<sup>3</sup>.mês, tanto para poder transacionar o direito do uso da água quanto para instituir o método de cobrança volumétrica. Por outro lado, os irrigantes preferiram o método de cobrança pela Distar do que ao método de cobrança por cultura, de tal forma que para substituir o primeiro pelo segundo, os irrigantes estavam dispostos a receber uma compensação (ou subsídio) no valor de R\$ 1,74/1.000 m<sup>3</sup>.mês.

O coeficiente específico da alternativa (ASC) mede o valor máximo da disposição a pagar marginal do irrigante, em termos médios, para mudar do cenário corrente (SQ) para outro cenário alternativo que, segundo o MLM 1, ficou em torno de R\$ 2,00/1.000 m<sup>3</sup>.mês. Os outros modelos estimaram valores aproximados a este valor, o que demonstra certo grau de consistência entre os modelos.

A Tabela 6 mostra a disposição a pagar (DAP) dos atributos do método de cobrança de água bruta estimada a partir dos modelos logit, condicional e misto, para a amostra.

As probabilidades de escolha dos cenários apresentados nos conjuntos de escolha do experimento foram estimadas para os quatro modelos logit (Tabela 7). Os modelos mostraram-se consistentes quanto aos valores das probabilidades de escolhas dos cenários. Quando ordenados em função das probabilidades, a ordem dos

TABELA 6  
Disposição a pagar por mudança nos atributos do método de cobrança de água bruta

	DAP-MLC 1 (R\$/ 1.000 m <sup>3</sup> .mês)			DAP-MLC 2 (R\$/1.000 m <sup>3</sup> .mês)			DAP-MLM 1 (R\$/1.000 m <sup>3</sup> .mês)			DAP-MLM 2 <sup>1</sup> (R\$/1.000 m <sup>3</sup> .mês)		
	Média	IC <sup>2</sup> (95%)		Média	IC (95%)		Média	IC <sup>2</sup> (95%)		Média	IC (95%)	
<i>ASC</i>	1.96	0.75	3.17	1.86	0.73	2.99	2.08	1.01	3.14	1.96	0.81	3.09
<i>MCCULTURA</i>	-1.65	-2.73	-0.57	0.73	-1.66	3.11	-1.74	-3.32	-0.68	0.61	-2.05	3.29
<i>MCVOLUME</i>	0.62	-0.15	1.39	0.65	-0.09	1.40	0.67	-0.02	1.50	0.74	-0.02	1.65
<i>COMTRANS</i>	0.54	-0.24	1.33	0.69	-0.10	1.48	0.64	-0.06	1.63	0.75	-0.01	1.84
<i>GAR5MIL</i>	2.87	1.61	4.13	-1.85	-3.95	0.25	3,77	1.75	6.75	-1.07	-5.14	2.80

Nota: (1) Os efeitos interativos foram estimados com as médias das variáveis de interação; (2) IC significa Intervalo de Confiança, os quais foram estimados por meio do procedimento de *bootstrap* proposto por Krinsky e Robb (1986), baseado em 1.000 repetições de uma distribuição normal multivariada com média e matriz variância-covariância dos parâmetros estimados do modelo. Para o cálculo da DAP média utilizou-se o função `mwtp()` do programa estatístico R (AIZAKI; NAKATANI; SATO, 2015).

Fonte: Dados da pesquisa.

TABELA 7  
**Probabilidade de escolha dos cenários pelos irrigantes amostrados**

Cenário	N.	Probabilidade			
		MLC 1	MLC 2	MLM 1	MLM 2
SQ	180	0.170 (8°)	0.143 (8°)	0.096 (9°)	0.085 (9°)
C1	40	0.748 (3°)	0.703 (3°)	0.650 (3°)	0.659 (3°)
C2	40	0.121 (9°)	0.100 (9°)	0.108 (8°)	0.112 (8°)
C3	40	0.266 (7°)	0.309 (7°)	0.279 (7°)	0.264 (7°)
C4	40	0.639 (4°)	0.658 (4°)	0.548 (4°)	0.550 (4°)
C5	40	0.525 (6°)	0.545 (6°)	0.464 (6°)	0.443 (6°)
C6	40	0.810 (2°)	0.770 (2°)	0.714 (2°)	0.733 (2°)
C7	40	0.830 (1°)	0.792 (1°)	0.770 (1°)	0.806 (1°)
C8	40	0.589 (5°)	0.601 (5°)	0.484 (5°)	0.509 (5°)
C9	40	0.051 (10°)	0.059 (10°)	0.051 (10°)	0.042 (10°)

cenários manteve-se consistentes entre os modelos, exceto pelos cenários SQ e C2 cujas ordens diferiram entre os modelos logit condicional e logit misto. No modelo logit condicional, o SQ e C2 foram ordenados na 8ª e 9ª posições, respectivamente; já no modelo logit misto, as ordens desses cenários foram invertidas.

As probabilidades estimadas pelos modelos logit condicionais foram ligeiramente maiores do que as estimadas pelos modelos logit mistos. Tomando as probabilidades estimadas pelo MLM 2 as três maiores probabilidade de escolha foram observadas para C7 (0,81), C6 (0,73) e C1 (0,66) enquanto as três menores foram C9 (0,04), SQ (0,09) e C2 (0,11). Portanto, os cenários dominantes nos conjuntos de escolha, de acordo com as preferências dos irrigantes, foram C7, C6, C1 e C4 e C8, que individualmente tiveram probabilidade de escolha superior a 50%. Os cenários dominantes servem de referência para a formulação de um método de cobrança de água bruta para o PITR que atenda as preferências dos irrigantes de pequenos lotes.

A Tabela 7 apresenta as probabilidades estimadas pelos modelos logísticos para os cenários propostos no desenho experimental, inclusive para o cenário que descreve a situação corrente (*status quo*).

## CONCLUSÕES

O perfil do irrigante se caracterizou por ser do sexo masculino, com idade média de 43 anos, possuir ensino médio completo e renda familiar mensal de R\$ 2.863,00, da qual 40% dela se originava da agricultura irrigada.

Em média, a área do lote era de 8,4 ha e a área irrigada, 5,8 ha, evidenciando que a área do lote de pequenos produtores era subutilizada. O sistema de irrigação por microaspersão ocupava maior área dos lotes em uma razão de 2:1 quando comparado com a área ocupada por irrigação por gotejamento. As culturas agrícolas indicadas pelos irrigantes com maior frequência foram mandioca, feijão banana, goiaba e acerola.

Embora os critérios de seleção do melhor modelo tenham mostrado resultados ambíguos, o modelo logit misto simples (dos efeitos principais) ajustou melhor os dados das escolhas. Neste modelo, todos os coeficientes se mostraram significativos ao nível de 10% e com os sinais esperados. Quando comparado com os atributos na situação corrente (*status quo*), os níveis dos atributos que contribuíram para aumentar a utilidade do irrigante foram o método de cobrança volumétrica, transação do direito do uso da água bruta e garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês. Por outro lado, os atributos que declinaram a utilidade do irrigante foram o método de cobrança por cultura e tarifa de água bruta.

As estimativas das disposições a pagar marginal (DAPs) dos níveis dos atributos mostraram-se consistentes entre os modelos estimados. Tomando como base as estimativas das DAPs do melhor modelo, os irrigantes estavam dispostos a pagar valores positivos pelo método de cobrança volumétrica, com permissão de transação do direito de uso da água bruta e garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês; e estavam dispostos a receber compensação pelo método de cobrança por cultura. Os irrigantes atribuíram maior peso aos ganhos de utilidade proporcionados pelo aumento

da garantia por oferta de água. Dos níveis dos atributos, apenas o método de cobrança por cultura e a garantia de 5 mil m<sup>3</sup>/mês mostraram-se estatisticamente significativos.

Em média, a disposição a pagar marginal do irrigante pela mudança do sistema de cobrança de água da situação corrente para um cenário alternativo proposto foi estimada

em torno de R\$ 2,00/1.000 m<sup>3</sup>.mês. Esse resultado evidenciou que o irrigante típico do lote de pequeno porte do Perímetro Irrigado dos Tabuleiros de Russas pode obter benefícios pela substituição do sistema de cobrança de água bruta corrente por outro sistema de cobrança que reflita sua preferência por método de cobrança.

## Referências

- AGRESTI, A. *Categorical data analysis*. 2nd ed., Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2002.
- AIZAKI, H.; NAKATANI, T.; SATO, K. *Stated preference methods using R*. Boca Raton: CPR Press, 2015.
- ALCON, F.; TAPSUWAN, S.; BROUWER, R.; MIGUEL, M. D. A choice experiment of farmer's acceptance and adoption of irrigation water supply management policies. In: EUROPEAN ASSOCIATION OF AGRICULTURAL ECONOMISTS (EAAE) 2014 CONGRESS, Annals... Ljubljana, Slovenia, 2014.
- BARTON, D. N.; BERGLAND, O. Valuing irrigation water using a choice experiment: an 'individual status quo' modeling of farm specific water scarcity. *Environment and Development Economics*, v. 15, n. 3, p. 321-340, 2010.
- BATEMAN, J.; CARSON, R. T.; DAY, B.; HANEMANN, M.; HANLEY, N.; HETT, T.; JONES-LEE, M.; LOOMES, G.; MOURATO, S.; ÖZDEMIROGLU, E.; PEARCE, D.W.; SUGDEN, R.; SWANSON, J. *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*. Cheltenham-UK: Edward Elgar, 2002.
- BELL, A. R.; SHAH, M. A. A.; WARD, P. S. Reimagining cost recovery in Pakistan's irrigation system through willingness-to-pay estimates for irrigation water from a discrete choice experiment. *Water Resources Research*, n.50, p. 6679-6695, 2014.
- BEN-AKIVA, M.; LERMAN, S. R. *Discrete choice analysis: theory and application*. The MIT Press, MA, USA, 1985.
- BENNETT, J.; ADAMOWICZ, V. Some fundamentals of environmental choice modeling. In: BENNETT, J.; BLAMEY, R. (Orgs.). *The choice modeling approach to environmental valuation*. Massachusetts (USA): Edward Elgar Publishing, p. 37-70, 2001.
- BERBEL, J.; GOMEZ-LIMÓN, J. A. The impact of water-pricing policy in Spain: An analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management*, n. 43, p. 219-238, 2000.
- BLAMEY, R.; GORDON, J.; CHAPMAN, R. Choice modeling: Assessing the environmental values of water supply options. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, v. 43, n. 3, p. 337-357, 1999.
- CARSON, R. T.; LOUVIERE, J. J.; ANDERSON, D. A.; ARABIE, P.; BUNCH, D. S.; HENSHER, D. A.; JOHNSON, R. M.; KUHFIELD, W. F.; STEINBERG, D.; SWAIT, J.; TIMMERMANS, H.; WILEY, J. B. Experimental analysis of choice. *Marketing Letters*, v. 5, p. 351-368, 1994.
- DINAR, A.; MODY, J. Irrigation water management policies: Allocation and pricing principles and implementation experience. *Natural Resources Forum*, n. 28, p. 112-122, 2004.
- DNOCS. *100 anos de Atuação no Estado do Ceará*. Fortaleza: INESP, 2010.
- HANEMANN, W. M. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American J. Agr. Economics*, p. 332-341, August 1984.
- HANEMANN, W.M.; LOOMIS, J.B.; KANNINEN, B. Statistical Efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 73, n. 4, p. 1255-1263, 1991.
- HANLEY, N.; MOURATO, S.; WRIGHT, R. E. Choice modeling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Survey*, v. 15, n. 3, p. 435-462, 2001.
- HENSHER, D. A.; ROSE, J. M.; GREENE, W. H. *Applied choice analysis: A primer*. Cambridge University Press, UK, 2005.
- HOSMER, D.W.; LEMESHOW, S. *Applied logistic regression*. 2nd Ed., Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons, Inc., NY, USA, 2000.
- JOHANSSON, R. C.; TSUR, Y.; ROE, T. L.; DOUKKALI, R.; AND DINAR, A. Pricing irrigation water: A review of theory and practice. *J. Water Policy*, v. 4, n. 2, p. 173-199, 2002.
- KRINSKY, I.; ROBB, A. L. On approximating the statistical properties of elasticities. *The Review of Economics and Statistics*, v. 68, n. 4, p. 715-719, 1986.



- KRINSKY, I.; ROBB, A. L. On approximating the statistical properties of elasticities: A correction. *The Review of Economics and Statistics*, v. 72, n. 1, p. 189-190, 1990.
- LACERDA, N. B.; OLIVEIRA, T. S. Agricultura irrigada e a qualidade de vida dos agricultores em perímetros do estado do Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 38, n. 2, p. 216-223, 2007.
- LANCASTER, K. A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, n. 84, p. 132-157, 1966.
- MCFADDEN, D. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Zarembka, P. (ed.) *Frontier in Econometrics*. N.Y.: Academic, p. 105-142, 1974. Disponível em: <https://eml.berkeley.edu/reprints/mcfadden/zarembka.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2015.
- MCFADDEN, D.; TRAIN, K. Mixed MNL models for discrete response. *J. Applied Econometrics*, n. 15, p. 447-470, 2000.
- MENDONÇA, K. V.; CAMPOS, R. T.; LIMA, P. V. P. S.; BATISTA, P. C. S. Análise das causas socioeconômicas da pobreza rural no Ceará. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 41, n. 3, p. 519-542, jul-set. 2010.
- MOLLE, F.; BERKOFF, J. Water pricing in irrigation: Mapping the debate in the light of experience. In: MOLLE, F.; BERKOFF, J. *Irrigation water pricing policy: The gap between theory and practice*. London: GAP International, p. 21-93, 2007.
- PEARCE, D. (Ed.) *Environmental valuation in developed countries: case studies*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, 2006.
- REVENGA, C.; BRUNNER, J.; HENNIGER, N.; KASSEM, K.; PAYNE, R. *Pilot analysis of global ecosystems: Freshwater systems*. Washington, DC: World Resources Institute, 2000.
- RIGBY, D.; ALCON, F.; BARTON, M. Supply uncertainty and the economic value of irrigation water. *European Review of Agricultural Economics*, n. 37, n. 1, 2010.
- SAMPATH, R. K. Issues in irrigation pricing in developing countries. *World Development*, v.20, n. 7, p. 967-977, 1992.
- SOUZA, F.; BARBOSA, F. C.; TEIXEIRA, A. S.; COSTA, R. N. T. Eficiência de irrigação em perímetros irrigados do estado do Ceará – Brasil. In: CONGRESSO RED IBEROAMERICANO DE RIEGOS CYTED 2006, Anais..., Montecillo, Texcoco, México, 2006. Disponível em: [http://ceer.isa.utl.pt/cyted/mexico2006/tema%203/21\\_FSouza\\_Brazil.pdf](http://ceer.isa.utl.pt/cyted/mexico2006/tema%203/21_FSouza_Brazil.pdf). Acesso em: 28 nov. 2015.
- SPEELMAN, S.; BUYASSE, J.; FAROLFI, S.; FRIJA, A.; D'HAESE, M., AND D'HAESE, L. Estimating the impacts of water pricing on smallholder irrigators in North West Province, South Africa. *Agricultural Water Management*, v. 96, n. 11, p. 1560-1566, 2009.
- TRAIN, K. E. *Discrete choice methods with simulation*. N.Y.: Cambridge Univ. Press, 2003.
- TSUR, Y. Economic aspects of irrigation water pricing. *Canadian Water Resource*, v. 30, n. 1, p. 31-46, 2005.
- TURNER, R. K.; GEORGIU, S.; CLARKE, R.; BROUWER, R. Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. *FAO Water Report 27*, FAO, Rome, 2004.
- VEETIL, P. C.; SPEELMAN, S.; FRIJA, A.; BUYASSE, J.; MONDELAERS, K.; VAN HUYLENBROECK, G. Price sensitivity of farmer preferences for irrigation water-pricing method: Evidence from a choice model analysis in Krishna River Basin, India. *Journal of Water Resources Planning and Management*, n. 137, p. 205-214, 2011.
- YOUNG, R. A. *Determining the economic value of water: concepts and methods*. Washington: Resources for the Future, 2005.

**Rogério César Pereira de Araújo** Departamento de Economia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza- CE, Brasil. E-mail: [rcpa@ufc.br](mailto:rcpa@ufc.br)  
Contribuição do autor:

Orientou o trabalho de dissertação que deu origem ao artigo.

**Alisson Costa Coutinho** Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Fortaleza, Fortaleza- CE, Brasil. E-mail: [alissonzg@gmail.com](mailto:alissonzg@gmail.com)

Contribuição do autor:

Desenvolveu o trabalho de dissertação no Mestrado Acadêmico em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, que deu origem ao artigo.

# Regulamentação da drenagem urbana no Brasil

*Stormwater regulation in Brazil*

Submetido em: 17/01/15

Revisado em: 11/04/16

Aprovado em: 27/04/16

**Carlos Eduardo Morelli Tucci**

**RESUMO:** A urbanização gera aumento das áreas impermeáveis, condutos e canais. Esta urbanização produz aumento da frequência e magnitude das inundações, redução do escoamento durante a estiagem, aumento da erosão e de material sólido e a piora da qualidade da água. Estes impactos se distribuem internamente na cidade e podem ser transferidos para jusante nos rios e outras cidades. Para evitar os impactos é necessário regular os novos empreendimentos imobiliários, evitando a transferência de impacto das áreas privadas para a rede pública de drenagem. Neste artigo são apresentados os princípios utilizados, os critérios adotados em nível internacional e nacional para este controle, a metodologia de estimativa dos parâmetros de regulação para controle dos impactos utilizada em algumas cidades brasileiras e a avaliação dos resultados para Porto Alegre.

**Palavras-chaves:** drenagem urbana, controle, regulação.

**ABSTRACT:** Urbanization increases impervious areas, conduits and channels. This urbanization results in flood peak and frequency increase, flow reduction during drought, soil erosion and solid increase in the stormwater, together with reduction of overland flow water quality. In addition, these impacts affect other basins and cities downstream. In order to prevent these impacts there is a need for regulation of new developments, avoiding the transference of private development impacts to the public stormwater network. This paper described the criteria adopted at the international and national level for this control, and the methodology used in some Brazilian cities in order to estimate the regulation parameters and the assessment of its outputs for Porto Alegre.

**Keywords:** stormwater, control, regulation.

## EFEITO DA URBANIZAÇÃO NO ESCOAMENTO

A precipitação numa bacia rural tem a oportunidade de infiltrar, ser retida por depressões e vegetações e evaporar pelo tempo que fica retida ou se desloca na bacia. Com a urbanização, a precipitação ocorre sobre espaços impermeáveis, aumentando o escoamento superficial e a velocidade de deslocamento por condutos e canais, diminuindo a oportunidade de infiltração e reduzindo a evapotranspiração. Este processo produz aumento da vazão de cheia e o volume superficial do hidrograma. Estes processos foram bastante documentados nas últimas décadas (LEOPOLD, 1968, SCHUELLER, 1987, TUCCI, 2007).

O aumento da vazão média de cheia, de uma bacia totalmente urbana, é da ordem de seis a sete vezes maior, com relação ao escoamento de condições da mesma bacia em condições rurais (LEOPOLD,

1968). Tucci (2007) mostrou, com dados da Região Metropolitana de Curitiba, aumento da vazão média de cheia de seis vezes na bacia do rio Belém (42 km<sup>2</sup>, parte do centro de Curitiba), com relação as suas condições rurais. Schueller (1987) apresentou a relação entre o coeficiente de escoamento em função da sua área impermeável com base em dados de 44 bacias urbanas dos Estados Unidos. Tucci (2007) introduziu nesta relação dados de 12 bacias brasileiras, mostrando que a tendência se mantém para os dois grupos de dados. Estes resultados mostram o aumento do coeficiente de escoamento com o aumento a área impermeável da bacia. As áreas impermeáveis aumentam diretamente com a densidade populacional até o patamar que caracteriza a verticalização (cerca de 100 hab/ha), como mostrou Campana e Tucci (1994) e atualizado recentemente com dados de Porto Alegre Menezes e Tucci (2012).

Os outros efeitos da urbanização são: (a) Aumento da erosão devido ao aumento da energia da velocidade do escoamento superficial; (b) A qualidade da água se deteriora pelos poluentes transportados pelos sedimentos, resíduos sólidos da população e contaminação aérea de produção industrial e das emissões do transporte urbano e associado aos sedimentos e a lavagem das superfícies urbanas. Muitas vezes este impacto não é detectado porque a água está muito poluída pela falta de tratamento do esgoto sanitário.

Estes processos ocorrem durante os períodos de inundações e são chamados de poluição difusa urbana. Os efeitos finais no meio ambiente urbano são: inundações, qualidade da água ruim, áreas degradadas com erosão e deposição de resíduos, proliferação de doenças e rios urbanos secos na estiagem devido a redução da recarga dos aquíferos.

## MEDIDAS DE CONTROLE

As medidas de controle após os impactos já terem ocorrido é realizada com medidas estruturais na macrodrenagem das cidades com elevados custos para o poder público. Neste caso é possível atuar sobre o conjunto do saneamento básico: esgotamento sanitário, drenagem e resíduos sólidos, dentro dos conceitos de gestão de águas urbanas.

Para prevenir os impactos e reduzir os custos de intervenções futuras, os novos empreendimentos devem ser projetados e construídos para evitar os mencionados impactos. Existem medidas preventivas com incentivos econômicos por meio da certificação ambiental e medidas denominadas “comando e controle” com o uso da regulação da Drenagem Urbana. Esta regulação estabelece condições para os novos empreendimentos imobiliários quanto ao seguinte:

Quantidade de água: estabelecendo uma vazão máxima permissível, definida aqui como a maior vazão que pode ser transferida de um empreendimento privado para a rede pública de drenagem;

Quantidade de sedimentos e qualidade da água: estabelece condicionantes para armazenamento temporário de parte do escoamento superficial visando diminuir a energia do escoamento, retenção de sedimentos e sólidos e, em consequência da redução

de degradação e poluição que geralmente vem agregado aos sedimentos;

Recarga: para manter a recarga é possível regular ou incentivar a proporção de área de infiltração no terreno por meio de regulação da área ou por incentivos na cobrança da taxa de drenagem

## REGULAÇÃO DA DRENAGEM URBANA

Existem dois níveis de regulação para a drenagem urbana: (a) Regulação nacional, estadual ou pelo Plano de Bacias hidrográficas; e (b) Regulação na cidade sobre os impactos dentro da mesma. Para atingir objetivos internos e não exportar impactos para jusante. As primeiras podem estabelecer critérios a serem cumpridos pelos municípios, com base na lei de nacional de recursos hídricos, por meio do Plano de bacia hidrográfica. Os segundos são estabelecidos dentro do município, que tem a titularidade dos serviços de drenagem, como prevê a lei de saneamento.

### Regulação externa as cidades

Nos Estados Unidos a EPA (Environmental Protection Agency) desenvolveu um programa nacional, que obriga a todas as cidades com mais de 100 mil habitantes (fase I) a preparar a Best Management Practices (BMP), que é uma espécie de Plano de drenagem urbano que reduz os impactos ambientais para jusante. A segunda fase do programa para cidades com população inferior à mencionada foi iniciada na década de 1990 (ROESNER; TRAINA, 1994) e se consolidou com o tempo. Neste período foi incentivado a criação dos prestadores de serviço em drenagem urbana (Stormwater utility). As BMPs envolvem o controle da qualidade e quantidade por parte do município por meio de medidas estruturais e não estruturais. O município deve buscar atingir esses objetivos por meio de um plano. Este processo contribui para reduzir a poluição difusa dos rios da vizinhança das cidades.

No Brasil a legislação de recursos hídricos (n. 9433/1997) estabeleceu os planos de bacias hidrográficas, como instrumento e dentro do Plano existem os instrumentos de outorga e enquadramento que regulam sobre o uso da água, o aumento de vazão

TABELA 1

Instrumentos de gestão da água na bacia e na cidade (Adaptado de Tucci, 2007).

Espaço	Titular	Gestores	Instrumento
Bacia hidrográfica <sup>2</sup>	Estado ou União	Comitê e agência de bacia	Plano de Bacia
Município <sup>1</sup>	Município	Município	Plano de Saneamento

1 – dentro do espaço do município; 2 – na integração dos municípios da bacia. 3 – Os Planos de bacia não têm considerado as inundações no seu termo de referência, mas deve fazer parte de seu conteúdo.

(art.12 não regulamentado) e a qualidade da água. Portanto, estabelecem dentro da gestão de recursos os instrumentos para gestão externa da cidade. A Lei Federal no 445/2007 estabeleceu as diretrizes básicas para o saneamento básico no Brasil. Neste instrumento foi previsto a elaboração do Plano de Saneamento Básico, que inclui o Plano de Drenagem Urbana (tabela 1). O Plano de Drenagem urbana deve atender ao Plano de Bacia no que se refere a alterações na qualidade e quantidade (artigo 12 da lei de recursos hídricos). Estes impactos que a cidade pode transferir para a drenagem a jusante da mesma devido as águas pluviais, não tem sido analisado nos Planos de Bacias desenvolvidos no Brasil.

### Regulação interna das cidades

Meller e Tucci (2007) apresentaram uma extensa revisão sobre regulação de drenagem. As mesmas se baseiam na vazão máxima permissível, volume de controle de quantidade e qualidade da água de países como Estados Unidos e Austrália. O controle dos impactos da urbanização pode ser realizado por instrumento de regulação que define os limites que cada área a ser desenvolvida pode transferir para a rede pública em função da sua urbanização. Estes limites são estabelecidos quanto ao seguinte:

**Quantidade de água: vazão máxima proveniente da área privada, denominada de vazão máxima permissível.** Este limite é estabelecido para evitar que seja transferido para jusante o aumento de vazão das áreas impermeáveis. Em conjunto com estes limites é utilizado o volume (volume de controle) necessário para manutenção da vazão máxima. Este volume pode ser reduzido pelo incentivo ao uso de infiltração na área desenvolvida;

**Qualidade da água e Sedimentos:** controle da qualidade da água e da produção dos sedimentos. Para reduzir a quantidade de sedimentos na rede podem ser utilizados o armazenamento do escoamento

superficial que retém os sedimentos e melhora a qualidade da água;

**Recarga:** Critério de manutenção e aumento da infiltração para recuperar a recarga das áreas urbanas. Este aspecto tem sido introduzido na forma de incentivo ao uso de áreas de infiltração. Os incentivos potenciais são: (a) aumento da volume infiltrado com relação a ao volume precipitado; (b) redução na taxa de drenagem e outros mecanismos tributários em função do volume infiltrado.

## REGULAÇÃO QUANTO A QUANTIDADE DA ÁGUA

### Vazão máxima permissível

Deve-se limitar a vazão máxima de saída da propriedade privada para a rede pública, num valor máximo pré-existente de condições naturais. Desta forma, este desenvolvimento não irá produzir aumento de vazão máxima para jusante devido a urbanização. A vazão máxima permissível tem o objetivo de evitar que as propriedades transferiram para a rede pública de drenagem, o efeito da sua urbanização.

As áreas dos empreendimentos com porte pequeno e médio são definidas aqui como aquelas com área  $\leq 200$  ha (representam as áreas de microdrenagem). Para este porte é necessário desenvolver uma metodologia simplificada na sua aplicação para agilizar o processo de análise e aprovação dos empreendimentos. O princípio da metodologia é que seja padronizada e represente a maioria dos cenários possíveis. Para áreas maiores é possível exigir um estudo hidrológico específico, mantidas as mesmas condições previstas nesta padronização.

Para a área de contribuição de até 200 ha é possível aplicar o método racional. A vazão por unidade de área fica:

$$q = 2,78 C.I \quad (1)$$

onde:  $q_n$  = é a vazão máxima permissível específica em  $l.s^{-1}.ha^{-1}$ , ou seja a vazão máxima por unidade de área; C = o coeficiente de escoamento (escoamento superficial/precipitação total); e I = intensidade máxima da precipitação (mm/h), função de T e t, onde T é o tempo de retorno em anos e t a duração em minutos

A equação (1) depende do seguinte:

Tempo de retorno (T) da intensidade máxima da precipitação (I);

Estabelecimento das condições prévias naturais do terreno representado pelo coeficiente de escoamento (C);

Duração da precipitação máxima (t).

#### Tempo de retorno:

O tempo de retorno geralmente varia entre 10 e 25 anos para este tipo de regulação (STATE OF MAINE, 2006; STATE OF GEORGIA, 2001) e representa um risco de 10 a 4 % num ano qualquer. Em algumas cidades, utiliza-se 10 anos e verifica-se para 100 anos (STATE OF CONNECTICUT, 2006). Considerando a relação benefício x custo em drenagem urbana, a maioria dos prejuízos são para tempos de retornos de até 10 anos de recorrência. Rhama et al (2009) mostrou em estudo de uma bacia em Campo Grande que 85% dos prejuízos ocorriam até o tempo de retorno de 10 anos. Tempos de retornos maiores teriam um custo alto para controlar os impactos e a tendência é de que na medida que aumenta a vazão (devido a maior precipitação), a diferença entre os cenários de uma bacia rural e urbana se reduz, já que a infiltração não aumenta com a precipitação e proporcionalmente os cenários rural e urbano tendem a serem próximos. Portanto, o uso de 10 anos de

tempo de retorno tem maior coerência econômica e tem sido mais frequentemente adotado na regulação das cidades como mostra a literatura já citada.

#### Coeficiente de escoamento:

As condições prévias são definidas por um coeficiente de escoamento padrão para a maioria das áreas abaixo de 200 ha. Para áreas maiores é possível fazer um estudo hidrológico específico e avaliar a capacidade de infiltração natural.

O coeficiente de escoamento depende do tipo e uso do solo para condições naturais. Utilizando a equação do SCS (SCS, 1975) pode-se estimar o coeficiente de escoamento de áreas permeáveis por

$$C_p = \left[ \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S} \right] \cdot \frac{1}{P} \quad (2)$$

onde P é a precipitação total em mm, S é o armazenamento no solo (mm) que depende do tipo e uso do solo, sendo obtido em função do seguinte:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (3)$$

onde CN é um parâmetro relaciona com o tipo e uso do solo. Utilizando os valores da tabela para terrenos baldios em áreas urbanas e espaços abertos com relva de áreas urbanas (SCS,1975) foram estimados os valores médios de CN para os solos tipo A, B, C e D. Estas condições de solo representam capacidade de infiltração alta, acima da média, abaixo da média e baixa, respectivamente. Na tabela 2 abaixo foram obtidos os valores de  $C_p$  para intervalos de Intensidade da precipitação com tempo de retorno de 10 anos e 1 h de duração com base nos valores médios de CN.

TABELA 2

#### Valores de $C_p$ em função da precipitação e ponderados pelos tipos de solos

I <sup>1</sup> (10 anos,1h) mm/h	Intervalo inferior	Intervalo superior	Médio
40 – 50	0,11	0,15	0,13
50 – 60	0,15	0,19	0,17
60 – 70	0,19	0,23	0,21
70 – 80	0,23	0,26	0,25
80 – 90	0,26	0,29	0,27

TABELA 3

Vazões máximas permissíveis adotadas em cidades brasileiras e coeficiente da equação de volume.

Cidade	I mm/h	C <sub>p</sub>	q L.s <sup>-1</sup> .ha <sup>-1</sup>	A <sup>4</sup>
Porto Alegre <sup>1</sup>	50,0	0,15	20,8	4,25
Brasília <sup>2</sup>	58,5	0,15	24,4	4,70
Teresina <sup>3</sup>	75,0	0,25	52,1	5,33

1 – IPH (2000), 2 – ADASA (2011), 3- Teresina (2015), 4 equação 10

*Duração da chuva ou tempo concentração:*

$$V/A = (q_u - q) t.k \quad (4)$$

A duração da chuva pode variar de alguns minutos a algumas horas. A condição mais crítica está relacionada com o tempo de concentração no método racional, mas para áreas pequenas onde o tempo de concentração é muito pequeno, existe a tendência de produzir uma vazão de pré-desenvolvimento alta (Intensidade da chuva é inversamente proporcional ao tempo) e o volume de retenção pode ser subestimado. Analisando a equação do volume para t variável (equação 4, ver abaixo), o tempo tende ao infinito para obtenção do volume máximo. Numa área urbana, a duração do tempo de concentração varia no intervalo de 15 minutos até 3 horas. Analisando áreas variando de 20 a 200 ha e com declividade entre 1 e 2%, obteve-se um tempo de concentração médio da ordem de 1h. Este valor pode variar de acordo com a propriedade e as condições de terreno, mas representa o tempo esperado para estimativa da vazão de pré-desenvolvimento na equação 1.

Utilizando a equação de chuvas da cidade (Intensidade em função da duração t, sendo t = 60min) e o coeficiente de escoamento obtido da tabela 1 obtém-se a vazão de pré-desenvolvimento.

Na tabela 3 são apresentados os valores de regulação para a vazão máxima permissível obtidos para algumas cidades brasileiras.

### **Volume para controle do aumento da vazão máxima permissível**

Uma das alternativas para controle do aumento da vazão máxima em função das áreas impermeáveis é o reservatório. O volume de controle do reservatório por unidade de áreas para pequenas áreas urbanas (< 200 ha) pode ser estimado com base na seguinte equação (TUCCI, 2000):

onde: V = o volume em m<sup>3</sup>; A = é a área em ha; q = a vazão específica de pré-desenvolvimento em L.s<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>; q<sub>u</sub> = a vazão resultado do desenvolvimento urbano em L.s<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>; t é duração em minutos e k = 60 para conversão de unidades.

Utilizando a equação 1 na equação 4, resulta

$$\frac{V}{A} = 60.(2,78.C.I - q)t. \quad (5)$$

A Intensidade de precipitação (I) é expressa em mm/h é obtida pela equação seguinte

$$I = \frac{a}{(t+b)^d} \quad (6)$$

O coeficiente de escoamento é estimado (Tucci, 2000) pela equação

$$C = C_p + (C_i - C_p)A_i/100 \quad (7)$$

onde C<sub>p</sub> = a coeficiente de escoamento para as áreas permeáveis (ver tabela 1); C<sub>i</sub> = é coeficiente de escoamento para as áreas impermeáveis, adotado em C<sub>i</sub> = 0,95; A<sub>i</sub> = é a área impermeável em %.

Substituindo as equações 6 e 7 na equação 5 obtém-se uma equação de V função de t (duração). Derivando a equação resultante com relação ao tempo e igualando a zero obtém-se t que produz o volume máximo

$$t = \left(\frac{t+s}{w}\right)^r - b \quad (8)$$

onde s = b/(1-d); w = q/[2,78.(A<sub>i</sub>/100).C.(1-d)]; r = 1/(d+1).

Resolvendo esta equação para a duração t, obtém-se a duração t<sub>mx</sub> que resulta no volume máximo:

$$V_{\text{mx}} = 60 (2,78.C.a/(t_{\text{mx}}+b)^d - q) t_{\text{mx}} = F_i (A_i) \quad (9)$$

O volume máximo é obtido para cada valor de  $A_i$ , o que resulta na função  $F_i (A_i)$ . Usando o mesmo procedimento acima para cada valor de  $A_i$ , variando de 15% a 75% (valores usuais), pode-se ajustar a uma reta com início na origem. Esta condição é necessária, já que sem área impermeável o volume deve ser nulo. A equação ajustada fica

$$V = a.A_i \quad (10)$$

onde  $a$  = coeficiente da reta que nasce na origem, já que para  $A_i = 0$  o volume deve ser nulo e  $A_i$  é a área impermeável (%). Nem sempre é possível obter uma equação bem ajustada. Neste caso, pode-se definir os limites do ajuste ou usar uma equação de potência.

Nos casos estudados (Porto Alegre, Brasília e Teresina) em algumas cidades, a reta permitiu um coeficiente de determinação superior a 0,98. Na tabela 3 são apresentados os valores obtidos para Porto Alegre, Brasília e Teresina.

### REGULAÇÃO QUANTO A QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTOS

O impacto da qualidade da água superficial urbana é resultado dos frequentes eventos de chuva que lavam as superfícies urbanas. Nestes eventos a primeira parte da chuva é a que apresenta a principal carga (ATHAYDE et al., 1983). A prática americana através da EPA identificou que, retendo uma parcela dos sólidos suspensos totais (SST) do escoamento pluvial, a carga anual do escoamento é reduzida em 80% (USEPA, 1993a). Os SST foram escolhidos como parâmetro indicador da eficiência do tratamento devido ao seguinte (STATE OF GEORGIA, 2001):

- Grandes partes dos poluentes são removidas com os SST e suas taxas de remoção são proporcionais aos dos SST;
- Os sedimentos e boa parte dos poluentes do escoamento pluvial se encontram aderidos aos SST;
- O nível de remoção de 80% dos SST é geralmente atingido com o uso de dispositivos bem dimensionados e que possuem manutenção adequada

A definição do volume a ser tratado para alcançar a meta de tratamento pode ser estabelecida com base em um valor limite de precipitação ou um tempo de retorno para essa precipitação. Três metodologias têm sido usadas:

USEPA: A regulação adotada pela EPA estabelece que, tratando o escoamento pluvial correspondente à chuva de 2 anos de tempo de retorno e duração de 24 horas, a meta de redução dos poluentes é atingida (USEPA, 1993a);

“First flush”: essa metodologia se baseia na suposição de que a maior parte da carga dos poluentes do escoamento pluvial ocorre no início da precipitação (GUPTA; SAUL, 1996, DELETIC, 1998). Nas regulações americanas esse valor corresponde, em média, ao escoamento gerado pelos primeiros 12,7 ou 25,4mm do evento de chuva (State of Connecticut, 2006), que deve ser tratado para alcançar a meta de remoção de poluentes;

Regra dos 90%: Admite que capturando e tratando o escoamento associado a duração de 90% dos eventos de chuva, que ocorrem anualmente, a meta de remoção de poluentes é alcançada (STATE OF NEW YORK, 2003, STATE OF MARYLAND, 2000, STATE OF VERMONT, 2002, STATE OF MINNESOTA, 2005). Na maioria dos estados americanos esse valor é correspondente a, aproximadamente, 25,4 mm de chuva.

Os métodos anteriores foram estabelecidos porque se verificou que a carga poluente é resultado de eventos pequenos e frequentes ao longo do ano (SCHUELER, 1987; USEPA, 1993b). Portanto, retendo a carga e tratando ou infiltrando a maioria dos eventos frequentes, a carga sobre o sistema fluvial diminui.

Estimativa do volume para qualidade da água pela regra dos 90%:

O volume específico superficial necessário para retenção da qualidade da água é obtido pelo seguinte:

$$V / A ( \text{m}^3/\text{ha} ) = 10.C. P_{90} \quad (11)$$

onde  $C$  = coeficiente de escoamento superficial;  $P_{90}$  = a precipitação diária com duração de 90%, ou seja, 90% das precipitações são menores ou iguais a

este valor (mm). O coeficiente de escoamento pode ser obtido pela equação 7 onde  $C_p$  é o coeficiente de escoamento das áreas permeáveis adotado para o cálculo da vazão máxima permissível e  $C_i = 0,95$ .

No caso de Brasília (TUCCI, 2010) este coeficiente fica

$$C = 0,15 + 0,80 \cdot A_i/100 \quad (12)$$

Substituindo a equação 7 na equação 10, resulta para o volume específico ( $m^3/ha$ ) o seguinte:

$$v = V/A = 10 \cdot [C_p + (C_i - C_p) \cdot A_i/100] \cdot P_{90} \quad (13)$$

O dispositivo de saída do reservatório deve esgotar este volume em 24 horas para que seja possível a sedimentação. Portanto, a vazão máxima de saída deste volume é de

$$Q_s = v \cdot A / 86,4 \quad (14)$$

onde  $Q_s$  é obtido em l/s;  $A$  é a área de drenagem em ha.

Para Brasília foi utilizado o posto 01547008, com 34 anos de dados, foram estimados os valores de probabilidade da precipitação dos dias chuvosos serem menores ou iguais aos valores apresentados (tabela 2). Isto indica, por exemplo, que em 95% do tempo as precipitações diárias são menores ou iguais a 22,5 mm (TUCCI, 2010).

Considerando que Brasília possui seis meses sem chuva, as probabilidades ficam tendenciosas. No entanto, quando chega o período chuvoso as chuvas se concentram. Sendo assim obteve-se a probabilidade do período chuvoso (tabela 2). Considerando as análises apresentadas acima se recomenda utilizar a precipitação de 22,5 mm, onde as precipitações da cidade são menores ou iguais a este valor em 90% para o período chuvoso, dado que no restante do ano não existe chuva.

A equação resultante para Brasília fica

$$v = 33,8 + 1,80 \cdot A_i \quad (15)$$

para  $A_i$  em %.

O volume para controle do aumento da vazão é obtido pela equação 10, enquanto que o volume para controle da qualidade é obtido pela equação 15. Exemplificando para uma área de 1 ha e áreas impermeáveis de 50 e 75% obtém-se os volumes da tabela 5 para Brasília.

Considerando que as equações de volume para controlar a quantidade e qualidade foram obtidas de forma independente, a pergunta usual é a seguinte: Os volumes devem se somar ou o volume de qualidade da água estaria embutido no volume da quantidade?

Para responder a esta questão foram analisadas condições críticas de chuva dentro do dia. Considerando a chuva de 10 anos e a distribuição da precipitação dentro de 24 horas. Simulando cenários variáveis de área impermeáveis verificou-se que nos três primeiros

TABELA 4

**Relação de duração das precipitações com relação do número de dias chuvosos (Tucci, 2010).**

% da chuva menor ou igual	Precipitação Anual- mm	Precipitação Período chuvoso -mm
95	22,5	32,4
90	13,0	22,5
85	7,4	16,8

TABELA 5

**Volume de controle para um empreendimento de 1 ha.**

$A_i$ (%)	V (equação 10) Quantidade - $m^3$	V (equação 15) Qualidade - $m^3$
50	235,0	123,8
75	352,5	168,8



quartis (18 horas) o dimensionamento com o volume de qualidade dentro do volume de quantidade é satisfatório porque a vazão de saída (equação 14) tende a ser superior a precipitação, deixando de acumular água no reservatório. No entanto, se a chuva ocorrer num último quartil pode ocorrer condições iniciais mais desfavoráveis, mas observou-se que a diferença entre o volume necessário e o dimensionado é inferior a 10%. Considerando também que estas equações são padrões de regulação, a soma dos volumes seria muito conservadora, considerando as situações possíveis. Portanto é recomendável que o volume total do reservatório seja definido pelo critério de quantidade e que a vazão de saída até o volume de qualidade seja mantido como o obtido pela equação 14.

### EROSÃO E SEDIMENTAÇÃO

Booth e Reinelt (1993) mostraram que o efeito da instabilidade do leito dos rios, a jusante de uma bacia urbanizada, inicia com 10% de área impermeável. Somente o arruamento já produz este tipo de aumento sobre uma área urbana. Segundo dados de Wolman e Schick (1967) o aumento de sedimentos de uma área rural para uma área intensamente urbanizada pode chegar a 100 vezes em ton/km<sup>2</sup>/ano. Estes impactos necessitam ser mitigados por meio de dissipação da energia devido ao aumento da velocidade do escoamento que aumenta a erosão, proteção das superfícies urbanas e retenção e limpeza dos resíduos acumulados. Em resumo, para reduzir a erosão sobre os leitos de escoamentos pode-se utilizar:

- Redução do volume de escoamento ou da velocidade pela infiltração;
- Dissipação da energia através do aumento da rugosidade;
- Amortecimento do escoamento com volume de água para redução da velocidade; e
- Restrição da vazão máxima de saída do empreendimento.

Normalmente o controle nas regulações é obtido através do armazenamento e restrição da vazão máxima de saída do lote ou loteamento. Vários critérios para o estabelecimento de uma vazão máxima admissível têm sido propostos. O critério mais comum para proteção do córrego consiste no controle da vazão de

pós-desenvolvimento de 2 anos de período de retorno e 24 h de duração ao nível de pré-desenvolvimento. Esse critério baseia-se na consideração de que a vazão de pico à calha cheia tem de 1 a 2 anos de tempo de retorno (LEOPOLD, 1994). Esta metodologia não protege adequadamente os córregos a jusante e pode, ao contrário, contribuir para o aumento da erosão pela exposição das margens a vazões de grande potencial erosivo por uma longa duração (MCRAE, 1993).

A prática atualmente recomendada nas regulações é:

- Controle da vazão de pós-ocupação de 2 anos de tempo de retorno e 24h de duração à: (a) 50% da vazão de pré-desenvolvimento de 2 anos e 24h; (b) vazão de 1 ano e 24h;
- Armazenamento e liberação gradual do volume gerado pelo evento de 1 ano e 24h, em um período de 24 horas ou mais, para que sejam controladas as velocidades erosivas no canal durante a passagem da cheia;
- Avaliação detalhada em campo e modelagem hidrológica e hidráulica do curso d'água para determinar o potencial erosivo das cheias e vulnerabilidade do material das margens à erosão.

Embora as alternativas anteriores possam ser efetivas na proteção do canal, do ponto de vista operacional existem sérias limitações na aplicação da regulação. Para locais com área impermeável menor que 2 ha, por exemplo, a dimensão de orifícios para tomada de água necessária para cumprir a regulação é pequena, e ficam sujeitos ao entupimento (STATE OF CONNECTICUT, 2005). Para contornar esse problema a regulação de proteção do canal não é exigida nos seguintes casos:

- O volume total relacionado à proteção do canal é recarregado para o aquífero;
- Locais com área menor ou igual 2 ha de área impermeável;
- Locais que descarregam em rios de quarta ordem, lagos, estuários e que tenham área menor que 5% da área da bacia a montante do desenvolvimento.

A regulação da erosão é mitigada pela medida da qualidade da água. No entanto, algumas regulações complementares devem ser usadas: (a) manual de

manejo de canteiro de obra e de loteamentos para evitar a transferência de sedimentos para a drenagem; (b) Controle da erosão em projetos de drenagem.

## INCENTIVOS DO USO DE INFILTRAÇÃO

Ao longo das últimas décadas, os planos diretores urbanos das cidades utilizaram no zoneamento de uso do solo, o critério de área mínima que deveria ser mantida permeável nos projetos para sua aprovação. Os valores adotados geralmente são inferiores a 30% e os mais frequentes próximos de 10 a 15%. Para a vazão de saída das áreas esta parcela de área permeável contribui pouco para redução dos impactos, mas permitem manter um mínimo de recarga ao aquífero.

As medidas sustentáveis que permitem reduzir o volume para jusante, recuperar a recarga e reduzir a carga de poluentes é a infiltração de parcela ponderável da chuva que cai sobre as propriedades. Isto pode ser obtido por meio de projetos de construções sustentáveis, prática pouco conhecida no mercado brasileiro e enfrenta resistência devido aos cuidados que devem ser adotados para a manutenção das áreas e preservação dos espaços.

Para incentivar o uso de áreas permeáveis foram adotados nas regulações de Porto Alegre, Brasília e Teresina os seguintes critérios para redução dos volumes correspondentes de armazenamentos para quantidade e qualidade da água:

- As áreas impermeáveis que drenarem para uma área gramada ou com vegetação terão sua área impermeável reduzida no cálculo do volume em 80%. Esta redução é condicionada a uma relação  $A_p/A_i \geq 0,2$  ( $A_p$  é a área permeável e  $A_i$  a área impermeável). Esta relação poderia ser desconsiderada se o solicitante provar que pode

acumular a chuva de 10 anos na área em função de sua profundidade;

- O mesmo caso anterior, mas com drenagem a redução passa a ser de 40% da área impermeável no cálculo do volume;
- Aplicação de pavimentos permeáveis (blocos vazados com preenchimento de areia ou grama, asfalto poroso, concreto poroso) – reduzir em 60% a área que utiliza estes pavimentos;
- Aplicação de trincheiras de infiltração – reduzir em 80% as áreas drenadas para as trincheiras.

A escolha dos percentuais acima foi analisada considerando o seguinte:

- Nas áreas gramadas estima-se que o coeficiente de escoamento é de 15%. No caso com drenagem, o acúmulo de uma quantidade de água maior que o normal levou o fator de escoamento superficial a 0,6, ou seja, uma redução de 40% da área impermeável (e na consequente vazão);
- No caso de área gramada com drenagem adotou-se um fator de escoamento de 0,2 para considerar a ineficiência de alguns sistemas que podem gerar escoamento pelo acúmulo de água no gramado;
- No caso dos pavimentos permeáveis, apesar dos experimentos mostrarem eficiência alta de 95%, adotou-se o valor de 60% devido a redução de eficiência com o tempo por problemas de manutenção;
- No caso das trincheiras adotou-se uma eficiência maior de 80% devido a tendência de maior eficiência destes dispositivos nos solos brasileiros.

Estes valores devem ser revistos ao longo do tempo com base em estudos específicos de eficiência a ser contratado pelo concessionário, visando o aprimoramento da regulação ou por pesquisas sobre áreas

TABELA 6

**Alterações nos volumes com base nos incentivos para uma área construída com 50% de áreas impermeáveis**

Variáveis	Sem incentivos (m3)	Com incentivos (m3)	Varição (%)
Quantidade	235	169	-28,1
Qualidade	123,8	99	-20,0
Ái da regulação (%)	50	34	-32,0
Recarga (%)	50	66	32,0

**TABELA 7**  
**Alterações nos volumes com base nos incentivos para uma área construída com 75% de áreas impermeáveis.**

Variáveis	Sem incentivos (m3)	Com incentivos (m3)	Variação (%)
Quantidade	352,5	254	-27,9
Qualidade	168,8	131	-22,4
Ai da regulação (%)	75	54	-28,0
Recarga (%)	25	48	92,0

urbanas que permitam mais informações para estes indicadores.

Para exemplificar o uso destes incentivos, considere os valores da tabela 5 de área impermeável e o uso do seguinte: (a) 50% da parcela permeável com gramado sem drenagem para receber o escoamento de 20% do escoamento superficial da área (telhados); (b) 20% da parcela impermeável construída com pavimentos permeáveis (passeios e estacionamentos) resultam nos valores das tabelas 6 e 7.

Em regulamentações mais atuais, é incentivado o uso de infiltração através dos manuais das cidades como: (a) desconexão de áreas impermeáveis com os pluviais, fazendo a água transitar por planos de infiltração; (b) incentivos para uso de trincheiras, valos e pavimentos permeáveis. No entanto, deve-se considerar que áreas que possuem importante contaminação superficial não devem ser infiltradas antes do tratamento da água.

### IMPLEMENTAÇÃO DA REGULÇÃO

Os principais cenários de implementação da regulação envolvem: (a) áreas a serem densificadas que são lotes de loteamentos aprovados no passado e/ou áreas de empreendimentos comerciais e industriais em áreas densificadas; (b) novos empreendimentos imobiliários ou loteamentos. No primeiro caso, dificilmente é possível atuar sobre áreas de lotes pequenos e com habitação unifamiliar, além do que o efeito pode ser limitado como mostrou a implementação destes dispositivos na Austrália (O'LOUGHLIN et al, 1995). Portanto, tem sido adotado o critério de lotes > 600 m<sup>2</sup> ou construção multifamiliar, comercial ou industrial.

Outro aspecto importante na regulação se refere

obrigatoriedade de atender a regulação para construções já existentes. Em Porto Alegre, o decreto exige de todas as novas propriedades, mesmo quando ocorrem reformas, mas não atua sobre as construções existentes.

A introdução dos parâmetros desenvolvidos na regulação foi realizada por instrumentos legais em algumas cidades brasileiras, como descrito a seguir.

#### Porto Alegre

Em 1999 foi aprovado o mais recente Plano Diretor Urbano da cidade onde contém dois artigos que direcionam o controle da drenagem.

No município de Porto Alegre, a Lei Complementar nº 434/99, que instituiu o PDDUA (PORTO ALEGRE, 1999), contém dois artigos que contemplam o controle da drenagem urbana: (a) definem zonas problemáticas e a necessidade de definições por decreto; (b) prevê o amortecimento para recuperar as condições naturais de escoamento. As definições foram propostas numa minuta de decreto elaborado durante o Plano de Drenagem da cidade (IPH,2000) e institucionalmente consolidado no Decreto 15.371/06 (Porto Alegre, 2006). Além disso o Decreto nº 14.786, publicado em dezembro de 2004 (PORTO ALEGRE, 2004), estabelece o Caderno de Encargos do DEP, no qual são definidos diretrizes e critérios para projetos, serviços, implantação, fiscalização e conservação do sistema de drenagem pluvial urbana da cidade (CARMONA, 2008).

#### Brasília

No Distrito Federal foi desenvolvido o Plano Diretor

de Drenagem Urbana (CONCREMAT, 2009). Neste Plano estava previsto a regulação da Drenagem urbana que deveria ser implementada pelo Distrito Federal. Em 2010 foi elaborada uma proposta de regulação com os parâmetros apresentados neste artigo (TUC-CI, 2010). Com base nestas recomendações a ADASA (2011) definiu a outorga para lançamento de águas pluviais no Distrito Federal, que cobra as medidas preventivas de quantidade e qualidade da água. Observa-se neste caso no procedimento de outorga que não se aplica apenas as novas construções, mas as demais devem regularizar o seu lançamento.

### Teresina

Tucci (2014) apresentou a proposta de regulamentação, tendo base uma proposta anterior do Plano Diretor de Drenagem de Teresina. Em junho de 2015 a legislação de Teresina foi sancionada pelo Prefeito (TERESINA, 2015) e está atualmente sendo cobrado dos novos empreendimentos. Está sendo elaborado

uma manual para avaliação de projetos para uso na Prefeitura e o treinamento dos técnicos para atuarem na avaliação e fiscalização dos projetos.

### RESULTADO DA REGULAÇÃO

Carmona (2008) avaliou o efeito da regulação de Porto Alegre até 2008 e verificou que depois do Plano Diretor de Drenagem foram implementados reservatórios urbanos que controlavam 5% da área urbana da cidade, equivalente a 778 ha (7,78 km<sup>2</sup>). Os investimentos foram realizados pelo poder público (reservatórios públicos) que correspondeu a 39,7 % da área total controlada no período e por empreendedores privados (com resultado da regulação). Na tabela 8 abaixo é apresentada uma síntese dos principais indicadores obtidos do estudo. O volume unitário médio foi de 108,3 m<sup>3</sup>/há, com coeficiente de variação de 0,59 e abatimento de pico da ordem de 20%. O custo médio para a época foi de R\$ 29,8 mil/ha com coeficiente de variação de 1,0. Desta forma, em média o

TABELA 8  
Síntese dos controles de bacias urbanas em Porto Alegre

Variáveis	Sem incentivos (m3)	Com incentivos (m3)	Variação (%)
Quantidade	352,5	254	-27,9
Qualidade	168,8	131	-22,4
Ab da regulação (%)	75	54	-28,0
Recarga (%)	25	48	92,0

(fonte dos dados Carmona, 2008)

1 – custo unitário baseado em janeiro de 2008; reservatórios construídos com fundos públicos; 3- construídos privados e com manutenção pública; 4 – construídos por privados e manutenção privada; lotes e condomínios; Vu volume médio unitário dos reservatórios; Ab área da bacia controlada.

TABELA 9  
Relação de custo entre as alternativas de controle

Tipo	Cp R\$ 10 <sup>6</sup>	Cr <sup>2</sup> R\$ 10 <sup>6</sup>	Ep R\$10 <sup>6</sup>	E R\$ 10 <sup>6</sup>
Públicos <sup>2</sup>	4,810	12,988	8,18	8,18
Públicos Privados <sup>3</sup>	1,510	4,076	2,04	2,57
Privados <sup>4</sup>	1,643	4,436	4,44	2,79
Total	7,96	21,50	14,65	13,54

1 – Na coluna 4, a economia do poder público envolve a diferença de cenários + a redução de custo devido ao investimento privado; 2 Cr-Controlle corretivo na macrodrenagem envolve a redução do risco por obras de amortecimento na macrodrenagem; 3- construídos privados e com manutenção pública; 4 – construídos por privados e manutenção privada E – economia entre cenários; Ep- Economia entre as alternativas para o poder público; Cp controle preventivo pela regulação.

investimento privado foi de R\$ 14 milhões no período. A manutenção foi estimada em 5% do custo do investimento por ano (custos referenciados a janeiro de 2008).

Cruz e Tucci (2008) mostraram para a cidade de Porto Alegre que o Investimento preventivo de controle da vazão (microdrenagem) pela regulação ou controle no projeto de drenagem em macrodrenagem é 2,7 vezes menor que o custo de controle do escoamento na macrodrenagem com medidas de amortecimento. Utilizando os dados da tabela 8, estimaram-se os valores da tabela 9 onde em 7,78 km<sup>2</sup> controlados, a economia do poder público foi de R\$ 14,65 milhões (preço de janeiro de 2008) ou R\$ 1,88 milhões/km<sup>2</sup>. Esta economia é ainda maior considerando que grande parte das cidades brasileiras utiliza métodos desatualizados de drenagem urbana (canalização e condutos) para controle do escoamento na macrodrenagem.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Foram apresentados as bases para a regulação de drenagem em algumas cidades brasileiras, visando controlar o impacto decorrente da urbanização sobre o escoamento de águas pluviais. Os principais impactos são devido ao aumento do escoamento superficial e o pico dos eventos extremos, aumento da produção de sedimentos e erosão, deteriorização da qualidade da água e redução da recarga dos aquíferos.

Para controlar estes impactos na fonte é necessário que as cidades estabeleçam a regulação para as novas construções e loteamentos. A regulação é realizada com base em indicadores mensuráveis e padrões estabelecidos para a cidade definidos em instrumento legal.

A experiência internacional mostra que nos países como Estados Unidos, Europa, Austrália, Nova Zelândia, esta prática começou na década 80 e utiliza a vazão máxima permissível como parâmetro para quantidade de água e estabelece volumes de regulação do escoamento superficial inicial para a qualidade da água. Este artigo apresentou a metodologia para determinação dos parâmetros de regulação adotados em algumas cidades brasileiras nos últimos 15 anos (2000 a 2015). Também foi apresentado o resultado desta regulação em Porto Alegre no período de 2000 a 2006, mostrando o ganho econômico para a cidade em redução de gastos com drenagem urbana quando o controle é realizado na fonte (R\$ 1,88 milhões/ha). Este custo não será transferido para todos os habitantes da cidade, mas para os beneficiados pelo empreendimento.

Para que a regulação seja implementada na cidade, não basta ter o instrumento legal, é necessário ter uma instituição com pessoal qualificado para as avaliações, além de outras atividades do prestador de serviço da drenagem. O município necessita avaliar os resultados da regulação ao longo do tempo quanto ao seguinte: (a) efetividade do controle da quantidade e qualidade como base em monitoramento amostral de empreendimentos; (b) avaliação da conservação das áreas e das dificuldades quanto a manutenção dos sistemas para atender os objetivos da regulação; (c) desenvolver inovações e incentivos que tornem estas áreas de controle mais integradas a paisagem da cidade, valorizando seu urbanismo. Estes aspectos também podem ser desenvolvidos em pesquisas pelos programas de pós-graduação.

## Referências

- AGRESTI, A. *Categorical data analysis*. 2nd ed., Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2002.
- AIZAKI, H.; NAKATANI, T.; SATO, K. *Stated preference methods using R*. Boca Raton: CPR Press, 2015.
- ALCON, F.; TAPSUWAN, S.; BROUWER, R.; MIGUEL, M. D. A choice experiment of farmer's acceptance and adoption of irrigation water supply management policies. In: EUROPEAN ASSOCIATION OF AGRICULTURAL ECONOMISTS (EAAE) 2014 CONGRESS, Annals... Ljubljana, Slovenia, 2014.
- BARTON, D. N.; BERGLAND, O. Valuing irrigation water using a choice experiment: an 'individual status quo' modeling of farm specific water scarcity. *Environment and Development Economics*, v. 15, n. 3, p. 321-340, 2010.
- BATEMAN, J.; CARSON, R. T.; DAY, B.; HANEMANN, M.; HANLEY, N.; HETT, T.; JONES-LEE, M.; LOOMES, G.; MOURATO, S.; ÖZDEMIROGLU, E.; PEARCE, D.W.; SUGDEN, R.; SWANSON, J. *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*. Cheltenham-UK: Edward Elgar, 2002.

BELL, A. R.; SHAH, M. A. A.; WARD, P. S. Reimagining cost recovery in Pakistan's irrigation system through willingness-to-pay estimates for irrigation water from a discrete choice experiment. *Water Resources Research*, n.50, p. 6679-6695, 2014.

BEN-AKIVA, M.; LERMAN, S. R. *Discrete choice analysis: theory and application*. The MIT Press, MA, USA, 1985.

BENNETT, J.; ADAMOWICZ, V. Some fundamentals of environmental choice modeling. In: BENNETT, J.; BLAMEY, R. (Orgs.). *The choice modeling approach to environmental valuation*. Massachusetts (USA): Edward Elgar Publishing, p. 37-70, 2001.

BERBEL, J.; GOMEZ-LIMÓN, J. A. The impact of water-pricing policy in Spain: An analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management*, n. 43, p. 219-238, 2000.

BLAMEY, R.; GORDON, J.; CHAPMAN, R. Choice modeling: Assessing the environmental values of water supply options. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, v. 43, n. 3, p. 337-357, 1999.

CARSON, R. T.; LOUVIERE, J. J.; ANDERSON, D. A.; ARABIE, P.; BUNCH, D. S.; HENSHER, D. A.; JOHNSON, R. M.; KUHFELD, W. F.; STEINBERG, D.; SWAIT, J.; TIMMERMANS, H.; WILEY, J. B. Experimental analysis of choice. *Marketing Letters*, v. 5, p. 351-368, 1994.

DINAR, A.; MODY, J. Irrigation water management policies: Allocation and pricing principles and implementation experience. *Natural Resources Forum*, n. 28, p. 112-122, 2004.

DNOCS. 100 anos de Atuação no Estado do Ceará. Fortaleza: INESP, 2010.

HANEMANN, W. M. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. *American J. Agr. Economics*, p. 332-341, August 1984.

HANEMANN, W.M.; LOOMIS, J.B.; KANNINEN, B. Statistical Efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 73, n. 4, p. 1255-1263, 1991.

HANLEY, N.; MOURATO, S.; WRIGHT, R. E. Choice modeling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Survey*, v. 15, n. 3, p. 435-462, 2001.

HENSHER, D. A.; ROSE, J. M.; GREENE, W. H. *Applied choice analysis: A primer*. Cambridge University Press, UK, 2005.

HOSMER, D.W.; LEMESHOW, S. *Applied logistic regression*. 2nd Ed., Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons, Inc., NY, USA, 2000.

JOHANSSON, R. C.; TSUR, Y.; ROE, T. L.; DOUKKALI, R.; AND DINAR, A. Pricing irrigation water: A review of theory and practice. *J. Water Policy*, v. 4, n. 2, p. 173-199, 2002.

KRINSKY, I.; ROBB, A. L. On approximating the statistical properties of elasticities. *The Review of Economics and Statistics*, v. 68, n. 4, p. 715-719, 1986.

KRINSKY, I.; ROBB, A. L. On approximating the statistical properties of elasticities: A correction. *The Review of Economics and Statistics*, v. 72, n. 1, p. 189-190, 1990.

LACERDA, N. B.; OLIVEIRA, T. S. Agricultura irrigada e a qualidade de vida dos agricultores em perímetros do estado do Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 38, n. 2, p. 216-223, 2007.

LANCASTER, K. A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, n. 84, p. 132-157, 1966.

MCFADDEN, D. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In: Zarembka, P. (ed.) *Frontier in Econometrics*. N.Y.: Academic, p. 105-142, 1974. Disponível em: <https://eml.berkeley.edu/reprints/mcfadden/zarembka.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2015.

MCFADDEN, D.; TRAIN, K. Mixed MNL models for discrete response. *J. Applied Econometrics*, n. 15, p. 447-470, 2000.

MENDONÇA, K. V.; CAMPOS, R. T.; LIMA, P. V. P. S.; BATISTA, P. C. S. Análise das causas socioeconômicas da pobreza rural no Ceará. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 41, n. 3, p. 519-542, jul-set. 2010.

MOLLE, F.; BERKOFF, J. Water pricing in irrigation: Mapping the debate in the light of experience. In: MOLLE, F.; BERKOFF, J. *Irrigation water pricing policy: The gap between theory and practice*. London: GAP International, p. 21-93, 2007.

PEARCE, D. (Ed.) *Environmental valuation in developed countries: case studies*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, 2006.

REVENGA, C.; BRUNNER, J.; HENNIGER, N.; KASSEM, K.; PAYNE, R. *Pilot analysis of global ecosystems: Freshwater systems*. Washington, DC: World Resources Institute, 2000.

RIGBY, D.; ALCON, F.; BARTON, M. Supply uncertainty and the economic value of irrigation water. *European Review of Agricultural Economics*, n. 37, n. 1, 2010.

SAMPATH, R. K. Issues in irrigation pricing in developing countries. *World Development*, v.20, n. 7, p. 967-977, 1992.

SOUZA, F.; BARBOSA, F. C.; TEIXEIRA, A. S.; COSTA, R. N. T. Eficiência de irrigação em perímetros irrigados do estado do Ceará – Brasil. In: CONGRESO RED IBEROAMERICANO DE RIEGOS CYTED 2006, Anais..., Montecillo, Texcoco, México, 2006. Disponível em: [http://ceer.isa.utl.pt/cyted/mexico2006/tema%203/21\\_FSouza\\_Brazil.pdf](http://ceer.isa.utl.pt/cyted/mexico2006/tema%203/21_FSouza_Brazil.pdf). Acesso em: 28 nov. 2015.

SPEELMAN, S., BUYASSE, J., FAROLFI, S., FRIJA, A., D'HAESE, M., AND D'HAESE, L. Estimating the impacts of water pricing on smallholder irrigators in North West Province, South Africa. *Agricultural Water Management*, v. 96, n. 11, p. 1560–1566, 2009.

TRAIN, K. E. *Discrete choice methods with simulation*. N.Y.: Cambridge Univ. Press, 2003.

TSUR, Y. Economic aspects of irrigation water pricing. *Canadian Water Resource*, v. 30, n. 1, p. 31-46, 2005.

TURNER, R. K.; GEORGIU, S.; CLARKE, R.; BROUWER, R. Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. *FAO Water Report 27*, FAO, Rome, 2004.

VEETIL, P. C.; SPEELMAN, S.; FRIJA, A.; BUYASSE, J.; MONDELAERS, K.; VAN HUYLENBROECK, G. Price sensitivity of farmer preferences for irrigation water-pricing method: Evidence from a choice model analysis in Krishna River Basin, India. *Journal of Water Resources Planning and Management*, n. 137, p. 205-214, 2011.

YOUNG, R. A. *Determining the economic value of water: concepts and methods*. Washington: Resources for the Future, 2005.

Carlos Eduardo Morelli Tucci | Rhama Consultoria Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS – Porto Alegre [tucci@rhama.com.br](mailto:tucci@rhama.com.br)

# Enquadramento de mananciais rurais com diferentes usos do solo no bioma Pampa: um instrumento para a gestão de bacias hidrográficas

*Legal framework for rural watersheds with different land uses in Pampa biome: a tool for catchments management*

Submetido em: 08/12/15  
Revisado em: 18/05/16  
Aprovado em: 21/06/16

Mirian Lago Valente  
Jussara Cabral Cruz  
Carine Baggliotto

**RESUMO:** O enquadramento dos mananciais em classes de qualidade da água, segundo os usos preponderantes, contempla um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos. O estudo tem como objetivo verificar o enquadramento de duas bacias hidrográficas rurais, conforme a Resolução 357/2005 do CONAMA, com diferentes usos do solo (silvicultura de eucalipto x campo com pecuária extensiva), localizadas em Rosário do Sul, RS, considerando diferentes períodos de pluviosidade. Para tanto, quinzenalmente, realizaram-se coletas de água e a análise dos parâmetros: turbidez, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), sólidos totais e *Escherichia coli* nas duas bacias hidrográficas, durante os meses de agosto de 2011 a agosto de 2012. Posteriormente, calcularam-se as cargas médias de cada parâmetro de qualidade monitorado com base nas concentrações de análise em função da vazão de água registrada no momento da coleta. O enquadramento dos mananciais nas classes do CONAMA (Resolução nº 357/05), por meio das curvas de permanência dos parâmetros de qualidade DBO<sub>5,20</sub>, turbidez, *Escherichia coli* e sólidos totais, em geral, apresentou enquadramento em classes maiores para a bacia com plantio de eucalipto, com exceção da variável *Escherichia coli* que apresentou classe 4 para a bacia com uso de campo e pecuária extensiva.

**Palavras-chaves:** silvicultura, bacia hidrográfica, curvas de permanência, qualidade da água

**ABSTRACT:** The classification of water sources in water quality classes, according to the predominant uses, includes one of the management tools of water resources. The study aims to check the composition of two rural catchments under CONAMA Resolution 357/2005, with different land uses (eucalyptus silviculture x pasture with extensive cattle farming) located in Rosário do Sul, RS, considering different periods of rainfall. For this, every two weeks, water sampling was performed and analysis of parameters: turbidity, Biochemical Oxygen Demand (BOD<sub>5,20</sub>), total solids and *Escherichia coli* in the two watersheds, during the months of August 2011 to August 2012. Subsequently, the average charges were calculated for each quality parameter monitored based on the analysis of concentrations depending on water flow recorded at the time of collection. The classification of the catchment in CONAMA classes (Resolution No. 357/05), through the permanence curve of BOD<sub>5,20</sub> quality parameters, turbidity, *Escherichia coli* and total solids in general presented larger classes for the catchment with eucalyptus, except for the variable *Escherichia coli* which was class 4 for the basin using field and extensive cattle farming.

**Keywords:** silviculture, catchment, permanence curve, water quality

## INTRODUÇÃO

O enquadramento dos corpos hídricos em classes de qualidade da água, segundo os usos preponderantes, contempla um dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos estabelecidos na Lei Federal 9433/97, a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Para a obtenção deste enquadramento, faz-se necessário a análise dos parâmetros de qualidade da água e, posteriormente, a comparação dos resultados com os valores de inter-

valos estabelecidos para os atributos físicos, químicos e biológicos da Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

O monitoramento da qualidade da água, por sua vez, deve ser definido em termos de suas características físico-químicas e biológicas, procedimento que tem sido cada vez mais implementado nos estudos da hidrologia florestal (GARDIMAN JUNIOR, 2012; GUIMARÃES, 2012; SWEENEY; NEWBOLD, 2014).



Em mananciais rurais, quando a mudança no uso do solo é executada sem planejamento ou quando a área recebe um manejo inapropriado, poderá acarretar no comprometimento da saúde ambiental da bacia hidrográfica (LIMA; ZAKIA, 2006). Com isso, o manejo adequado das atividades desenvolvidas nessas áreas permite a manutenção da oferta hídrica, bem como, da garantia de qualidade da água com o propósito de conservação ambiental.

A literatura científica tem proposto como metodologia para o enquadramento de qualidade d'água a diluição da carga da variável analisada na curva de permanência de vazões (BRITTES et al., 2007; CRUZ; SILVEIRA, 2007; FORMIGONI et al. 2011; IRION et al., 2003). A curva de permanência relaciona a vazão de um corpo hídrico com a porcentagem do tempo em que ela é superada ou igualada, a qual sintetiza a variabilidade das vazões, caracterizando a base de comportamento para a sustentabilidade de sistemas aquáticos (CRUZ, 2001).

Os autores Cruz e Silveira (2007) ressaltam que o conhecimento dos intervalos de confiança destas vazões serve como referência para que o planejador otimize o uso dos recursos hídricos. Com isso, esta função hidrológica aplicada às variáveis de qualidade da água corresponde à distribuição de frequências da

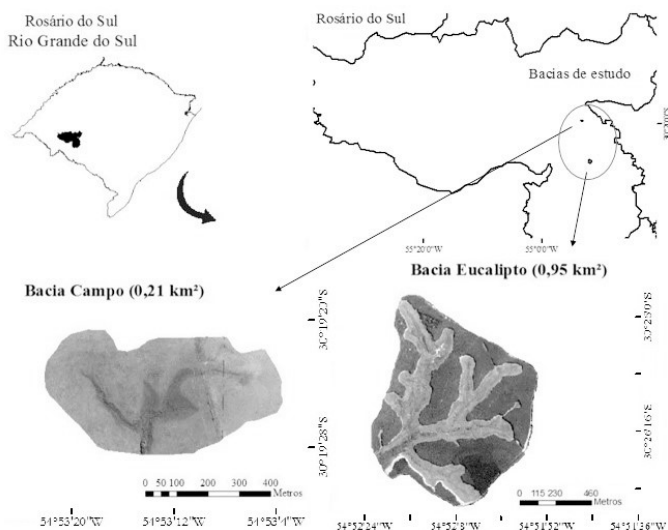
concentração de determinado parâmetro. Para Burin (2011), trata-se de uma distribuição de frequência acumulada para determinados parâmetros, onde se permite averiguar a permanência dos parâmetros de qualidade da água em determinadas concentrações.

Desse modo, o presente estudo de caso tem como objetivo verificar o enquadramento de duas bacias hidrográficas rurais, conforme a Resolução 357/2005 do CONAMA, com diferentes usos do solo (silvicultura de eucalipto x campo com pecuária extensiva) considerando diferentes períodos de pluviosidade.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização e caracterização das áreas investigadas

O estudo foi realizado em duas pequenas bacias hidrográficas localizadas no município de Rosário do Sul, Rio Grande do Sul. Uma das áreas pertence à empresa Stora Enso S/A, bacia com atividade de silvicultura com eucalipto (BE), enquanto que a outra, de posse particular, apresenta área com uso de campo e pecuária extensiva (BC) (Figura 1). A seleção das áreas teve por princípio a metodologia das bacias pareadas,



**FIGURA 1: Mapas com os limites das bacias hidrográficas investigadas, bacia com campo e pecuária extensiva e bacia com silvicultura de eucalipto, Rosário do Sul, RS.**

no que se refere às semelhanças das características de solo, relevo e regime pluviométrico, no entanto, com diferentes usos do solo. As duas bacias, independentes, se distanciam 13 km entre si em linha reta no sentido Norte/Sul, sob as altitudes de 153 e 133 metros para a BE e BC, respectivamente.

O clima da região é classificado como Cfa, subtropical úmido com verão quente (ALVARES et al., 2013). Os solos das áreas são classificados como Argissolo Bruno Acinzentado Alítico, originados de siltito e arenito em transição com os Planossolos da Depressão Central (STRECK et al., 2008).

A BE é caracterizada pela atividade de silvicultura em conjunto com as áreas de preservação permanente (APP's). A área compreende 0,95 km<sup>2</sup>, sendo 0,48 km<sup>2</sup> destinados ao plantio de eucalipto, composto pelas espécies *Eucalyptus urograndis*, *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus dunnii*, onde 91,4 % do plantio pertence a espécie *Eucalyptus urograndis*, madeira destinada à produção de celulose. O restante da área (0,46 km<sup>2</sup>) corresponde às áreas de proteção ambiental sem presença de pecuária a qual corresponde a 48 % da área da bacia, percentual superior a recomendada pela legislação brasileira (20 %), conforme a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012).

### Instrumentalização das áreas

Cada manancial foi instrumentalizado com um vertedor triangular de 90° (construído no exutório) com parede delgada confeccionada por uma chapa de aço galvanizado de 3 mm, conforme a Norma Técnica da CPRH N. 2.004; um poço tranquilizador com dimensões de 60 x 60 x 80 cm de altura, onde foram instalados os transdutores de pressão para a medição automática horária das cotas de vazão. Em clareira adjacente, foram instalados 4 funis coletores de pluviosidade.

### Amostragem da água e análises físico-químicas e biológicas

Entre os meses de agosto de 2011 e agosto de 2012, realizaram-se as amostras de água superficial no exutório das bacias com frequência quinzenal, aproximadamente, perfazendo um total de 30 amostras, sendo 5 amostras no verão, 6 no outono, 9 no inverno e 10 na primavera.

Após a coleta, as amostras foram armazenadas e transportadas até o Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente (LEMA) do Centro de Tecnologia da UFSM para a análise dos parâmetros: turbidez (Turb.), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), sólidos totais (ST) e *Escherichia coli*, parâmetros que apresentam classes de enquadramento conforme a Resolução 357/2005 do CONAMA. Tais procedimentos analíticos seguiram as metodologias descritas no APHA (1995).

### Processamento quanti-qualitativo dos dados

As curvas de permanência foram confeccionadas com base nos registros de vazão horárias registradas pelos sensores alocados nas bases experimentais, excetuando-se aqueles que ultrapassaram a capacidade limite da estrutura hidráulica do vertedor equivalente a 102 L s<sup>-1</sup> (35 cm de cota) conforme a Equação 1 sugerida por CPRH (2004) e PRONI (1990).

$$Q = (1,42 \times (H^{2.5})) \times 1000 \quad (1)$$

Em que: “Q” é a vazão em L s<sup>-1</sup>, “H” é cota do sensor ou da régua em metros.

A partir do cálculo da vazão, as curvas de permanência foram confeccionadas pelo método que consiste em atribuir a cada vazão “q” uma probabilidade de excedência associada “p” (CRUZ, 2001):

$$p = 1 - FQ(q) \quad (2)$$

Em que: “p” é a frequência de excedência; “q” é a vazão e FQ (q) é a função densidade cumulativa de probabilidade das vazões.

Posteriormente, calcularam-se as cargas médias de cada parâmetro de qualidade monitorado com base nas concentrações de análise. A fórmula para o cálculo da carga segue a seguir.

$$Carga\ Média = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i * C_i}{n} \quad (3)$$

Em que: “n” corresponde ao número de valores da amostra; “Q” representa a vazão do curso d’água no momento da amostragem de água; e “C” representa

a concentração do parâmetro de qualidade da água considerado.

A concentração de um determinado parâmetro de qualidade em função da vazão varia no tempo, onde os valores obtidos nas análises representam um fato instantâneo da condição de qualidade da água. Com isso, para a obtenção das concentrações prováveis desses elementos em função das vazões de permanência, dividiram-se as cargas médias constantes pelas vazões de permanência para as duas áreas de estudo, conforme a equação (4) proposta por Cruz e Silveira (2007).

$$C = \text{Carga}/Q \quad (4)$$

Em que: “C” representa a concentração do parâmetro analisado em  $\text{mg L}^{-1}$ ; “Carga” carga média do parâmetro analisado em  $\text{mg s}^{-1}$ ; e “Q” vazão ( $\text{L s}^{-1}$ ).

Após, as concentrações observadas nas curvas de permanência de qualidade foram comparadas aos limites das classes de enquadramento dos corpos hídricos estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Além disso, para fins comparativos, as coletas foram agrupadas para datas com precipitação (precipitação ocorrida no dia da coleta e/ou que ocorreu até dois dias anteriores à coleta) caracterizando como

período “úmido” e sem precipitação antecedente da coleta, denominado como período “seco”.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, na Tabela 1, verificam-se as datas das coletas para as diferentes bacias monitoradas (BE e BC) com os respectivos valores de precipitação diária acumulada até 2 dias anteriores ao dia da coleta diária (mm), vazão ( $\text{L s}^{-1}$ ) e concentração dos parâmetros analisados.

Por meio da Tabela 1, observa-se que a precipitação incidente nas áreas de estudo apresentou variação entre as áreas monitoradas. A precipitação total registrada durante o período monitorado foi de 583,8 e 721,6 mm, para a BC e BE, respectivamente. Esses valores corresponderam a apenas 40,42 % (BC) e 49,96 % (BE) da precipitação média anual observada na série histórica (1444,3 mm) correspondente ao período entre 1953 a 2010. Sendo assim, cabe ressaltar que durante o período monitorado, entre os meses de novembro de 2011 a maio de 2012, o Estado do Rio Grande do Sul enfrentou uma intensa estiagem, consequência do fenômeno *La Niña*, o qual registrou duzentos dias de irregularidade de chuva, condição que resultou em prejuízos bilionários para o campo e abastecimento de água em várias comuni-

TABELA 1

Variáveis qualitativas e componentes hidrológicos na bacia com silvicultura de eucalipto (BE) e na bacia com campo e pecuária extensiva (BC).

Datas de coletas	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC
	ppt* (mm)		Q ( $\text{L s}^{-1}$ )		Turb (UNT)		ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )		DBO <sub>5,20</sub> ( $\text{mg L}^{-1}$ )		<i>E. coli</i> (NMP)	
04/08/11	12,3	30,2	8,1	2,4	33	4,4	115	27	1	0,8	106,7	36,5
17/08/11	1,6	0	3,4	1,7	17,7	4,2	140,5	50,5	0,8	0,3	189,7	48,1
24/08/11	0	0	3,6	1,8	17,7	3,5	114,5	27	0,8	0,5	83,3	18,3
31/08/11	15,1	13,2	3,2	1,2	18,7	3,5	153,3	54	1,2	0,9	51,6	54
08/09/11	0	0	3,2	1,2	21,2	4,2	185,5	91,3	0,5	0,9	41,2	14,4
21/09/11	26	34,1	6,6	1,2	43	3,7	109	9	1,2	0,8	49,7	46,6
29/09/11	0	0	2,4	0,8	9,6	8	193,3	62,4	0,6	0,4	169,5	571
13/10/11	13,7	13,3	32,6	3,3	23	10,2	99,2	30,5	1,4	0,7	288,2	403
19/10/11	0	0	1,2	0,6	9,8	12,4	145	45,2	2,2	1	86,9	60,2
26/10/11	90,4	51,6	7,5	1	41,7	6,5	131	20	1,9	1,4	106,8	128,6

Continua...

TABELA 1- Continuação...

Datas de coletas	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC	BE	BC
	ppt* (mm)		Q (L s <sup>-1</sup> )		Turb (UNT)		ST (mg L <sup>-1</sup> )		DBO <sub>5,20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )		E. coli (NMP)	
03/11/11	0	0	2,1	0,6	7,4	11,2	142	39,7	1,5	1,2	19,1	52,6
17/11/11	0	0	1,5	0,2	12,8	20,3	200,8	100,5	2,2	0,8	14,9	185,8
30/11/11	7,5	0	1,5	0,2	6,2	23,5	193,3	62,4	3,6	3,9	76,3	307,6
07/12/11	0	7,4	1,1	0,2	11,7	32,3	231,5	78	3,5	3,6	188,5	137,5
13/12/11	47	0	0,8	0,1	7,8	22,2	218	82	2	1,5	37,5	93,5
04/01/12	0	0	0,7	0,1	5	12,4	220,5	51,5	2,1	1,9	220,5	2053
18/01/12	0	0	0,3	0	4,2	28,8	199	33,5	1,8	1,4	1936,5	265
02/02/12	5,2	0	0,2	0,1	14,6	36,8	233	74	2,1	1,9	54,5	1984
22/02/12	55,3	26,9	0,8	0,1	5,2	7	272,5	97,5	3,1	2,2	1287,5	2053
01/03/12	18,8	44,8	4	6,3	6,7	13,6	191,5	66	4,1	4	5231	7068
21/03/12	8	0	0,4	0,2	3,1	9,5	233	52	1,7	1,4	5	466
03/04/12	0	0	0,2	0,1	12,4	12,5	211,5	37,5	0,9	1,4	5	12098
02/05/12	0	0	0,5	0,1	2,1	5,5	415	246,5	4,5	1,1	55	160
16/05/12	0	0	1	0,1	3,2	5,6	230,5	51,5	2,1	1,9	55	134
31/05/12	0	9,3	1,1	0,1	3,1	7,5	175	58,5	2,1	5,9	31,5	455
14/06/12	14,9	0	0,9	0,2	8,2	5,5	241,5	91,5	2,1	5,4	240	610
27/06/12	0	0	0,8	0,6	4,1	6,3	229,5	73,5	6,3	3	114	1666
11/07/12	0,7	1,1	1,7	0,3	11,8	43	170,5	35	2,6	3,2	87,5	48392
26/07/12	0	0	0,6	0,1	3,7	4,5	200	44	2,3	1,5	0	4,5
08/08/12	0	0	0,4	0,3	4,2	5,7	205,5	79,5	1,9	1,9	0	4
<b>Período úmido</b>												
<b>Média</b>	22,6	21,8	5,1	1,5	17,2	14,9	178,7	50,3	2,1	2,5	558,0	5355,6
<b>Máxima</b>	90,4	51,6	32,6	6,3	43,0	43,0	272,5	97,5	4,1	5,9	5231,0	48392,0
<b>Mínima</b>	0,7	1,1	0,2	0,1	3,1	3,5	99,2	9,0	0,8	0,7	5,0	36,5
<b>Período seco</b>												
<b>Média</b>	0,0	0,0	1,3	0,4	8,3	13,3	206,2	70,0	2,2	1,7	188,8	1084,8
<b>Máxima</b>	0,0	0,0	3,6	1,8	21,2	36,8	415,0	246,5	6,3	5,4	1936,5	12098,0
<b>Mínima</b>	0,0	0,0	0,2	0,0	2,1	3,5	114,5	27,0	0,5	0,3	0,0	4,0

Nota: Células em destaque na coloração cinza – período úmido para a BE e BC; ppt\*: precipitação diária acumulada até 2 dias anteriores ao dia da coleta (mm); Q: vazão (L s<sup>-1</sup>); Turb: turbidez (UNT); ST: Sólidos Totais (mg L<sup>-1</sup>); DBO<sub>5,20</sub>: Demanda Bioquímica de Oxigênio a uma temperatura média de 20 °C durante 5 dias (mg L<sup>-1</sup>) e E. coli: *Escherichia coli* (NMP).

dades do interior, inclusive na Região da Campanha (CEMETRS, 2012). É importante destacar, também, que o ano atípico monitorado pode ter influenciado nos resultados de análise e, conseqüentemente, na

caracterização do enquadramento dos mananciais sob os diferentes usos do solo.

Ao longo do período monitorado, observou-se uma vazão média de 3,1 e 0,8 L s<sup>-1</sup>, respectivamente

TABELA 2

Concentrações médias das variáveis monitoradas nas áreas de estudo, bem como, os limites das classes de enquadramento da Resolução 357/2005 do CONAMA.

Variáveis	Concentração média		Res. CONAMA 357/2005			
	Bacia eucalipto	Bacia campo	*Cl 1	Cl 2	Cl 3	Cl 4
<i>Escherichia coli</i> (NMP 100 ml <sup>-1</sup> )	366,00	2.656,98	≤200	≤1000	≤4000	-
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )	2,14	1,89	≤3	≤5	≤10	-
Sólidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	193,35	62,38	--	≤500	--	-
Turbidez (UNT)	12,42	12,47	≤40	-- ≤100	--	-

Nota: Cl = Classes de enquadramento

para a BE e BC (Tabela 1), o que corresponde, respectivamente, às vazões específicas médias de 0,032 e 0,04 L s<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>. Em função da estiagem predominante, as vazões máximas foram de 32,6 L s<sup>-1</sup> para a BE e 6,3 L s<sup>-1</sup> para a BC. Em geral, as maiores vazões foram observadas para mananciais ocupados com vegetação de porte (BC), conforme a constatação de Peláez (2014) e Shit (2014). Contudo, a maior vazão verificada na BE pode estar associada a vegetação de maior porte, que durante as condições de grande estiagem contribui para manutenção da vazão de base devido aos processos de infiltração de água no solo, o que contribui para o maior armazenamento de água sob estas condições. Durante essa estiagem, Baumhardt (2014) observou para o mesmo local de estudo que embora a evapotranspiração seja superior na BE em relação à BC e a vazão média seja superior na BC, durante o período de intensa estiagem a BE manteve-se perene em função da melhor recarga proporcionada pela atividade de silvicultura.

Na Tabela 2 estão apresentadas as concentrações médias das variáveis monitoradas nas áreas de estudo, conforme calculado pela equação (4).

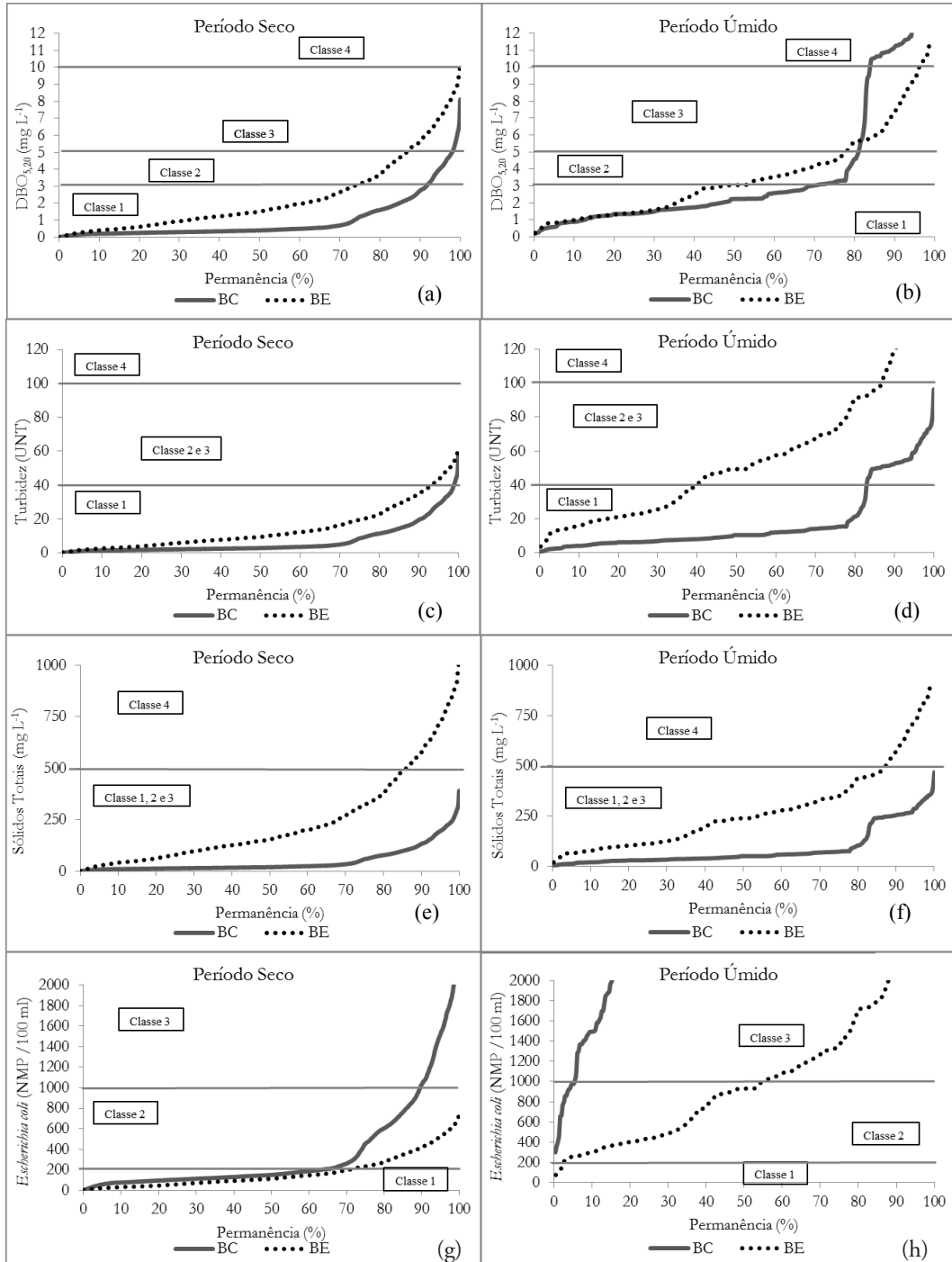
As concentrações máximas obtidas para a maioria das variáveis de análise estiveram associadas ao período de estiagem, enquanto que as concentrações mínimas ao período úmido. Essa condição também foi observada por Kibena et al. (2014) e Vendramini et al. (2013).

Na Figura 2, observam-se as curvas de permanência das vazões, conforme a diluição das cargas médias de cada parâmetro para os respectivos períodos monitorados (seco e úmido) nas áreas de estudo

(BC e BE), juntamente, com os limites das classes de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005.

Na Figura 2, verifica-se nitidamente a influência da precipitação nas concentrações dos parâmetros de qualidade da água. Em geral, verificou-se na BE que o enquadramento para os parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, turbidez e sólidos totais permaneceu em classes maiores da Resolução CONAMA 357/2005, com exceção da variável *Escherichia coli*, para a qual foi maior na BC.

Para a variável DBO<sub>5,20</sub>, as maiores concentrações ocorreram na BE para o período de maior estiagem (6,3 mg L<sup>-1</sup>), sendo a máxima de 5,4 mg L<sup>-1</sup> para a BC. Os maiores valores observados para o período mais seco podem estar associados com a menor capacidade de autodepuração natural e da diluição dos componentes solutos devido aos fluxos reduzidos. Essa condição também foi observada por Kibena et al. (2014) e Salla et al. (2014). Contudo, as concentrações verificadas neste estudo são semelhantes as observadas por Lubenow et al. (2012) em área preservada ao redor de nascente, no município de Irati, PR (1,52 mg L<sup>-1</sup>). Durante o período seco, o enquadramento da BC para o parâmetro DBO<sub>5,20</sub> permaneceu na classe 1 para 93 % do período de permanência da vazão monitorada, classe 2 (5 %) e classe 3 (2 %) (Figura 2a). Para o mesmo período, se verificou na BE, o enquadramento em classe 1 para 74 % do período de permanência da vazão monitorada, classe 2 (10 %), classe 3 (16 %) (Figura 2a). Já para o período úmido, os percentuais do tempo de permanência da vazão corresponderam a 70 % em classe 1, 10 % em classe 2, 3 % em classe 3 e 17 % em classe 4 para a BC (Figura 2b). A concentração média, máxima e mínima na BC foi igual



**FIGURA 2:** Curvas de permanência das concentrações de DBO<sub>5,20</sub> (a; b), turbidez (c; d), sólidos totais (e; f) e *Escherichia coli* (g; h) para as áreas de estudo e os limites de concentração das classes de enquadramento dos corpos hídricos regulamentadas pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

a 2,4; 5,9 e 0,7 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já para a bacia com eucalipto, o enquadramento em classe 1 correspondeu a 43 % do tempo de permanência da vazão monitorada, classe 2 (35 %), classe 3 (18 %) e classe 4 (4 %), conforme Figura 2b. Os valores das concentrações, para esse período, variaram entre 0,8 e 4,1 mg L<sup>-1</sup> para a BE (Tabela 1).

A partir da Figura 2d, verifica-se que a BC se enquadrou na classe 1 (turbidez ≤ 40 UNT) em 84 % do tempo da vazão de permanência e em 16 % para as classes 2 e 3 (valores ≤ 100 UNT), para o período úmido enquanto que para o período seco (Figura 2c), o manancial se enquadrou na classe 1 em 98 %. Na BE, para o período úmido (Figura 2d) se verificou 40 % em classe 1, 45 % em classe 2 e 15 % em classe 4, enquanto que para o período seco o enquadramento na classe 1 correspondeu a 92 % do tempo da vazão de permanência (Figura 2c). Apesar dos maiores valores de turbidez na BE para as datas com registro de chuva (Tabela 1) e evidenciado na Figura 2d, acredita-se que esta condição esteja mais relacionada ao acúmulo de material orgânico (folhas e restos vegetais em decomposição) no curso d'água ao invés do carreamento de sedimentos durante os eventos de chuva, uma vez que os eventos ocorridos não geraram vazões de grande magnitude. Esta condição também pode ser justificada pelos maiores valores de sólidos totais verificados na BE, conforme evidenciado nas Figuras 2e e 2f, especialmente para o período mais chuvoso. Entretanto, durante o período de maior estiagem (seco), maiores valores foram observados na BC, os quais se devem a presença do gado na área e revolvimento do solo, já que o manancial de estudo também serve como bebedouro para os animais. Além disso, a literatura reforça a hipótese de que a cobertura florestal (plantação e/ou nativa) contribui significativamente para a redução da turbidez e da concentração de sólidos totais (BASNYAT et al., 2000; PELÁEZ, 2014; RODRIGUES et al., 2014). Diante dessa condição, um estudo realizado na Índia indicou que para cada um por cento de diminuição na cobertura florestal aumenta os valores de turbidez, sólidos totais suspensos e a *Escherichia coli* em 8,41%, 4,17% e 3,91%, respectivamente (SINGH; MISHRA, 2014).

Para a variável “sólidos totais”, os quais são compostos pelas frações sólidos suspensos e dissolvidos, as maiores concentrações foram observadas na BE

(Tabela 1) fato que pode estar associado a uma maior concentração de sólidos orgânicos e inorgânicos presentes no sistema lótico monitorado, conforme já mencionado. Os valores observados na BE foram muito inferiores às concentrações de ST verificados por Lubenow et al. (2012), para diferentes usos rurais, sendo os maiores valores observados durante as coletas realizadas no período seco. Esse comportamento também foi observado por Kibena et al. (2014) e Salla et al. (2014), em que os autores associam à condição de menor fluxo nos córregos. Para a BE, durante o período seco o corpo hídrico se enquadrou em classe 1, 2 e 3 para 83 % do tempo de permanência e em classe 4 para 17 %, semelhante ao verificado para o período úmido, em que o enquadramento nas classes 1, 2 e 3 foi para 85 % da vazão registrada e o restante enquadrado em classe 4. Na BC o enquadramento em classe 1, 2 e 3 ocorreu para 100 % do tempo de permanência de vazão para os períodos seco e úmido (Figuras 2e e 2f).

As concentrações de *Escherichia coli* observados na BC foram maiores em relação à BE, principalmente, durante o período úmido (Figura 2h). Esses valores estão diretamente relacionados à atividade de pecuária na área, uma vez que parte do dejetos animal tende a ir em direção ao riacho no momento das enxurradas, ocasionando o aumento do número de bactérias. Na BE, os valores de *Escherichia coli* ocorreram em função da contaminação de dejetos de animais silvestres que circulavam na mata, tais como lebres, servos ou graxains que eventualmente foram vistos na área de estudo. Além disso, acredita-se que os valores registrados na BE possam estar relacionados a ocorrência eventual de invasão de gado na área de estudo, pois durante uma das idas a campo foram observados alguns bovinos próximos à bacia de estudo. Como as áreas com plantio são extensas (5.600 ha) e possuem cercas frágeis há a possibilidade do gado ter acesso à área, demorando-se até dois meses para achar uma rês quando perdida na floresta.

Na BC, o enquadramento para o período seco correspondeu a classe 1 para 63 % do tempo da permanência de vazão, classe 2 para 25 % e classe 3 com 12 %. Enquanto que, para o período úmido, o enquadramento apresentou grande diferença, sendo que apenas 5 % do tempo da permanência de vazão se classificou em classe 2, 52 % em classe 3 e 48 %

em classe 4 (Figura 2h), o que ilustra a necessidade de ações de gerenciamento para reduzir a carga de *Escherichia coli* no manancial. Já para a BE, verificou-se que durante o período seco, 73 % do tempo permaneceu em classe 1 e 27 % em classe 2 (Figura 2g), enquanto que para o período úmido, 2 % sem manteve em classe 1, 55 % em classe 2 e 43 % em classe 3.

## CONCLUSÕES

O enquadramento dos mananciais nas classes do CONAMA (Resolução nº 357/05), por meio das curvas de permanência dos parâmetros de qualidade DBO<sub>5,20</sub>, turbidez, *Escherichia coli* e sólidos totais, em geral, apresentou enquadramento em classes maiores para a bacia com plantio de eucalipto, com exceção da variável *Escherichia coli* que apresentou classe 4 para a bacia com uso de campo e pecuária extensiva.

Em geral, verificou-se maiores concentrações das variáveis monitoradas para os períodos de menor pluviosidade (seco), condição que pode estar relacionada à baixa capacidade de autodepuração natural do

manancial em função dos fluxos reduzidos ocorridos para o período que estiagem.

Estudos como este, com a finalidade de avaliar o enquadramento de mananciais com diferentes atividades de produção (silviagropastoril) são incipientes e são essenciais para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que norteiam as atividades de manejo, conservação e uso dos recursos naturais.

Para fins comparativos, recomenda-se o monitoramento das variáveis físico-químicas e biológicas da água a longo prazo, com o propósito de comparar anos hídricos com médias superiores e inferiores à média histórica de determinada região.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos que colaboraram para a realização deste trabalho: ao CNPQ, CAPES, FINEP, FAPERGS, CT-HIDRO, Universidade Federal de Santa Maria, Grupo GERHI, Empresa STORA ENSO e ao Sr. Ildo José Spanevello, proprietário da fazenda São Carlos, na qual foi realizada parte desta pesquisa.

## Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p.711-728. 2013. Disponível em: [https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppens\\_climate\\_classification\\_map\\_for\\_Brazil](https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppens_climate_classification_map_for_Brazil). Acesso em: 12 fev. 2015.
- APHA; AWWA; WPCF. *Standard Methods for the Examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington D.C., 1995.
- BASNAT, P., TEETER, L. D., LOCKABY, B. G., FLYNN, K. M., The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. *Forest Ecology and Management*. v. 128, p. 65–73. 2000. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811279900273X>. Acesso em: 12 fev. 2015.
- BAUMHARDT, E. Hidrologia de bacia de cabeceira com eucaliptocultura e campo nativo na região da campanha gaúcha. 2014. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.
- BRASIL. Lei n. 9.433 de 08 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 08 jan, 1997. Disponível em: ([http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm)) >. Acesso em: 02 mar. 2015.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 03 de abril de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 11 mar. 2012.
- BRASIL. Lei n. 12.651 de 25 de maio de 2012. Institui o Código Florestal Brasileiro. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 25 mai, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em: 02 mai. 2013.
- BRITTES, A. P. Z.; PORTO, M. F. A.; FERNANDES, C. S. Proposta de uma ferramenta de auxílio para aplicação do enquadramento dos corpos d'água. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 2007.
- BROWN, A. E., ZHANG, L.; MCMAHON, T. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, v. 310, p.28-61. 2005.
- BURIN, R. Variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vaccaí Mirim. 2011. 120 f. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.



CEMETRS - Centro Estadual de Meteorologia do Rio Grande do Sul. A estiagem de 2011/2012 e sua influência na produção agropecuária do Rio Grande do Sul. Nota Técnica. Disponível em: [http://www.cemet.rs.gov.br/upload/20120606155033nota\\_tecnica\\_10\\_06\\_06\\_2012\\_fi-nal.pdf](http://www.cemet.rs.gov.br/upload/20120606155033nota_tecnica_10_06_06_2012_fi-nal.pdf). Acesso em: 25 nov. 2012.

CRUZ, J. C. Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais. 2001. 199 f. Tese (Doutor em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas hidráulicas. 2001.

CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L. da. Disponibilidade hídrica para outorga (I): avaliação por seção hidrológica de referência. REGA: Revista de Gestão de Água da América Latina, v. 4, n. 2, p. 51-64, jul./dez. 2007.

CPRH N 2004. Medição de vazão de efluentes líquidos: escoamento Livre. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2004.pdf> Acesso em: set. 2011.

FORMIGONI, Y.; BRITES, A. P.; FERNANDES, C.; PORTO, M. Análise crítica da curva de permanência de qualidade da água com base em dados históricos. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2011. Disponível em: [http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/ec99f1061725d63695b7bea3067296d4\\_31aef3f050dfe0930e76fff29fa8b397.pdf](http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/ec99f1061725d63695b7bea3067296d4_31aef3f050dfe0930e76fff29fa8b397.pdf) Acesso em: 12 dez. 2012.

IRION, C. A. O.; SILVA, C. E. da.; RESTZ, E. F.; SILVEIRA, G. L. da.; CRUZ, J. C. Balanço de Cargas Poluidoras pelo Monitoramento Quali-Quantitativo dos Recursos Hídricos em Pequena Bacia Hidrográfica. RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 1, p. 5-11, jan./mar. 2003. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=37&SUMARIO=566>. Acesso em: 15 jun. 2016.

GARDIMAN JUNIOR, G. Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES. 2012. 123 f. Mestre em Ciências Florestais. Universidade Federal do Espírito Santo. 2012.

GUIMARÃES, R. Z. Avaliação da qualidade de água no processo de recuperação de áreas de plantio de Pinus taeda em APP na bacia do rio Campinas – Joinville – SC. 2012. 168 f. Mestre em Conservação da Natureza. Universidade Federal do Paraná. 2012.

KIBENA, J.; NHAPI, I.; GUMINDOGA, W. Assessing the relationship between water quality parameters and changes in landuse patterns in the Upper Manyame River, Zimbabwe. Physics and Chemistry of the Earth, v. 67-69, p. 153–163, 2014. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706513001435>. Acesso em: 15 jun. 2016.

LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B. Saúde Ambiental da Microbacia. Cap. V. p. 61-75. São Paulo: Rima, 2006. 226 p.

LUBENOW, A. T. et al. Impacto do uso e ocupação da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal, Irati (PR). Ambiência Guarapuava. v.8, n.3, p. 845-858, set./dez. 2012.

PELÁEZ, J. J. Z. Hidrologia comparativa em bacias hidrográficas com eucalipto e campo. 2014. 156 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) -Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

PRONI - PROGRAMA NACIONAL DE IRRIGAÇÃO. Medidores de vazão para pequenos cursos de água: manual do usuário. São Paulo: Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, 1990. 88 p.

RODRIGUES, M. F.; REICHERT, J. M.; MINELLA, J. P. G.; DALBIANCO, L.; LUDWIG, R. L.; RAMON, R.; RODRIGUES, L. A.; BORGES JÚNIOR, N. Hydrosedimentology of nested subtropical watersheds with native and eucalyptus forests. Journal of Soils and Sediments. v. 14, l. 7, p. 1311-1324. 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11368-014-0885-5>. Acesso em: 15 jun. 2016.

SALLA, M. R.; PAREDES-ARQUIOLA, J.; SOLERA, A.; ÁLVAREZ, J. A.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; OLIVEIRA, A. L. de. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Research, v. 42, n. 1, p. 224–244, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.cl/pdf/lajar/v42n1/art19.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2016.

SHIT, P. K.; BHUNIA, G. S.; MAITI, R. Vegetation Influence on Runoff and Sediment Yield in the Lateritic Region: An Experimental Study. Geography e Natural Disasters. v. 4 -1. p. 1-9. 2014. Disponível em: <http://www.omicsgroup.org/journals/vegetation-influence-on-runoff-and-sediment-yield-in-the-lateritic-region-an-experimental-study-2167-0587.1000116.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2016.

SINGH, S.; MISHRA, A. Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India. Journal of Hydrology, v. 519, n. PA, p. 214–224, 2014. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414005265>. Acesso em: 09 jun. 2016.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. do; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L. F. S. Solos do Rio Grande do Sul. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

SWEENEY, B. W.; NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. AWRA Journal of the American Water Resources Association. v. 50, l. 3, p. 560–584, Jun. 2014. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jawr.12203/epdf>. Acesso em: 15 jun. 2016.

VENDRAMINI, D.; BONASSI, J. A.; MORTATTI, J. Aspectos da influência antrópica na carga dissolvida do rio Piracicaba (SP). Geologia USP - Serie Cientifica, v. 13, n. 3, p. 99-112, 2013. Disponível em: [http://pgegeo.igc.usp.br/scielo.php?pid=s1519-874x2013000300008&script=sci\\_arttext](http://pgegeo.igc.usp.br/scielo.php?pid=s1519-874x2013000300008&script=sci_arttext). Acesso em: 10 jun. 2016.

**Mirian Lago Valente** Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. (mirian\_sm@yahoo.com.br)

**Contribuição do autor:**

Elaboração da ideia principal, responsável pelo desenvolvimento do trabalho, pesquisa bibliográfica, realização das coletas e análises em laboratório, tratamento estatístico, análise dos resultados e redação do artigo.

**Jussara Cabral Cruz** Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. (jussaracruz@gmail.com)

**Contribuição do autor:**

Elaboração da ideia principal, organização da metodologia da pesquisa, contribuiu na análise e na discussão dos resultados e na redação do artigo, orientadora da pesquisa.

**Carine Baggio** Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. (carine.bg@hotmail.com)

**Contribuição do autor:**

Contribuiu na realização das coletas e análises em laboratório, e na redação do artigo.

# Crescimento urbano e seus impactos no sistema de drenagem de uma bacia em Natal, RN

*Urban growth and its impacts on drainage system of basin in Natal, RN*

Submetido em: 27/04/16

Revisado em: 15/05/16

Aprovado em: 17/05/16

Geórgia Moreira Gurgel  
Antônio Marozzi Righetto

**RESUMO:** Este trabalho tem como objetivo avaliar o uso e ocupação do solo de uma bacia e analisar o sistema de drenagem, de forma a controlar os impactos por meio de medidas que integrem o desenvolvimento urbano com a drenagem das águas pluviais em uma importante bacia na cidade de Natal/RN. O estudo envolveu a caracterização da bacia XII.4, sobre o uso e ocupação do solo, referente aos anos de 2005 e 2014. Foram elaborados quatro cenários com variações de uso do solo, incluindo a aplicação de LID (Dispositivo de Baixo Impacto). Os dois anos analisados encontram-se com suas áreas muito próximas, em termos de porcentagem de áreas impermeáveis. Com a aplicação do modelo SWMM foi possível analisar os impactos causados pelo processo de urbanização no sistema de drenagem existente, mostrando que todos os cenários indicam deficiência em algum ponto do sistema de drenagem, em consequência do alto grau de ocupação da área que geram escoamentos superiores a capacidade inicial do sistema. Com o estudo ficou claro que a adoção de LID é eficiente na redução de alagamentos e no aumento da capacidade do sistema de drenagem.

**PALAVRAS-CHAVE:** uso e ocupação do solo, cenários, drenagem urbana, swmm, lid.

**ABSTRACT:** This study aims to evaluate the use and occupation of a watershed and analyze the drainage system in order to control the impact using tools to integrate urban development with the drainage of rainwater in an important watershed in Natal City, Rio Grande do Norte State. The study involved the characterization of basin XII.4 on land use and occupation, for the years 2005 and 2014. Four scenarios were drawn up with land use changes, including the application of LID (Low Impact Device). The areas of the two years analyzed are very close to percentage saturation of impervious areas. Applying the SWMM model it was possible to analyze the impacts caused by the urbanization process on the existing drainage system, showing that all indicate deficiency at some point of the drainage system as a result of the high degree of occupation of the area that generates higher flows than the initial drainage system capacity. The study clearly showed that the adoption of LID is effective in reducing flooding and improving the drainage system capacity.

**KEYWORDS:** land use and occupation, scenarios, urban drainage, swmm, lid.

## INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento econômico, aumento da população e consequente ampliação das cidades, há a necessidade, principalmente nos grandes centros urbanos, de um acompanhamento sustentável da infraestrutura urbana.

A copa do mundo de futebol de 2014 produziu transformações às cidades sedes. Grandes obras de infraestrutura e mobilidade urbana foram e ainda estão sendo realizadas, resultando na valorização do espaço

em que se inserem, provocando aumento nos valores das áreas construídas e proporcionando o surgimento de novas áreas nobres. Regiões com potencial turístico, como a cidade de Natal-RN, atraem a atenção de investidores e novos habitantes, incrementando especialmente o mercado imobiliário. Em consequência desse crescimento surgem problemas urbanísticos decorrentes de subdimensionamento da infraestrutura urbana e deterioração do meio ambiente.

O conhecimento das modificações realizadas no solo decorrentes do uso e ocupação é essencial para

identificar a influência no escoamento da bacia devido à impermeabilização de sua superfície, auxiliando na elaboração de medidas que permitam o desenvolvimento sustentável da bacia.

Através das legislações existentes no Plano Diretor Urbanístico e no Plano Diretor de Drenagem, busca-se promover a regulamentação da drenagem urbana associada aos ordenamentos do uso e ocupação do solo da bacia em estudo. Para mitigar os problemas causados pela ocupação não planejada do solo, são necessárias medidas que promovam a integração das ações realizadas pelos planos diretores para o crescimento urbano, assim como medidas não estruturais, que ajudem a manter a sustentabilidade da infraestrutura de drenagem existente.

No presente estudo, optou-se por analisar uma área com base no Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da Cidade do Natal (PD-DMA). A bacia XII.4, unidade de estudo do presente trabalho, apresenta significativa importância para a cidade e vem sofrendo modificações estruturais de grande magnitude em virtude da construção do Estádio Arenas das Dunas, localizado ao lado da região

estudada. O objetivo desse trabalho é a realização do diagnóstico da área, com a descrição do uso do solo e dos tipos de ocupação urbana nele presente, bem como, a simulação de cenários para diferentes usos do solo e analisar o comportamento do sistema de drenagem em resposta a cada cenário proposto com a aplicação do modelo Storm Water Management Model (SWMM), bem como a adoção de medidas de controle sustentável para a drenagem urbana em uma região da cidade de Natal.

## METODOLOGIA

### Área de estudo

A área está localizada no Município do Natal, capital do estado do Rio Grande do Norte (figura 1), compreende boa parte do bairro de Lagoa Nova e uma pequena porção de Nova Descoberta. A bacia representativa é a sub-bacia 4 da bacia XII de drenagem (Rio das Lavadeiras), estabelecida através do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da Cidade do Natal (PDDMA).

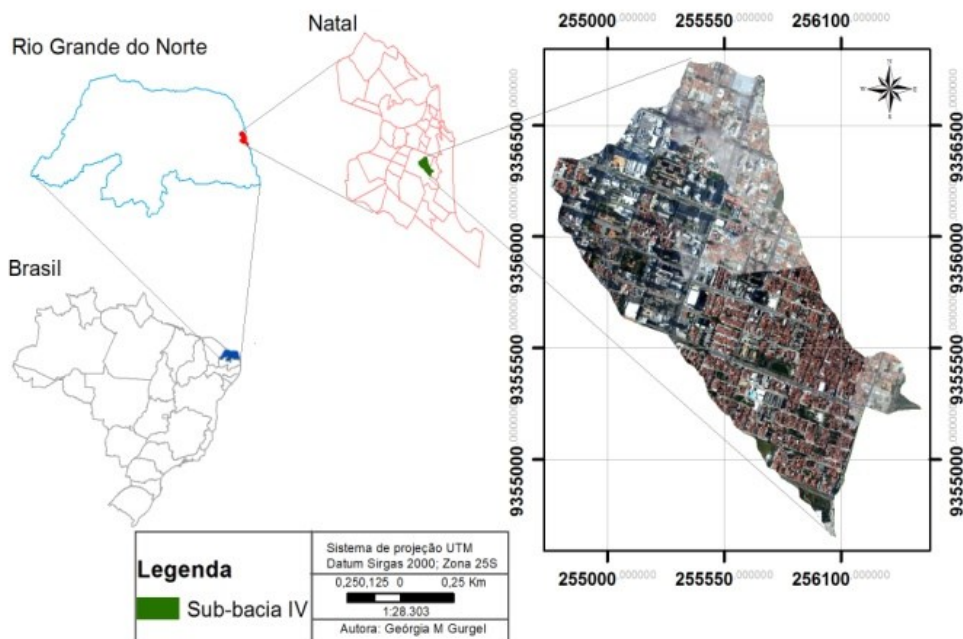


FIGURA 1. Localização da Sub-bacia 4. Fonte: Arquivo da autora.

A área apresenta solo areno argiloso com teor de argila variando de 20 a 30%. O coeficiente de deflúvio médio da bacia é de 0,53 e a taxa de infiltração no solo é de 7 mm/h (PDDMA, 2009). A bacia apresenta área de drenagem de 1,54 km<sup>2</sup> e declividade média de 0,0458 m/m.

Natal encontra-se na Mesorregião Litoral Leste, com totais precipitados anuais que variam entre 800 a 1.600 mm. O período chuvoso principal ocorre entre os meses de abril a julho. (CPRM, 2010)

### Caracterização do sistema de drenagem da bacia

O sistema de drenagem da bacia é definido como um sistema fechado e conectado a uma lagoa de

infiltração (Lagoa do Preá) (Figura 2). Compreende uma rede de galerias com poços de visita e bocas de lobo distribuídas ao longo de sua extensão. O volume excedente da lagoa é bombeado e segue por uma adutora, sistema de macrodrenagem, e posteriormente lançados no Rio Potengi. A macrodrenagem é deficiente, com sistema de bombeamento relativamente precário para reduzir o tempo de inundação das lagoas (GUIMARÃES JUNIOR; RIGHETTO, 2013).

A lagoa apresenta taludes sem revestimento adequado e fundo colmatado. Há presença de resíduos sólidos dentro da lagoa. Mesmo na estação seca é notória a presença de líquido na lagoa, esse fato ocorre por causa do lançamento de esgoto doméstico na rede de drenagem.

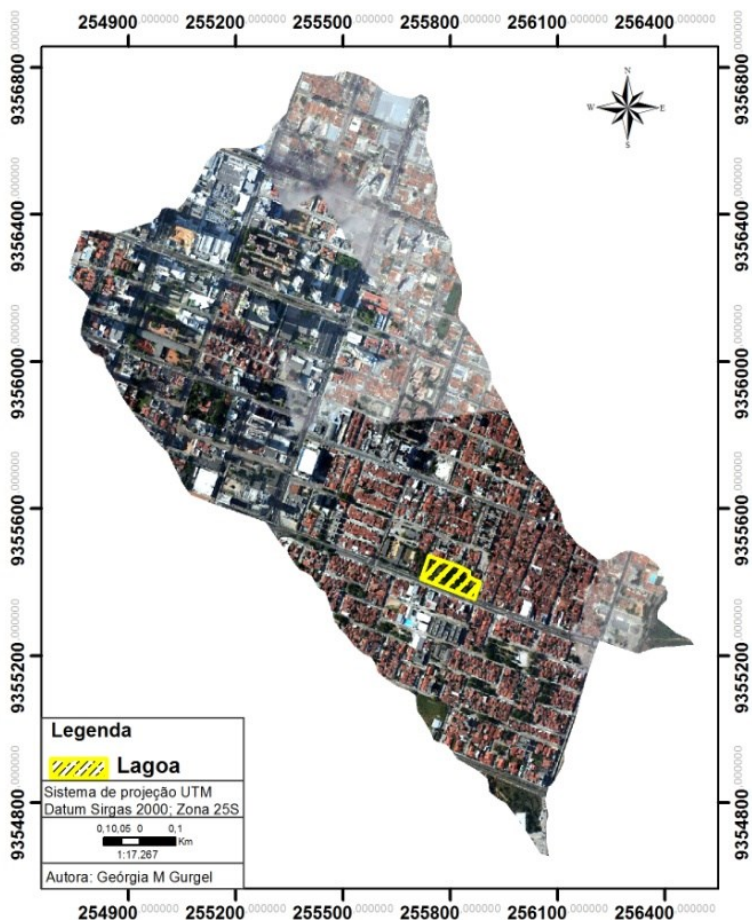


FIGURA 2. Lagoa do Preá. Fonte: Arquivo da autora.

## Determinação do uso do solo para os anos de 2005 e 2014

Para a determinação do uso e ocupação do solo como também a evolução da ocupação urbana, foram analisadas duas datas com intervalo de 9 anos entre elas, sendo as datas referentes aos anos de 2005 e 2014. O ano de 2005 foi escolhido por ser a data mais antiga com qualidade de resolução do Google adequado para a determinação de suas características.

Foram escolhidos e aplicados, para a caracterização da bacia, cinco padrões de detalhamento, como mostrado na tabela 1.

TABELA 1.  
Padrões de detalhamento da bacia

Padrões	Classes	Detalhamento
Residencial	Unifamiliar	Casas residenciais
	Multifamiliar	Edifícios residenciais
Comercial	Edifício comercial	Edifícios com salas comerciais
	Residência comercial	Construções com até um pavimento
Praça/quadra de esporte	-	Áreas permeáveis destinadas ao lazer da comunidade
Áreas livres	-	Áreas sem construção, públicas ou não, e lotes com até 50% de sua área permeável.
Lagoa	-	Lagoa de infiltração

Fonte: Arquivo da autora

## APLICAÇÃO DO MODELO SWMM – STORM WATER MANAGEMENT MODEL

Para a aplicação do modelo são necessários vários elementos que representam o sistema de drenagem, iniciando pela determinação das áreas de contribuição, compostas por superfícies permeáveis e imper-

meáveis que direcionam o escoamento superficial a um ponto de descarga. O método escolhido para a propagação do fluxo na rede de drenagem foi o método da onda cinemática.

É preciso representar os elementos que formam a rede de drenagem, como os responsáveis pela condução do escoamento, reservatórios de armazenamento entre outros. Por fim, o SWMM requer a entrada de uma série de dados de precipitação que ocorrem na região estudada.

## Discretização das subáreas e representação do sistema de drenagem no modelo SWMM

A discretização da bacia em estudo baseou-se em quatro fatores: a dimensão total da área com elevado número de quadras, limite entre as principais avenidas existentes, a topografia local e a redução no processamento de dados do modelo.

O conjunto de quadras é a unidade de estudo adotada, com o objetivo de simplificar o número de informações existente na área. A contribuição de cada uma das 135 subáreas geradas foi direcionada a outra subárea ou aos nós da rede de drenagem situados nas vias públicas com base na topografia, na divisão

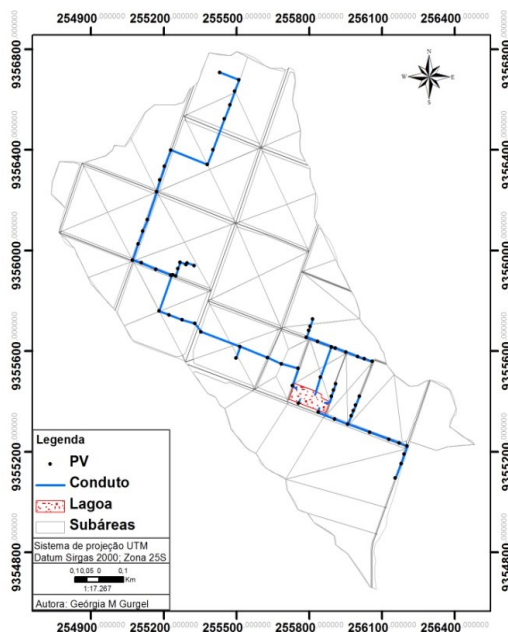


Figura 3. Discretização do sistema da bacia para o SWMM. Fonte: Arquivo da autora.

das áreas e no traçado das ruas. A figura 3 mostra a discretização da bacia.

Os nós também são considerados exutórios de algumas subáreas de contribuição. Os condutos são representados no modelo por trechos de seção circular. Para simplificar a modelagem, apenas os condutos que recebem contribuição em função da divisão adotada e os poços de visita foram considerados. A exclusão das bocas de lobo justifica-se, também, pela limitação do modelo ao permitir apenas um exutório para cada subárea. Foram representados no modelo 69 nós de conexão e 69 trechos de seção circular. Na figura 3 é mostrado a discretização do sistema de drenagem para a modelagem.

### Parâmetros hidrológicos

Os parâmetros hidrológicos necessários para a caracterização das subáreas no modelo SWMM estão descritos na tabela 2:

A largura característica do escoamento das subáreas foi determinada pelo resultado da divisão entre a área da sub-bacia e o maior comprimento de fluxo, sendo este adotado como o valor da largura do retângulo equivalente, como mostrado nas equações 1 a 3.

TABELA 2  
Parâmetros hidrológicos das subáreas

Parâmetro	Unidade
Largura do escoamento	m
Declividade	m/m
Porcentagem de área impermeável	%
Coef. de Manning para a área permeável	$m^{-1/3}.s$
Coef. de Manning para a área impermeável	$m^{-1/3}.s$
Profundidade do armazenamento nas depressões das áreas impermeáveis	mm
Profundidade do armazenamento nas depressões das áreas permeáveis	mm
Modo de propagação do escoamento entre a área permeável e impermeável	-
Porcentagem do escoamento transferido entre as áreas dentro da subárea	%
Escolha do método de infiltração e determinação dos respectivos parâmetros	-

Fonte: Arquivo da autora

$$W = \frac{A}{Le} \quad (1)$$

$$Le = \frac{k_c \sqrt{A}}{1,12} \left[ 1 - \sqrt{1 - \left( \frac{1,128}{k_c} \right)^2} \right] \quad (2)$$

$$k_c = 0,282 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (3)$$

TABELA 3  
Parâmetros de caracterização das subáreas para o SWMM

Tipo de subárea	n imp	n perm	PA imp	PA perm	% imp	PE	%p
Ruas pavimentadas	0,07*	0,2*	0,05*	0,05*	90*	OUTLET	100
Ruas calçadas	0,08*	0,4*	0,05*	3*	90*	OUTLET	100
Residencial unifamiliar	0,05*	0,4*	0,05*	10*	90*	PERVIOUS	50
Residencial multifamiliar	0,01	0,13	0,05	10	90	PERVIOUS	50
Residência comercial	0,05*	0,4*	0,05*	10*	90*	PERVIOUS	50
Edifícios comerciais	0,01	0,13	0,05	10	90	PERVIOUS	50
Praça/quadra de esporte	0,02	0,15	0,05	0,2	90	PERVIOUS	50
Área livre	0,02	0,15	0,05	0,2	90	PERVIOUS	50

**n imp** - n° de manning para área impermeável ( $m^{-1/3}.s$ ), **n perm** - n° de manning para área permeável ( $m^{-1/3}.s$ ), **PA imp** - Profundidade de armazenamento nas depressões das áreas impermeáveis (mm), **PA perm** - Profundidade de armazenamento nas depressões das áreas permeáveis (mm), **% imp** - % de área impermeável sem armazenamento, **PE** - Modo de propagação do escoamento, **%p** - Porcentagem do escoamento transferido entre as áreas dentro da subárea.

\*LIMA,2011

onde: W: Largura das sub-bacias (m); A: Área da sub-bacia ( $m^2$ ); Le: Largura do retângulo equivalente (m); Kc: Coeficiente de compacidade; P: Perímetro da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m).

Foram adotados para as subáreas representativas das Ruas, padrão Residencial Unifamiliar e padrão Residência Comercial os seguintes parâmetros adotados por Lima (2011): coeficientes de rugosidade de Manning, as profundidades de armazenamento em depressões e a porcentagem de área impermeável sem armazenamento. Tais valores foram resultantes da calibração para a bacia de Mirassol, localizada a cerca de 900 m da área em estudo e por apresentar padrões de ocupação semelhantes aos da bacia analisada. A tabela 3 fornece os parâmetros que caracterizam as subáreas para aplicação no SWMM.

Foi utilizada a fórmula de Horton como modelo de infiltração, sendo seus parâmetros determinados a partir da classificação hidrológica do solo, conforme pode ser visto na tabela 4.

TABELA 4  
Parâmetros de infiltração por subárea

Parâmetros da fórmula de Horton	Solo Tipo C
Taxa de infiltração inicial do solo seco: $f_0$ (mm/h)	130
Taxa de infiltração final do solo úmido: $f_c$ (mm/h)	7
Constante característica - k	2

Fonte: PDDMA (2009)

### Dados hidrológicos

Foram utilizados três eventos chuvosos escolhidos para analisar o sistema de drenagem em relação a evolução urbana ocorrida entre os anos de 2005 e 2014 e as conseqüências da urbanização nos cenários analisados.

Evento 1: Evento chuvoso de maior intensidade no período de 2005 a 2014. Este evento apresentou uma precipitação acumulada diária de 222 mm.

Para determinar o comportamento do sistema de drenagem em relação aos cenários simulados foram utilizados dois eventos chuvosos:

Evento 2: A precipitação acumulada diária de 14,9mm foi escolhida por ser a média do acumulado

diário dos quatro meses mais chuvosos dos últimos nove anos.

Evento 3: A precipitação acumulada diária de 9,6 mm foi adotada por ser a média anual de 2015, média anual mais recente.

Os dados usados para determinar os eventos analisadas foram da estação meteorológica da UFRN obtidos no site da Empresa de Pesquisa Agropecuária – EMPARN.

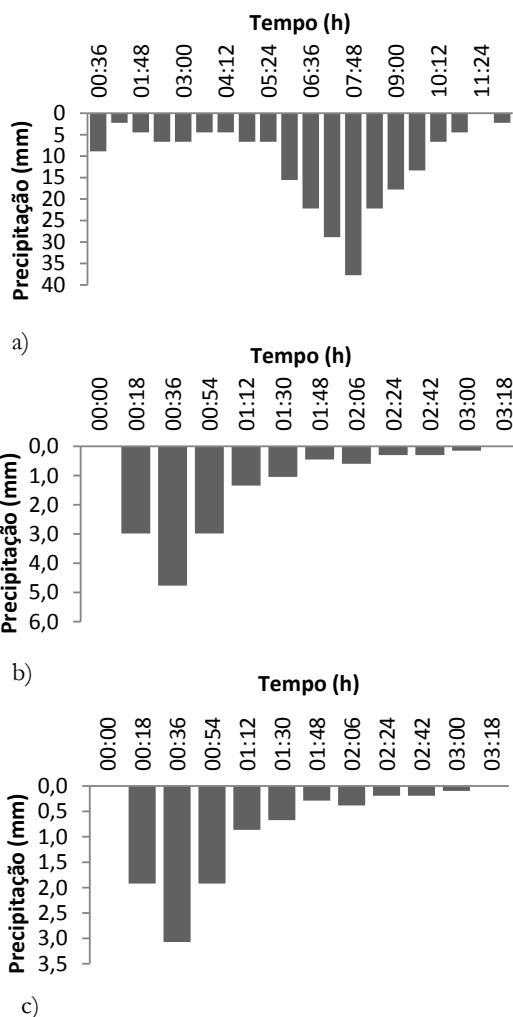


FIGURA 4. Gráfico da desagregação pelo método de Huff: a) Evento 1; b) Evento 2; c) Evento 3. Fonte: Arquivo da autora.



O SWMM não permite valores acumulados diários de precipitação, nesse caso, optou-se pelo método do terceiro quartil (HUFF, 1990) para distribuir o acumulado diário de 222 mm ao longo de 12 horas do dia. Essa duração foi escolhida por representar o comportamento mais próximo da realidade ocorrida no dia analisado. (Figura 4.a)

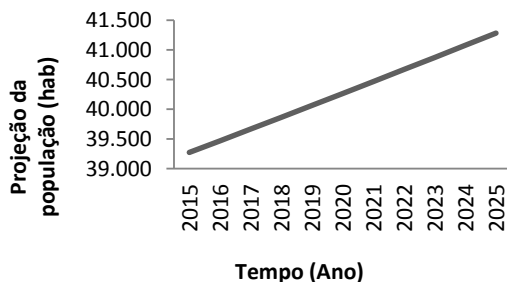
Para distribuir os valores acumulados referentes aos eventos 2 e 3 optou-se pelo método do primeiro quartil (HUFF, 1990), ao longo de 50 minutos, período este, igual ao tempo de concentração da bacia estabelecido pelo PDDMA. (Figura 4.b e 4.c)

### Determinação de cenários de expansão urbana

Quatro cenários foram elaborados para avaliar as consequências da atividade humana na bacia em estudo. O cenário 1 testa o sistema de drenagem existente na bacia, considerando as condições de uso e ocupação do solo para o ano de 2014, considerado como cenário atual. Para o cenário 2 foi utilizado o valor pelo Plano Diretor de Natal, que determina taxa de ocupação urbana de até 80% para as áreas que se encontram na zona adensável. No cenário 3 a bacia é avaliada para uma condição extrema de impermeabilização, ou seja, a bacia encontra-se 100% impermeabilizada. O cenário 4 testa o comportamento da área com a introdução de pavimentos permeáveis nas principais avenidas, visto que, recebem em sua maior parte os escoamentos dos conjuntos de quadras.

### Projeção da população

Maior parte da área em estudo é compreendida pelo bairro de Lagoa Nova, este bairro apresenta crescente aumento de sua população, esse crescimento



**FIGURA 5. Gráfico da projeção populacional pelo método da projeção geométrica. Fonte: Arquivo da autora.**

populacional pode vir a causar mais impactos no futuro à área em estudo. A população foi estimada para o ano de 2025 pelo método da projeção geométrica (figura 5). A partir de dados de populações anteriores para o bairro de Lagoa Nova, em intervalo de 22 anos (1991 a 2013), obtidos pela PMN(2013), pôde-se projetar a população para um horizonte de projeto de 12 anos. A estimativa resultante para a população foi igual a 41.284 mil habitantes para o ano de 2025.

### Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi aplicada aos principais parâmetros utilizados pelo modelo com o objetivo de verificar a influência exercida por eles no hidrograma de saída do SWMM. A análise foi realizada com o suporte do Microsoft Excel para o evento 1 no ano de 2014. Os parâmetros analisados foram: coeficiente de rugosidade de Manning para as áreas impermeáveis e permeáveis, largura das subáreas e porcentagem de áreas impermeáveis. Para o valor inicial da largura das subáreas e % de áreas impermeáveis foi calculado a largura média igual a 260 m e adotado 50% respectivamente. Os valores iniciais dos coeficientes de rugosidade de Manning são aqueles mostrados anteriormente na tabela 3.

## RESULTADOS

### Uso do solo para os anos de 2005 e 2014

Foram identificadas 131 quadras contendo 2.579 lotes para o ano de 2005 e 2.094 lotes para 2014. Na área, há presença de algumas quadras de grandes dimensões onde funcionam vários equipamentos urbanos. O solo é predominantemente impermeabilizado com 12 avenidas revestidas em asfalto e 197 ruas em paralelepípedo para o ano de 2005. Para o ano de 2014 foram 20 avenidas asfaltadas e 189 ruas em paralelepípedo. A rede viária é formada por três rodovias arteriais que fazem a ligação entre sete bairros, considerados nobres da Capital.

A caracterização da área, em função dos padrões estabelecidos, resultou nos mapas que representam o uso e ocupação do solo para os dois anos analisados, como mostram as figuras 6 e 7. A tabela 5 apresenta as áreas determinadas e seu percentual por padrão de uso e ocupação do solo para os anos de 2005 e 2014.

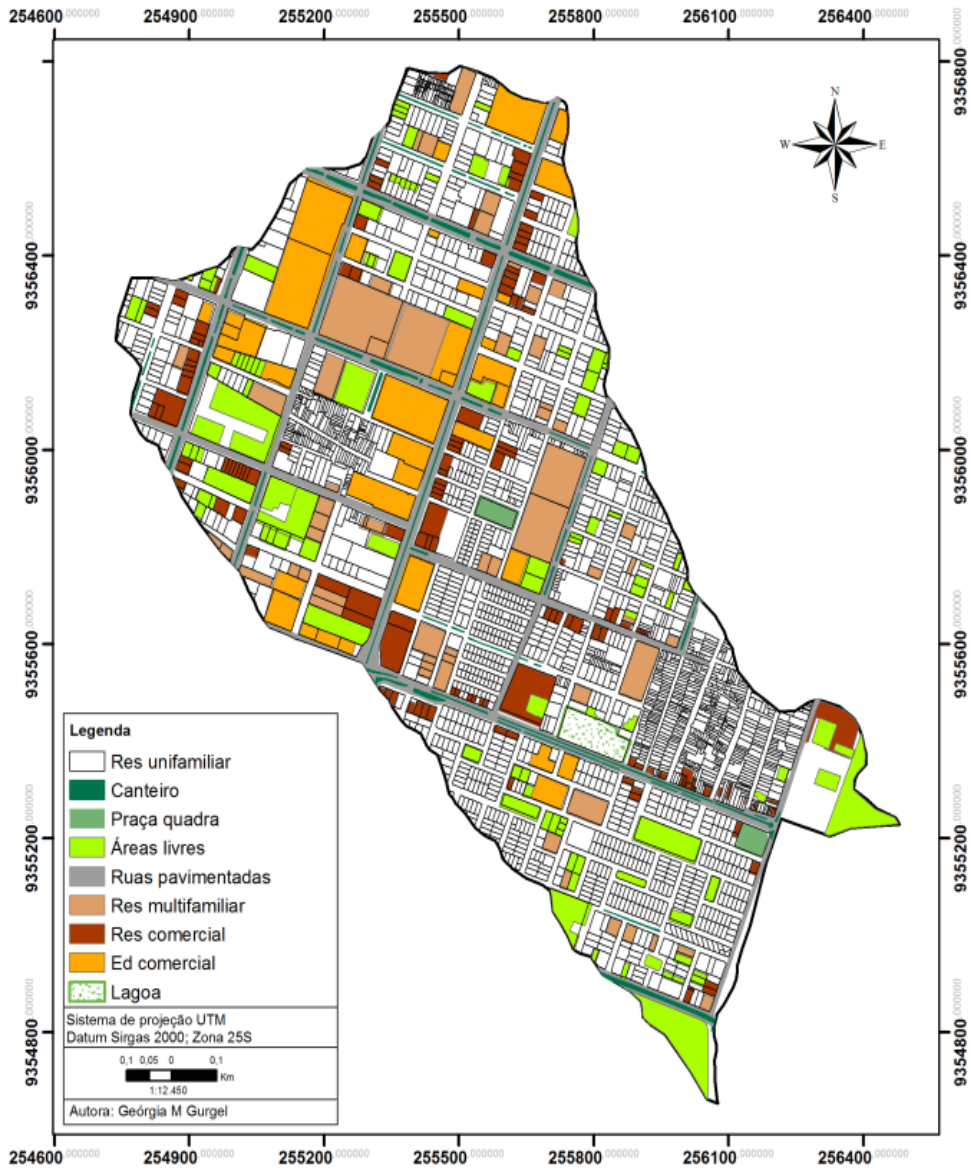


FIGURA 6. Uso e ocupação do solo para o ano de 2005. Fonte: Arquivo da autora.

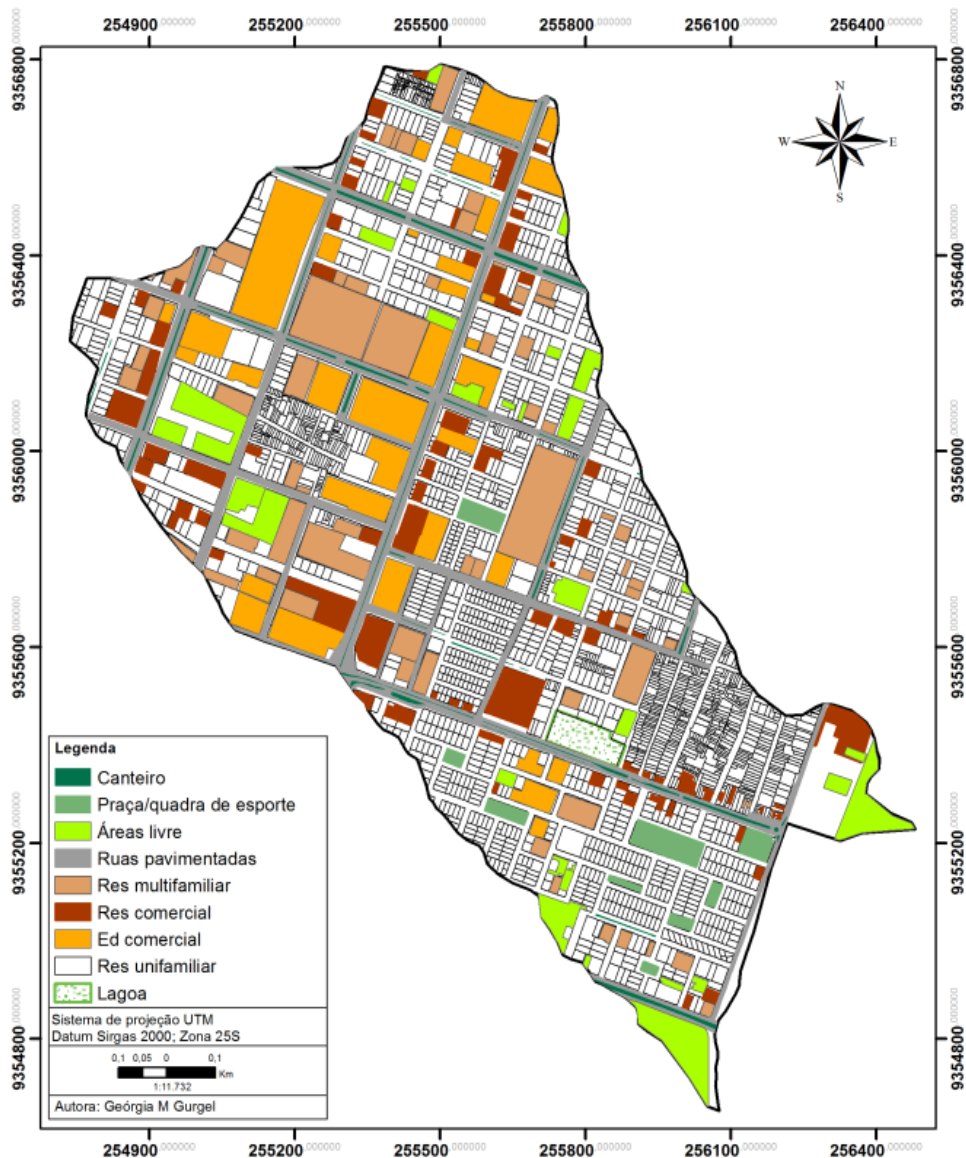


FIGURA 7. Uso e ocupação do solo para o ano de 2014. Fonte: Arquivo da autora.

TABELA 5  
Áreas por padrão de uso e ocupação do solo nos anos de 2005 e 2014

Padrões	2005		2014		Variação %
	Área		Área		
	ha	%	ha	%	
Residencial					
Unifamiliar	56,59	50,8	55,08	49,4	-1,4
Multifamiliar	13,26	11,9	15,86	14,2	2,3
Comercial					
Ed. comercial	14,29	12,8	16,99	15,2	2,4
Res.comercial	9,32	8,4	11,47	10,3	1,9
Praça/quadra de esporte	0,77	0,7	2,41	2,2	1,5
Áreas livres	16,20	14,5	8,62	7,7	-6,8
Lagoa	1,03	0,9	1,03	0,9	0,0
Áreas impermeáveis	120,79	86,94	126,86	90,93	4,0
Áreas permeáveis	18,14	13,06	12,65	9,07	-4,0

Fonte: Arquivo da autora

### Resultados das simulações com SWMM para os anos de 2005 e 2014

Para os anos de 2005 e 2014, foram obtidos dois eventos, 4 e 5, que geram, respectivamente, transbordamento do primeiro nó da rede de drenagem e da lagoa de infiltração para os dois anos analisados (Tabela 6). A lagoa apresentou alagamento para os eventos 1 e 5. A tabela 7 mostra os volumes de inundação gerados pela lagoa para os dois eventos analisados, nos anos de 2005 e 2014. Os hidrogramas gerados pelo modelo SWMM apresentaram mesmos valores de pico iguais a 180 m<sup>3</sup>/s para o evento 1 aplicado aos anos de 2005 e 2014.

TABELA 6  
Eventos obtidos para os anos 2005 e 2014

Evento	Precipitação(mm)	Duração (h)
4	9	12
5	18	12

Fonte: Arquivo da autora

TABELA 7  
Volumes de inundação da lagoa para os anos 2005 e 2014

	Evento 5		Evento 1	
	2005	2014	2005	2014
Vol. Inundado-m <sup>3</sup>	2.172	3.446	574.011	588.427

Fonte: Arquivo da autora

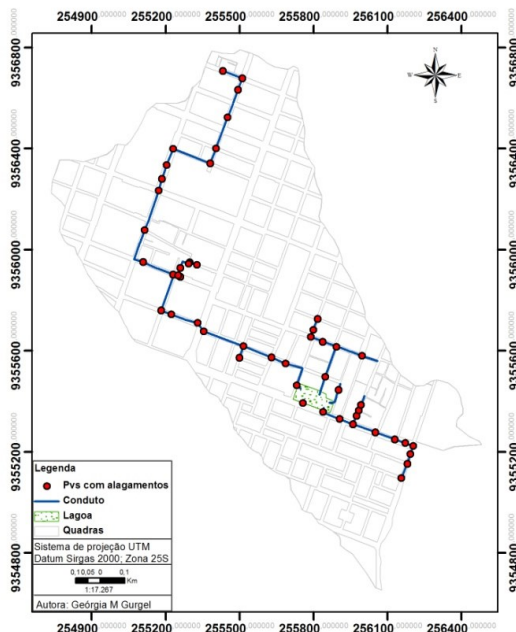


FIGURA 8. Nós que apresentaram alagamento na simulação para o evento 1.  
Fonte: Arquivo da autora.

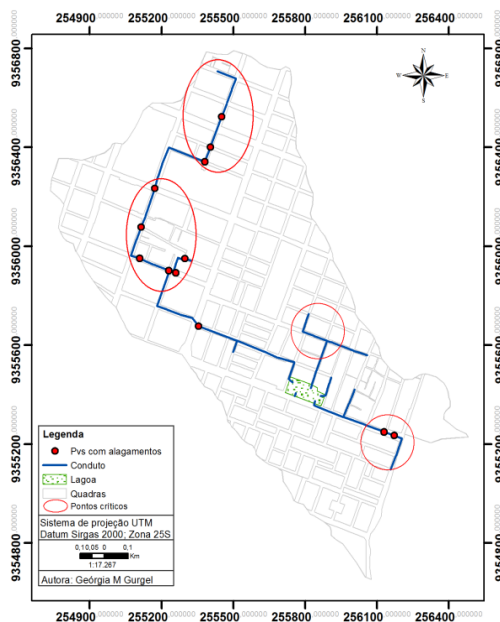
Os dois anos analisados apresentaram os mesmos nós alagados, totalizando em 47 nós para o evento 1. Na figura 8 é possível identificar os PVs que apresentaram alagamento na simulação.

### Resultados das simulações para os cenários de expansão urbana

A simulação com o SWMM para cada cenário resultou na quantificação de nós que sofreram alagamento e no comportamento da lagoa para cada evento de precipitação. Na tabela 8 está discriminado o comportamento do sistema para cada cenário proposto.

Foi elaborado um mapa para representar os pontos críticos onde ocorreram os maiores números de alagamentos de PV e aqueles que sofreram alagamentos em comum nos quatro cenários para os dois eventos analisados, mostrado na figura 9.

As respostas hidrológicas às mudanças de precipitação e ocupação da superfície foram medidas em termos de valor de pico para a vazão gerada por cada cenário, como mostrado na tabela 9.



**FIGURA 9. Mapa de pontos críticos de alagamento para os cenários propostos. Fonte: Arquivo da autora.**

**TABELA 8**  
Dados obtidos pelo SWMM para cada cenário analisado

	Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3		Cenário 4	
	Eventos							
	3	2	3	2	3	2	3	2
Armazenamento em LID (mm)	-	-	-	-	-	-	2,287	2,287
Nº de nós alagados	8	18	4	10	14	22	8	14
Capacidade da lagoa(%)	34	100	38	98	48	100	10	16
Volume máx. da lagoa (m³)	19340	42897	16263	42221	20413	42897	4367	6938
Volume inundado da lagoa (m³)	-	2867	-	-	-	2367	-	-

Fonte: Arquivo da autora

**TABELA 9**  
Vazão de pico gerada pelo SWMM para cada cenário.

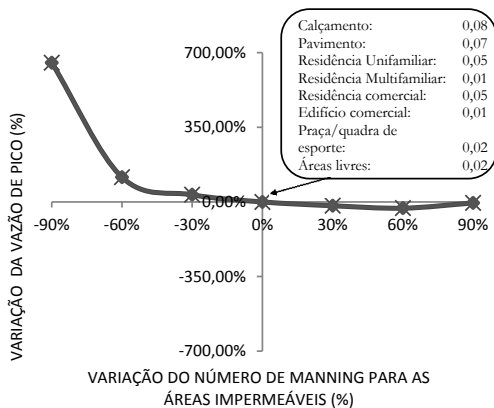
Evento	Total precipitado (mm)	Vazão de pico (m³/s)			
		Cenários			
		1	2	3	4
2	14,9	8,3	5,26	11,13	7,82
3	9,6	4,49	2,91	6,17	4,27

Fonte: Arquivo da autora

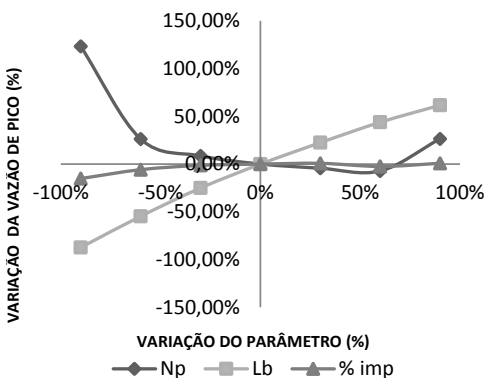
## Resultados da análise de sensibilidade

Os parâmetros que apresentaram sensibilidade sobre a vazão de pico foram: número de Manning para áreas impermeáveis e permeáveis e a largura das sub-bacias. Sendo o número de Manning para áreas impermeáveis o parâmetro mais sensível, chegando a alterar em 652,46 % a vazão de pico (figura 10).

O número de Manning para áreas permeáveis (Np) foi o segundo maior parâmetro a apresentar influência sobre a vazão, variando em até 123,31%. A largura das sub-bacias (Lb) apresentou sensibilidade de até 87,43% na vazão de pico. O parâmetro porcentagem de áreas impermeáveis (%imp) não apresentou grande influência sobre a variação da



**FIGURA 10.** Influência do nº de Manning para áreas impermeáveis na vazão de pico. Fonte: Arquivo da autora.



**FIGURA 11.** Influência dos parâmetros na vazão de pico. Fonte: Arquivo da autora.

vazão de pico com variação de 15,14%. A figura 11 mostra a influência dos parâmetros na vazão de pico como variável dependente.

## DISCUSSÃO

### Análise do processo de urbanização

Para o ano de 2014 continua o predomínio de residências do tipo unifamiliar com crescente número de construções verticais do tipo Residencial Multifamiliar, se comparado ao ano de 2005. É observada intensa ocupação comercial e progressiva verticalização, com construções de edifícios comerciais, apresentando forte domínio da especulação imobiliária. No ano de 2005 é notória a presença de atividades econômicas as margens das principais avenidas devido à presença de estabelecimentos comerciais e de serviços. O fato se repete no ano de 2014, com uma maior presença de edifícios comerciais e residências multifamiliares.

Além desses fatores, a área está inserida na zona adensável, tornando-a atrativa para a construção predial vertical, o que explica o aumento do número de edificações identificadas entre os anos analisados.

Não houve grandes mudanças na região ao sul da área, em relação à área construída, fato este, explicado por se tratar de uma região localizada no entorno do Parque das Dunas com controle de gabarito, no entanto, apresentou pequeno aumento no número de construções residenciais comerciais, demonstrando uma possível concentração futura do crescimento comercial e de serviços na Avenida Cel. Norton Chaves.

O padrão Áreas Livres foi o que demonstrou maior variação no período estudado, sofrendo uma redução de 53% de 2005 a 2014, o que mostra a tendência de ocupação da superfície do solo na área em decorrência da urbanização. Uma pequena parte das áreas antes consideradas como livres passam a ter utilidade para comunidade, tornando-se praças e quadras de esporte no ano de 2014.

### Análise dos parâmetros obtidos nas simulações para os anos de 2005 e 2014

Os sistemas de drenagem simulados para os anos de 2005 e 2014 apresentaram comportamentos similares, com mesmos pontos de alagamento e por suportarem as mesmas chuvas limites sem transbordar...

mento de nó. Isso pode ser explicado em decorrência da elevada ocupação da área já no ano de 2005.

A rede de drenagem apresenta - se ineficiente para os dois anos analisados. Em sua maioria, os PVs encontram-se em baixas cotas topográficas, o que favorece o recebimento de maiores volumes de escoamento gerados pelas subáreas como também o, já existente, grau de impermeabilização do solo que gera altos valores de escoamento.

É evidente que a lagoa não mais suporta eventos de baixa precipitação, atingindo a saturação de sua estrutura e ultrapassando seu volume máximo de armazenamento. Os hidrogramas do sistema, gerados pelo modelo SWMM, também não apresentam diferenças significativas para os anos analisados, não havendo variações das vazões de pico de um ano para outro, isso ocorre em função da similaridade encontrada nas características de ocupação do solo entre os dois anos.

### **Análise das simulações para os cenários de expansão urbana**

O cenário 2 referente a taxa máxima de ocupação urbana estabelecida pelo plano diretor de Natal, apresentou melhor resultado entre os cenários propostos, com menor vazão de pico, principalmente se comparado ao cenário 1 referente ao ano de 2014, considerado atual, o que mostra o não cumprimento por parte da população do limite máximo de impermeabilização do lote.

No terceiro cenário que representa a área com 100% de impermeabilização do solo foi gerada a maior vazão de pico em comparação aos outros cenários, o que é evidente que a área não mais permite a infiltração nem oferece resistência ao escoamento superficial.

Deve-se chamar a atenção para o cenário atual, que apresenta uma pequena diferença, em termos de percentual impermeável se comparado ao cenário 3. A projeção futura da população comprova que a área apresenta crescimento populacional e, em breve, atingirá o cenário extremo de ocupação do solo, em virtude do processo de urbanização que ainda ocorre na área, agora com maior tendência a verticalização.

O quarto cenário mostrou eficiência na redução da vazão de pico e do escoamento na bacia com a adoção de LID, pavimentos permeáveis para o caso analisado. Essa redução é consequência do aumento

da infiltração permitido pela área permeável referente às principais avenidas da área.

Em todos os cenários é notável a presença de PVs que apresentaram alagamento, isso pode ser explicado em relação às dimensões do PV e diâmetro das tubulações que são inferiores a capacidade real de drenagem. A lagoa apresentou inundação nos cenários atual e 100% impermeabilizado para o evento 2, sendo estes os cenários que apresentam maior ocupação de sua superfície. O aumento da área permeável pela adoção dos pavimentos permeáveis resultou em uma redução significativa do volume armazenado na lagoa em virtude do menor volume escoado, mostrando sua eficácia na redução de alagamentos e no aumento da capacidade do sistema de drenagem.

### **Análise de sensibilidade**

Os coeficientes de rugosidade de Manning para áreas impermeáveis e permeáveis apresentaram comportamentos semelhantes, ao sofrerem redução em seus valores causam crescimento da vazão de pico. Este fato é explicado pelo coeficiente de Manning ser inversamente proporcional a vazão de acordo com a equação de Manning, usada pelo SWMM para calcular o escoamento superficial.

Outro parâmetro que demonstrou sensibilidade à vazão de pico foi a largura do escoamento das sub-bacias. A análise de sensibilidade mostrou uma relação proporcional deste parâmetro com a vazão em virtude do SWMM considerar cada subárea como um reservatório não linear e sendo a largura diretamente proporcional à área geradora de escoamento. A partir disso fica claro observar que, quanto maior for a área de contribuição maior será o escoamento gerado.

Um fato interessante observado na análise em relação à porcentagem de área impermeável foi a baixa sensibilidade encontrada deste parâmetro com a variação da vazão de pico. Esse fato pode ser explicado em decorrência, principalmente, da elevada precipitação analisada associada à baixa taxa de infiltração mínima do solo, fazendo com que a porcentagem de impermeabilização do solo passe a não influenciar no escoamento gerado na área.

### **CONCLUSÕES**

Este estudo demonstra que os dois anos analisados encontram-se com suas áreas muito próximas do

estado de saturação, em termos de porcentagem de áreas impermeáveis. Para o ano de 2005 é comprovado essa situação pela pequena diferença na porcentagem de áreas impermeáveis quando comparado a 2014. O aumento no número de edifícios construídos carece atenção das autoridades competentes não apenas em relação ao sistema de drenagem existente, mas também para o aumento da densidade demográfica na área, que no futuro poderá sobrecarregar os sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

Com o modelo conceitual desenvolvido para associar os escoamentos e retenções pluviais da área em estudo com alterações de uso e ocupação do solo foi possível testar o sistema de drenagem existente mostrando que o mesmo é incapaz de drenar eventos de baixas precipitações sem gerar alagamentos de PVs e sem transbordamento da lagoa. Há necessidade de modificações no projeto inicial levando em conta as condições atuais de uso e ocupação da área, como também um melhor funcionamento do sistema de macrodrenagem para drenar o volume excedente da lagoa.

Torna-se evidente que o processo de urbanização que ainda ocorre na área, agora com maior tendência de verticalização, teve seu início sem o acompanha-

mento do sistema de drenagem, isso faz crer, que no futuro tende a piorar se houver novas precipitações elevadas, se o sistema de macrodrenagem não for eficiente e, sobre tudo, se não houver a conscientização da população da necessidade de se adotar medidas localizadas que retenham em seu próprio lote os volumes gerados pela impermeabilização do mesmo, e dos prejuízos causados pelo lançamento de águas servidas na rede de drenagem reduzindo a capacidade de infiltração da lagoa.

O estudo demonstra que o cenário atual encontra-se muito próximo de apresentar os danos resultantes de maiores alagamentos como mostrado no cenário de ocupação extrema. Todos os cenários indicam deficiência em algum ponto do sistema de drenagem em consequência do alto grau de ocupação da área que supera a capacidade inicial do sistema. Com o estudo ficou claro que a adoção de medidas não estruturais são medidas eficientes na redução de alagamentos e no aumento da capacidade do sistema de drenagem, e que, aliadas a instrumentos de gestão que permitam uma urbanização ordenada são suficientes para conter os impactos gerados pelo crescimento das cidades.

Seria interessante a instalação de equipamentos que permitam a calibração do modelo proposto.

## Referências

CPRM. Pfaltzgraff, Pedro Augusto dos Santos. Geodiversidade do estado do Rio Grande do Norte / Organização Pedro Augusto dos Santos Pfaltzgraff [e] Fernanda Soares de Miranda Torres. Recife, 2010.

EMPARN. EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO RN. Meteorologia: monitoramento pluviométrico: acumulado de chuvas no ano de 2014. Disponível em: <http://www.emparn.m.gov.br>. Acesso em: 10 agosto 2015.

GUIMARÃES JUNIOR, J. A.; RIGHETTO, A. M. – Drenagem de bacias fechadas da cidade de Natal. In VI Conferência Municipal de Saneamento Básico. Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento Básico do Município de Natal – ARSBAN, Dezembro, 2013.

HUFF, F. A. Time Distributions of Heavy Rainstorms in Illinois. Illinois State Water Survey Champaign. 1990. 18p

LIMA, R. R. M. Estudo de manejo de águas pluviais urbanas na cidade Natal Rio Grande do Norte. Brasil. Dissertação de mestrado, UFRN. 2011, 191 p.

LIMA, R. R. M.; RIGHETTO, A.M. Introdução ao SWMM. Engenharia de águas urbanas/Marco Aurélio Holanda de Castro, Luisa Fernanda Ribeiro Reis e Antonio Marozzi Righetto (coordenadores). Fortaleza: Expressão Gráfica Editora, 2013, cap. 1.



PDDMA. PLANO DIRETOR DE DRENAGEM E MANEJO DE ÁGUAS PLUVIAIS – Natal/RN. Diagnóstico do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da cidade do Natal. Estudos Hidrogeológicos: segundo relatório, 2009.

PMN. PREFEITURA MUNICIPAL DE NATAL. Anuário 2013. Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Urbanismo. Departamento de Informação, Pesquisa e Estatística. Natal, 2013.

PMN. PREFEITURA MUNICIPAL DE NATAL. Lei Complementar no 082 - Dispõe sobre o Plano Diretor de Natal e dá outras providências, Natal/ RN. 2009.

RIGHETTO, A.M.; MOREIRA, L.F.F.; SALES, T.E.A. (2009). Manejo de Águas Pluviais Urbanas. In: FINEP, PROSAB. (Org.). Manejo de Águas Pluviais Urbanas/Antonio Marozzi Righetto (coordenador). 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009, v. 04, cap. 1.

TUCCI, C. E. M (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 3. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2002. 943 p.

TUCCI, C. E. M.; GENZ, F. Controle do impacto da urbanização In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L.; BARROS, M.T. Drenagem Urbana. Porto Alegre. Editora da Universidade. 1995.

**Geórgia Moreira Gurgel** Universidade Federal do Rio Grande do Norte,  
Natal, RN, Brasil. E-mail: georgiam@ymail.com

**Contribuição do autor:**

Concepção inicial da pesquisa, desenvolvimento do modelo, proposição dos testes, análise dos resultados e produção do artigo.

**Antônio Marozzi Righetto** Universidade Federal do Rio Grande do Norte,  
Natal, RN, Brasil. E-mail: antmarrig@yahoo.com.br

**Contribuição do autor:**

Concepção inicial da pesquisa e proposição do modelo.

# Modelagem da ocupação da bacia do rio Pitimbu - RN

*Modeling the occupation of Pitimbu rivers watershed - RN*

Submetido em: 07/05/16  
Revisado em: 21/05/16  
Aprovado em: 07/06/16

**Antonio Marozzi Righetto  
Salatiel da Rocha Venâncio**

**RESUMO:** A Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP), pertencente à região metropolitana da capital Potiguar, Estado do Rio Grande do Norte (RN), é um importante sistema hídrico para o abastecimento urbano. Abastece aproximadamente 30% da população da parte sul de Natal (zonas sul, leste e oeste) e contribui para a regulação do ecossistema ao longo do rio. Neste estudo propôs-se: (i) avaliar a dinâmica do desenvolvimento urbano na BHRP, aplicando Autômatos Celulares como instrumento de modelagem; (ii) simular cenários urbanos futuros, entre 2014 e 2033, empregando o programa de simulação SLEUTH. Na fase de calibração, foram utilizadas as manchas urbanas dos anos de 1984, 1992, 2004 e 2013, com resolução de 100 metros. Com a simulação, verificou-se a predominância do crescimento orgânico a partir de centros urbanos existentes. O crescimento espontâneo ocorreu por toda extensão da Bacia, porém, a probabilidade de crescimento efetivo não ultrapassou 21%. Por outro lado, houve crescimento de 68% no período entre 2014 e 2033, correspondendo a uma área de expansão de 1.778 ha. Para o ano de 2033, tanto a área da nascente do rio Pitimbu quanto nas vizinhanças da lagoa do Jiqui prevê-se crescimento acima de 78%. Os impactos do crescimento urbano sobre os recursos hídricos são discutidos considerando-se a quantidade e a qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Modelagem urbana. Autômato celular. SLEUTH. Impacto nos recursos hídricos.

**ABSTRACT:** The Pitimbu River Watershed (PRW), located in the Potiguar region of the Metropolitan area of the capital of RIO Grande do Norte, is a major source of urban water supply. The PRW supplies approximately 30% of southern Natal (South, East and West Zones) and contributes to the river ecosystem regulation. This study aims (i) to evaluate the urban development dynamics in the PRW, applying Cellular Automata as a modeling instrument; (ii) to simulate future urban scenarios, between 2014 and 2033, using the SLEUTH simulation program. For calibration, urban areas from 1984, 1992, 2004 and 2013 years were used, with 100 m cell resolution. Simulations provided estimations of organic growth expansions in the PRW from existing urban centers. The spontaneous growth occurred throughout the watershed; however, the probability of effective growth should not exceed 21%. Otherwise, there was an increase of 68% for the period between 2014 and 2033, corresponding to an expansion area of 1,778 ha. For 2033, the headwaters area of Pitimbu River as well as in the Jiqui Lake surroundings will increase more than 78%. The impacts of urban growth on water resources are discussed by considering quantity and quality of superficial flow and groundwater.

**KEYWORDS:** Urban modeling; Cellular automata. SLEUTH. Impacts on water resources.

## INTRODUÇÃO

Na busca de suprir suas necessidades, o homem transformou o ambiente natural. Nesse processo de ocupação, ocorrem também, de forma discreta, pequenas ações de proteção e preservação ambiental que levam em conta não somente as necessidades da atual qualidade de vida, mas também as das gerações futuras. Grande parte das alterações, no entanto,

podem levar a danos irreversíveis, que dificultam ou mesmo inviabilizam a sobrevivência dos ecossistemas naturais. Esse cenário de degradação, deixa o homem em uma situação de incansável busca por fontes cada vez mais distantes de recursos hídricos para manter as atividades urbanas e rurais.

Com o aumento da população e o crescente uso dos recursos naturais, a humanidade se depara com mais frequência com problemas como a escassez de

água e a preocupação com o suprimento de suas necessidades. O homem vem ocupando áreas de proteção dos recursos naturais de forma desordenada sejam através da agropecuária, indústria ou urbanização, provocando o desequilíbrio do meio ambiente e ameaçando a existência da própria espécie (BORGES, 2002).

Neste sentido, a gestão e o controle ambiental são fundamentais para promover a adequação das modificações e adaptações do ambiente natural às necessidades individuais e coletivas, de maneira a evitar ou minimizar os impactos ambientais produzidos pelas atividades humanas, (ROCHA; ALIPAZ, 2010).

A Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP), pertencente à região Metropolitana da capital Potiguar, estado do Rio Grande do Norte (RN), se encaixa notadamente nesse contexto de falta de gestão dos recursos hídricos. Por contribuir para o consumo humano e dessedentação animal, entre outros fins, a bacia hidrográfica carece de um plano de ação em conjunto com os poderes públicos, de forma a implantar instrumentos eficazes para combater as mais diversas formas de degradação ambiental. Essa bacia é de grande importância, pois além de abastecer com água doce aproximadamente 30% da população da parte sul de Natal (zonas sul, leste e oeste), contribui para o equilíbrio do ecossistema ao longo do rio.

Na conjuntura atual, o rio Pitimbu tem papel relevante, pois alimenta um reservatório natural denominado Lagoa do Jiqui, localizada no baixo curso do rio Pitimbu (KOBAYASHI, 2009) por meio das águas de ressurgências subterrâneas e das precipitações ao longo do ano. O rio é perene, com vazão de base proveniente do aquífero Dunas/Barreiras, formando um sistema hidráulico único (MELO, 1995).

A ocupação desordenada do solo e a crescente disposição de esgotos por fossas e sumidouros vêm comprometendo as águas subterrâneas e, potencialmente, as águas do rio Pitimbu. Além disso, a impermeabilização das regiões habitadas compromete também a qualidade das águas e as vazões de base do rio.

Diante desses fatos, este trabalho objetivou caracterizar a BHRP no aspecto de uso e ocupação do solo e seu impacto nos recursos hídricos. A pesquisa foi estruturada em dois objetivos específicos: (i) interpretação da dinâmica do desenvolvimento urbano na BHRP, aplicando-se Autômatos Celulares (AC)

como instrumento de modelagem; (ii) simulação de cenários urbanos futuros por meio do aplicativo SLEUTH.

## REVISÃO DE LITERATURA

Pela importância da BHRP ela vem sendo tomada como uma bacia representativa periurbana da região do nordeste brasileiro e assim, realizada sistematização em pesquisas hidrológicas, hidrogeológicas e de urbanismo com vistas à acumulação de informação de modo que o comitê da bacia possa vir a aplicar técnicas confiáveis de gestão e promover o desenvolvimento sustentável, além de propiciar investigações fenomenológicas e de modelagem.

Oliveira (1994) analisou a qualidade da água do rio Pitimbu através de monitoramento sistemático. O autor recomendou a construção de mapa do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, identificando as ações poluidoras pontuais ou difusas ao longo do curso d'água, do monitoramento e gerenciamento do manancial, restringindo fortemente a ocupação nas áreas próximas às margens do rio.

Borges (2002) avaliou qualitativamente as implicações das ações antrópicas e ambientais na BHRP. Verificou que a área é ambientalmente frágil em consequência das diversas formas de uso e ocupação do solo. Constatou, ainda, que a Bacia vem passando por um processo de acentuada degradação e deterioração da qualidade de suas águas, o que pode gerar a interrupção do abastecimento na região, comprometendo a qualidade de vida da população dependente deste manancial. Sugere implantar a gestão efetiva na bacia, envolvendo a população e órgãos públicos na busca por soluções ambientalmente adequadas.

Sena (2008) verificou a ocorrência de forte pressão para a ocupação das margens do rio Pitimbu em função do crescimento urbano e valorização territorial, tornando ainda mais crítica a situação ambiental. Para o período entre 1993 e 2007 realizou a avaliação das condições da qualidade da água do rio através de levantamento físico-químico e biológico. Os resultados mostraram alto teor de ferro nas águas subterrâneas, baixos valores de oxigênio dissolvido e alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O parâmetro turbidez apresentou as maiores taxas em alguns pontos do rio Pitimbu devido ao carreamen-

to de substâncias pela drenagem. O teor de fósforo apresentado nos resultados, explica-se pela utilização do rio por parte da população ribeirinha para lavagem de roupas com detergentes.

Kobayashi (2009) desenvolveu estudos voltados à análise dos aspectos qualitativos e quantitativos da água e do sedimento no baixo curso do rio Pitimbu. Os resultados demonstraram a necessidade de se adotar medidas eficientes no gerenciamento, que resultem na proteção ambiental da bacia.

### Águas subterrâneas

A ocupação e o uso do solo em bacias hidrográficas deveriam ocorrer com base no planejamento por meio das características e vulnerabilidades dessas áreas, de modo a garantir sustentabilidade ao abastecimento da população e ao meio ambiente. Nesse aspecto, é imprescindível a boa qualidade das águas de abastecimento, com o aproveitamento consciente dos mananciais, superficiais ou subterrâneos.

Costa (1995, apud SENA 2008) destaca a agricultura como principal atividade de ocupação da bacia do rio Pitimbu em 1979 em cerca de 35,7% da área. Em 1988, a área agrícola foi reduzida, passando a ocupar apenas 26,4%. Embora a área fosse relativamente pequena, os sítios urbanos tiveram crescimento médio de 195%, principalmente na cidade de Parnamirim, em um período de apenas nove anos.

Santos (1999) analisou as implicações em uma sub-bacia do rio Pitimbu decorrentes do processo de uso e ocupação do solo. Utilizou dados obtidos de fotografias aéreas, além das bases cartográficas dos anos de 1971 e 1996, com atualização dos dados em pesquisa de campo. Constatou que a expansão urbana no entorno do rio Pitimbu vem ocorrendo de forma a alterar o equilíbrio dinâmico do sistema. Em Parnamirim, a ocupação da margem do rio Pitimbu ocorre de forma contínua, com riscos, também, de ocupação indevida, principalmente pela inexistência de Plano Diretor.

O uso e ocupação do solo, segundo Sena (2008), são fatores determinantes qualidade das águas. As águas resultantes de drenagem urbana, juntamente com os resíduos das atividades antrópicas, são carregadas para o curso do rio, influenciando diretamente o equilíbrio ambiental da Bacia. As águas subterrâneas, por sua vez, podem ser afetadas pela disposição ina-

dequada de efluentes líquidos e sólidos no solo, que, conectados ao manancial superficial, comprometem a qualidade de suas águas.

Devido à crescente ocupação desordenada na bacia do rio Pitimbu, com desmatamentos, queimadas, atividades extrativistas, impermeabilização do solo, barramentos conflitos de uso da água e ocupação do solo dessa bacia, resultou em uma paisagem sem a preocupação de preservar as condições naturais pré-existentes ou um novo cenário atraente ao urbanismo regional.

A atuação do comitê da BHRP pode levar a um dinamismo quanto à gestão da ocupação, com destaque ao saneamento básico, paisagismo. A modelagem de sistemas complexos é uma iniciativa perfeitamente adequada para estimular o desenvolvimento de pesquisas na BHRP.

### Autômatos Celulares

Em 1970, o matemático britânico John Holton Conway desenvolveu o “jogo da vida”, um autômato celular (AC) que simulava alterações em populações de seres vivos baseados em regras locais. Neste autômato, a regra era simples: cada célula nasce ou morre de acordo com as células vizinhas e há uma tendência de morte de todas as células ou a geração de padrões estáveis.

Wolfram (1984) estudou sistematicamente a mecânica estatística do funcionamento dos ACs e a formação de padrões particularmente similares. Os resultados o levaram a concluir que o AC poderia ser utilizado como modelo matemático de sistemas físicos, biológicos e computacionais.

Clarke et al. (1997) estudaram os modelos tradicionais de urbanização, com suas várias características particulares. Alguns modelos procuravam prever tanto as relações econômicas, quanto os padrões sociais e econômicos internos, dentro dos limites da cidade. Entretanto, outros modelos dependiam menos da geometria e da economia e mais dos padrões sociais e raciais como determinantes da estrutura da cidade. Um terceiro grupo previa a estrutura e as formas das cidades, com base na diferença entre as interações dos indivíduos e seu comportamento. Os autores constataram que todos os grupos de modelos urbanos foram desenvolvidos para uma determinada região. Clarke e seus colaboradores entenderam que

o desenvolvimento de um modelo de AC envolvia a definição de regras, calibração com dados históricos e também a análise do passado e presente para prever cenários futuros.

Com as experiências passadas, foi então desenvolvido o software chamado SLEUTH, um modelo para simular o crescimento urbano influenciado pela urbanização, através de regras simples de crescimento para qualquer região.

Os Autômatos Celulares têm sido utilizados em todo o mundo, inclusive no Brasil. As pesquisas realizadas com modelagem estão praticamente em todos os segmentos: engenharia, computação, economia e no desenvolvimento urbano (CHAUDHURI; CLARKE, 2013; FURTADO; DELDEN, 2011; COSTA, 2010; SILVA; CLARKE, 2003; CASTRO; CATRO, 2008).

No Brasil, Grigio (2008) buscou conhecer a dinâmica do uso e ocupação do solo do baixo curso do rio Piranhas-Assu. Para tanto, fez uma análise multitemporal entre o passado e presente, e desenvolveu projeções futuras através de simulações. Mostrou que os fatores determinantes para a mobilidade espacial das atividades antrópicas estavam relacionados à pré-existência de comunidades com vocação agropecuária e à existência de vias de acesso e escoamento.

Peres e Polidori (2009) desenvolveram um estudo integrando fatores urbanos, naturais e institucionais por meio de modelos baseados em Autômatos Celulares. Foram feitas simulações em ambiente computacional através do modelo SACI (Simulador do Ambiente da Cidade), capaz de capturar morfologias e processos de mudança no solo, expansões urbanas e modificações ambientais associadas. Concluíram a integração de fatores urbanos, naturais e institucionais poderia auxiliar de modo privilegiado a compreensão do desenvolvimento urbano.

Segundo Batty (1997), os ACs são modelos que utilizam malha de células retangulares, de forma que as células contíguas ou adjacentes alteram o seu estado (os seus atributos ou características), através da aplicação repetitiva de regras simples. Entretanto, para uma situação real, as condições geográficas de uma área nunca poderão ser uniformes, como a morfologia da paisagem.

O autor destaca que as células podem ser definidas em várias dimensões, no entanto, para aplicações urbanas o formato padrão utilizado são de duas

dimensões. Os resultados das regras de transição são interpretados como um aumento ou diminuição do crescimento urbano. Esta mudança é realizada em função do que está acontecendo na vizinhança da célula. Um excelente exemplo disso é o crescimento urbano ou declínio de um bairro em uma cidade.

O AC contém pelo menos cinco características:

**Célula:** é a unidade básica do AC e normalmente é formada pela interseção de linhas e colunas formando uma grade (grid);

**Estado:** Cada célula pode ter apenas um estado a partir de um conjunto de estados em um tempo  $t$ . Nos modelos baseados em AC, os estados das células representam os tipos de uso e ocupação do solo – urbano ou rural;

**Vizinhança:** É o conjunto de células que está interagindo diretamente com a célula selecionada. Num espaço bidimensional, existem dois tipos de vizinhanças

**Regras de transição:** É a mudança de um estado de uma célula em resposta ao estado atual e também em relação aos estados das células vizinhas. As regras são essenciais para o desenvolvimento celular e não há limite em termos de quantidade. Além das regras serem extremamente simples, elas podem gerar padrões complexos de desenvolvimento e também ser determinísticas ou aleatórias no comportamento;

**Tempo  $t$ :** É a dimensão temporal que existe num sistema de AC, pois todas as células são atualizadas simultaneamente nas iterações com o tempo;

O SLEUTH é um software de modelagem urbana que utiliza como ferramenta o Autômato Celular para simular cenários futuros do desenvolvimento urbano em uma determinada área. O nome dado ao programa é um acrônimo como esclarece Silva et al. (2002): Slope (relevo); Land use (uso do solo); Exclusion (áreas não urbanizáveis); Urban Extent (manchas urbanas); Transportation (infraestrutura viária); Hillshade (exposição solar).

Sua criação e manutenção são de responsabilidade do Departamento de Geografia da Universidade da Califórnia, Santa Barbara – UCSB, através da equipe do professor de Geografia Keith C. Clarke (CLARKE et al., 2007; CLARKE; GAYDOS, 1998).

O software é gratuito e faz parte do Projeto Giga-lópolis: ([www.ncgia.ucsb.edu/projects/gig](http://www.ncgia.ucsb.edu/projects/gig)).

Neste presente estudo, o modelo SLEUTH foi utilizado para simular a modelagem da expansão urba-

na na BHRP por ser amplamente utilizado em escala regional e ter a capacidade de se ajustar a diferentes tipos de terreno, bem como pela relativa facilidade de implementação e de cálculo (JANTZ et al. 2003; BIHAMTA et al., 2014; CHAUDHURI; CLARKE, 2013). Está bem documentado, com boa orientação em relação aos dados de entrada, calibração dos parâmetros e simulações de cenários futuros.

As simulações realizadas com o modelo calibrado tiveram como objetivo a determinação de áreas densamente ocupadas em futuro próximo e impactos que poderão causar sobre os recursos hídricos atualmente disponíveis.

Considerando a BHRP como bacia representativa e, portanto, um sistema apropriado para pesquisas em diversas áreas, a utilização de autômatos celulares, numa programação particular, em que possam estar envolvidas variáveis de ocupação e uso do solo, transporte, abastecimento de água, esgotamento sanitário, contaminação, drenagem etc. abre um leque de pos-

sibilidades de modelagem e, conseqüentemente, do entendimento complexo de uma bacia hidrográfica periurbana.

## ÁREA DE ESTUDO

A BHRP (Figura 1) está localizada na zona costeira oriental do estado do Rio Grande do Norte, com cerca de 132,1 km<sup>2</sup>, distribuídas ao longo dos municípios de Macaíba (46%), Natal (5%) e Parnamirim (49%). O rio Pitimbu tem extensão total de 37 km, nasce no município de Macaíba, especificamente na comunidade de Lagoa Seca, sendo os 2 km iniciais não perenes. Deságua na Lagoa do Jiqui, município de Parnamirim. Essa bacia é parte integrante do sistema Pirangi, tornando-se um dos tributários.

A disponibilidade hídrica da bacia, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH), é quantificada pelo volume afluente médio anual estimado em 50 milhões de m<sup>3</sup>/ano, correspondendo

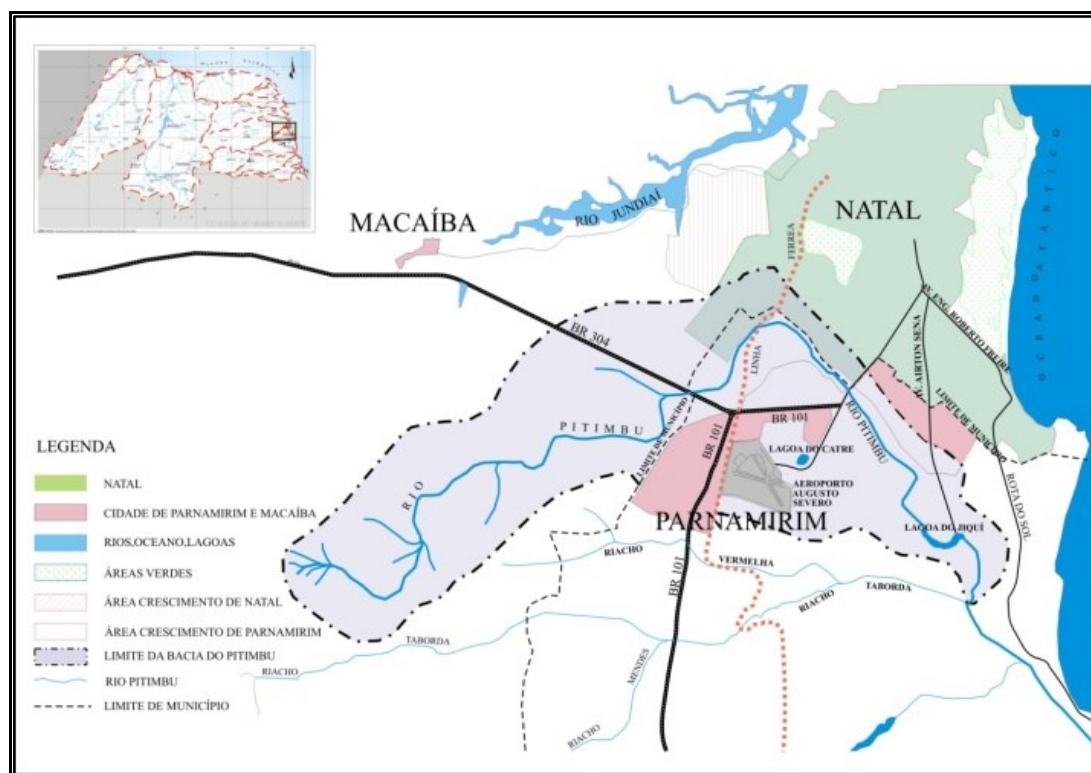


FIGURA 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (BHRP), RN

a uma vazão média de 3,20m<sup>3</sup>/s. Ainda, de acordo com o Plano, a vazão afluyente média à lagoa é da ordem de 3,10m<sup>3</sup>/s

O regime pluviométrico da região caracteriza-se por apresentar concentração das chuvas no primeiro semestre do ano. O trimestre mais chuvoso é o de março/maio, respondendo por 44,8% da precipitação anual. Nos totais anuais de precipitação, a bacia apresenta maiores valores na sua porção Leste (1800 mm), reduzindo ao afastar-se do litoral, em direção ao Oeste (1200 mm). O período úmido engloba os meses de março a julho e o período seco de agosto a fevereiro.

A geologia da BHRP é constituída por depósitos aluvionares e sedimentos argilosos, arenosos e cascalhos.

As águas subterrâneas da Bacia do rio Pitimbu são essencialmente do armazenamento por formações sedimentares do Aquífero Dunas/Barreiras (ADB). O aquífero Dunas se forma nas áreas mais próximas ao litoral, e o Barreiras é predominante nas regiões de alto e médio curso da bacia.

O ADB compõe um sistema hidráulico único, livre, no qual as dunas exercem a função de transferência das águas de infiltração em direção aos estratos inferiores do Barreiras. Pode apresentar semiconfinamentos e seu nível potenciométrico flutua com as variações sazonais. Mostra-se vulnerável à poluição elevada a muito elevada, dada a excessiva permeabilidade dos solos arenosos.

Melo (1995) elaborou um mapa potenciométrico e constatou que o fluxo subterrâneo em direção ao rio Pitimbu tem gradiente médio de 0,66%, com descarga anual da ordem de 23,50 x 106 m<sup>3</sup>, considerando uma frente de escoamento de 10 km. A zona principal do aquífero está situada nos setores sul e sudeste do município de Natal, incluindo a faixa do Planalto, San Vale e Ponta Negra, onde se localizam importantes lagoas como Jiqui, Pirangi e Ponta Negra.

Em termos qualitativos, as águas do aquífero Dunas/Barreiras apresentam excelente potabilidade, com níveis de salinidade inferiores a 150 mg/l, não apresentando restrições para o consumo humano. Entretanto, há crescente contaminação por nitrato das águas subterrâneas da bacia do Pitimbu, provocada pelo aporte de efluentes sanitários nas áreas urbanizadas aí existentes. Estudos desenvolvidos (CABRAL; RIGHETTO; QUEIROZ. 2009) regis-

traram teores elevados de nitrato nas imediações dos bairros Planalto, Cidade Satélite e Nova Parnamirim. A contaminação encontra-se diretamente associada ao avanço das áreas urbanizadas, sendo sua expansão facilitada pelo fluxo subterrâneo/hidrodinâmico do aquífero em direção ao mar e ao vale do rio Pitimbu.

O rio Pitimbu nasce na comunidade de Lagoa Seca, município de Macaíba, e desemboca à jusante da lagoa do Jiqui no riacho Taborda. Constitui-se numa sub-bacia do rio Pirangi (corresponde a 27,62% dessa bacia) e abrange os municípios de Macaíba, Parnamirim e Natal, estando posicionadas nestes dois últimos as áreas urbanizadas.

A Bacia do rio apresenta o formato de um polígono irregular. O rio principal possui 37,0 km de extensão desde sua nascente, desenvolvendo-se no sentido sudoeste/nordeste por longo trecho do seu percurso, até o ponto onde deságua, no rio Taborda, com uma acentuada curva de sudoeste para leste. O rio Pitimbu é perene e alimentado por ressurgências de águas subterrâneas do aquífero Barreiras.

Nos 13 km iniciais, o rio corta áreas rurais pertencentes ao município de Macaíba. No segundo trecho, próximo à periferia de Natal e Parnamirim, há uma maior ocupação da bacia, percebendo-se a presença de parques industriais e conjuntos habitacionais em direção às suas margens.

O rio apresenta profundidades de até 1,5 m em seu leito maior e ao longo de seu desenvolvimento não é difícil encontrar pequenos barramentos que, em geral, são voltadas para o uso em irrigação.

A ocupação e o uso do solo na BHRP vêm acontecendo de forma desordenada, sem critérios e sem planejamento que considerem as características e vulnerabilidades da área, de modo a garantir a sua sustentabilidade.

Em 2005 foi realizado um estudo que se baseou no número da população residente em cada município da Bacia, com valores de crescimento demográfico projetados até o ano de 2025. Para Parnamirim a população de 165 mil habitantes deverá chegar a 250 mil em 2025.

A Figura 2 mostra a distribuição do uso e ocupação do solo na área da bacia, incluindo as Áreas de Preservação Permanente (APP).

Na bacia do rio Pitimbu, o sistema de drenagem urbana é bastante deficiente, quando não inexistente.

No município de Parnamirim constata-se, pelo seu alto grau de urbanização, redução drástica das áreas de infiltração, além do sub dimensionamento e diminuição de volume de suas bacias de acumulação.

Nessa região, a espessura saturada do ADB aumenta de oeste para leste, variando de 15,47 a 56,5 m (com média de 32,45 m). O sentido do fluxo subterrâneo é em geral de oeste para leste, sendo possível identificar as correspondentes zonas de recarga e de descarga das águas subterrâneas. A Recarga foi estimada em 253 mm/ano, que corresponde à uma taxa de infiltração de 16,4% da precipitação (ALVES et al., 2016).

Recentemente, Righetto e Dias (2016) modelaram a hidrogeologia da BHRP, considerando 5 camadas no modelo MODFLOW-PRO e obtiveram a potencimetria para vários cenários de exploração. A malha de discretização é a mesma empregada neste trabalho, de modo a permitir em trabalhos futuros, a integração do uso e ocupação com a hidrogeologia da bacia.

## METODOLOGIA

O presente estudo foi desenvolvido em quatro tópicos. O primeiro concentrou-se no processo de modelagem do SLEUTH. O segundo deteve-se à obtenção de dados históricos necessários à entrada do modelo. O terceiro envolve o processo de calibração. E o quarto, a simulação dos cenários futuros.

### Modelagem

A modelagem ocorre em duas etapas gerais: a primeira é a etapa de calibração, onde os padrões históricos de crescimento são utilizados a fim de ajustar os parâmetros do modelo. A segunda é a simulação dos cenários projetados para o futuro.

Essas etapas foram desenvolvidas por meio do software SLEUTH, utilizando AC como ferramenta de modelagem. A área de estudo do SLEUTH é representada por uma grade regular de células (pixels) homogêneas, onde cada célula tem apenas um dos

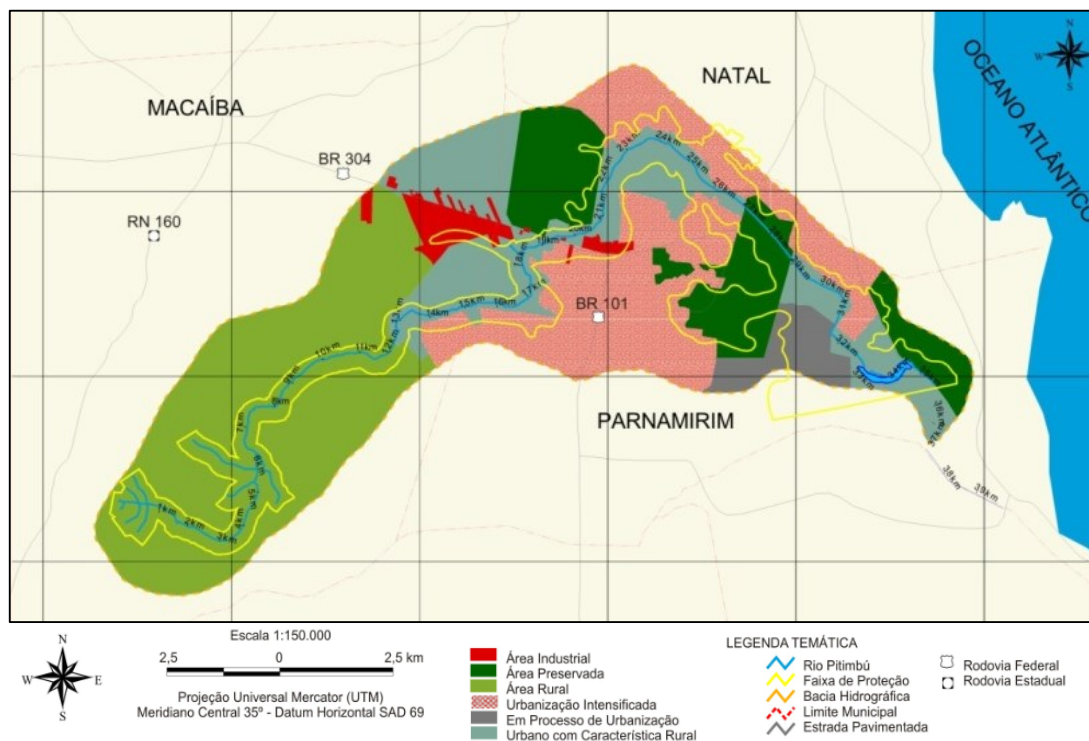
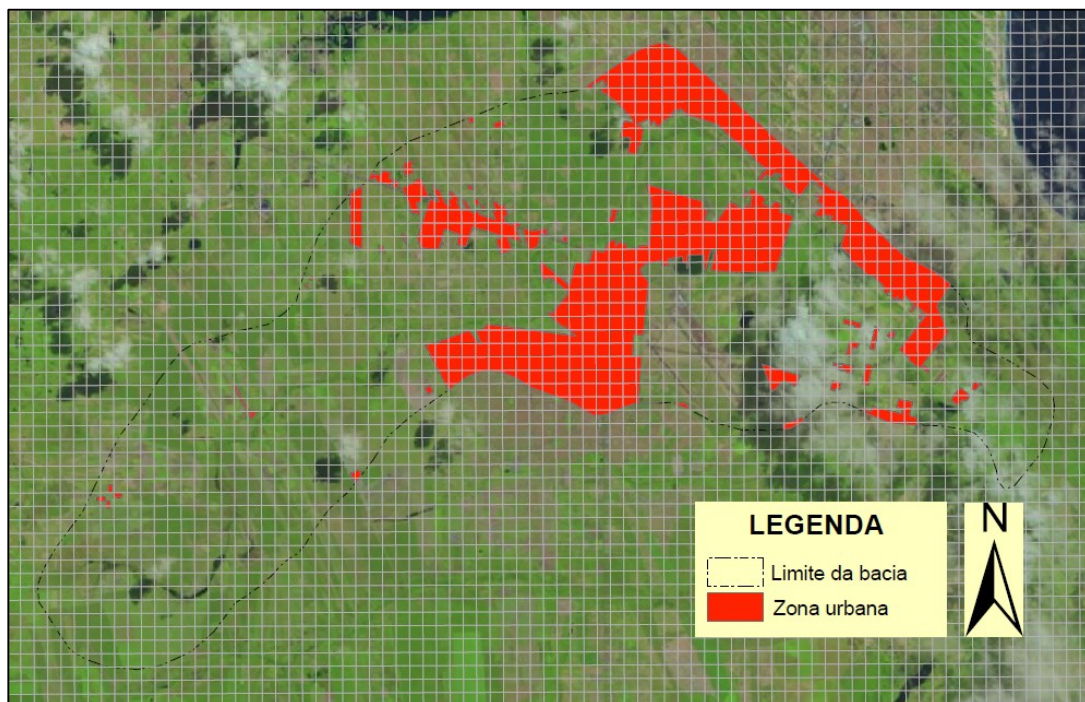


FIGURA 2 – Caracterização do tipo de ocupação do solo da BHRP, RN (SERHID, 2005)





**FIGURA 3 – Discretização ou células consideradas na BHRP.**

dois estados: urbano ou rural. As células fora da bacia são consideradas inativas (Figura 3).

Para a modelagem, utilizam-se cinco regras, cada uma associada a algum tipo de crescimento. São elas: crescimento espontâneo, crescimento difuso e origem de novos centros, crescimento orgânico, crescimento influenciado pela malha viária de transporte e crescimento influenciado pela topografia, ou slope (JANTZ et al., 2010).

Crescimento espontâneo - ocorre de forma aleatória. Isto significa que qualquer célula rural é uma candidata a se tornar urbanizada em qualquer espaço de tempo. O comportamento dessa regra é controlado pelo coeficiente dispersion do modelo.

Crescimento difuso e origem de novos centros urbanos - é aplicada espontaneamente nas células urbanizadas. O coeficiente breed define a probabilidade do surgimento de um novo centro de expansão. Estes novos centros são criados a partir das células urbanizadas pela regra anterior.

Crescimento orgânico - nasce a partir dos centros em expansão. Caso uma célula rural tenha pelo menos três células vizinhas urbanizadas, há possibilidade desta

célula ser urbanizada. O coeficiente spread controla esta regra.

Crescimento influenciado pela malha viária de transporte - se desenvolve da seguinte forma: (1) as células recém-urbanizadas (da regra anterior) são selecionadas aleatoriamente (a partir do coeficiente breed); (2) para cada célula selecionada é feita uma varredura, à procura de estradas num determinado raio de distância; (3) se existir estrada dentro desse raio (determinada pelo coeficiente road gravity), uma célula é selecionada temporariamente e percorre aleatoriamente essa via (determinada pelo coeficiente dispersion), até encontrar uma célula favorável ao crescimento; (4) a localização desta célula é finalmente considerada como um novo núcleo de expansão urbana

Crescimento Slope - Este coeficiente representa a influência da topografia sobre o desenvolvimento urbano, e é aplicado como um teste antes de qualquer célula ser urbanizada. Caso o valor deste coeficiente seja alto, a probabilidade da célula se tornar urbanizada diminuirá, por se situar em encostas íngremes.

Para este estudo, os valores dos coeficientes foram atribuídos por meio da calibração e por padrão que variam entre 0 e 100 (CLARKE; DIETZEL; GOLDSTEIN, 2008).

Além das cinco regras de crescimento, o modelo conta com um segundo nível de regras de comportamento, chamadas “self-modification”. São regras requisitadas pelo sistema quando há uma taxa de crescimento excepcionalmente alta ou baixa.

Métricas - Após cada fase de calibração, o SLEUTH calcula 14 medidas estatísticas para a análise e acompanhamento do desenvolvimento urbano que são chamadas de métricas. O valor de cada métrica varia entre 0 e 1 sendo 1 o ajuste perfeito. As seguintes métricas foram utilizadas:

Compare: relação da população modelada e a população real para os anos de controle (em pixels);

Pop (r2): relação entre a modelagem urbana e a urbanização real para os anos de controle, em pixels (regressão pelo método dos mínimos quadrados);

Edges (r2): relação entre a modelagem do crescimento urbano periférico e o crescimento urbano periférico real para os anos de controle, em pixels (regressão pelo método dos mínimos quadrados);

Clusters (r2): relação entre a modelagem do crescimento de agrupamentos urbanos e do crescimento de agrupamento urbano real para os anos de controle, em pixels (regressão pelo método dos mínimos quadrados);

Slope: Inclinação média das células urbanizadas;

X-Mean: A média dos pixels urbanos da coluna x;

Y-Mean: A média dos pixels urbanos da coluna y.

## Dados Históricos

Para a etapa de calibração são necessárias informações históricas com o objetivo de ajustar o modelo o mais próximo possível da realidade observada. Os dados requeridos são os seguintes: quatro arquivos da mancha urbana; dois arquivos da malha de rodovias; um arquivo das áreas não urbanizáveis; um arquivo da topografia; um arquivo do relevo.

As imagens adquiridas foram obtidas a partir do satélite Landsat e cedidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O Sistema de Coordenadas utilizado para o tratamento dos arquivos foi o

DATUM WGS84, WGS\_1984\_UTM Zone\_25S.

Estas imagens foram importadas para o ambiente SIG (ArcGis v10), vetorizadas, georreferenciadas, convertidas em arquivos raster e exportadas para o formato GIF-8 bits. O resultado desse procedimento são arquivos “gif” em tons de cinza com dimensões 233 x 143 (colunas x linhas) e resolução de 100 metros. É importante lembrar que os pixels do arquivo tipo raster devem variar entre 0 e 100 e todos os arquivos devem ter as mesmas dimensões. Os mapas resultantes dessa exportação são arquivos binários.

Manchas urbanas. As manchas urbanas selecionadas para este estudo foram as de 1984, 1992, 2004 e 2013. O primeiro ano é usado como semente (seed) e os demais anos definidos como “anos de controle”, para medir os valores estatísticos. Para o modelo, os pixels brancos são considerados áreas urbanizadas enquanto que os pretos, áreas desprovidas de urbanização ou limitadas ao crescimento.

Malhas viárias de transporte. As malhas viárias dos anos 2004 e 2013, foram escolhidas as principais rodovias que cortam a BHRP e a estrada próxima da nascente do rio Pitimbu. São elas: BR 101, BR 304, prolongamento da Avenida Prudente de Moraes, rua Dr. Francisco de Sá, Avenida Olavo Lacerda Montenegro, estrada de Pium e estrada do Lamarão.

Declividade (topografia). O raster da topografia foi selecionado a partir de imagem de satélite da base cartográfica da Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), por meio do projeto Shuttle Radar Topography Mission – SRTM (MIRANDA, 2005). Os pixels são em tons de cinza e variam entre 0 e 100, em percentual.

Áreas não urbanizáveis. A camada de exclusão é usada para restringir o crescimento urbano. As áreas como Zonas de Proteção Ambiental (ZPAs), Áreas de Preservação Permanente (APPs), parques nacionais ou lagos fazem parte desta restrição. Nesse estudo foram excluídos o rio Pitimbu com suas margens, áreas militares, aeroporto, ZPA 3, distritos industriais e a mata de Emaús.

Relevo sombreado (hillshade). O raster requerido pelo modelo serve apenas para fins de visualização, como uma imagem de fundo, e não desempenha papel na determinação do comportamento dos resultados. O modelo exige que a imagem seja em tons de cinza.

### Calibração do modelo

O objetivo da calibração é o de encontrar um conjunto de valores para os parâmetros de crescimento (dispersion, breed, spread, slope e roads-gravity) a serem aplicados na simulação de cenários futuros.

A calibração do modelo é a etapa mais importante para o sucesso da simulação. Ela determina os parâmetros iniciais que serão executados na modelagem. Esses valores foram calculados a partir dos anos históricos (1984 – 2013) através do método Monte Carlo. Esse método consiste em percorrer o período desses anos fazendo combinações para os valores dos coeficientes de crescimento, comparando sempre com o padrão de crescimento histórico, (JANTZ et al., 2010)

O processo de calibração se constitui de três fases sucessivas: a fase grosseira, a média e a final e é complementada com a etapa chamada forecast, que consiste em selecionar os parâmetros que serão usados na simulação dos cenários.

Na etapa de calibração são estudadas as seguintes métricas: compare, population (pop), edges e clusters. A análise da variação dos valores ao longo das três fases de calibração permite verificar a relação entre as populações modelada e real, o comportamento dos diversos elementos, como progridem, seu grau de variação e qual a importância para o sistema como um todo etc. Essa análise deve ser feita para se conhecer a verdadeira correlação entre a calibração e os dados históricos. As métricas supracitadas servem para verificar o quanto a modelagem é fiel aos dados históricos. Quanto mais a estatística se aproxima de 1, mais próximo é da realidade.

### Simulação dos Cenários

O processo de simulação consiste em utilizar os coeficientes finais da etapa anterior e configurá-los para a execução do modelo. Por intermédio dessa simulação, o SLEUTH faz a previsão do crescimento urbano para os cenários futuros, entre os anos de 2014 e 2033.

Após a simulação, o SLEUTH gera 22 arquivos em formato “gif” e 6 em formato “log” contendo os resultados da modelagem.

Para a simulação, foram criados dois cenários de previsão futura, respeitando os planos diretores vigentes em Natal, Macaíba e Parnamirim, além da legislação municipal, estadual e federal.

Cenário 1: O primeiro cenário representa a situação atual da BHRP. Seu propósito é investigar por onde se dará o crescimento urbano nos próximos 20 anos (2014 e 2033).

Cenário 2: Há muitos núcleos urbanizados que fazem fronteira com a BHRP, mas que não estão encaixados na área de estudo e que poderiam contribuir para o crescimento urbano (crescimento exógeno) da bacia do rio Pitimbu. Diante desta realidade, criou-se este segundo cenário, propondo verificar a influência holística no crescimento interno da BHRP.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Calibração

De posse dos arquivos de entrada, foram executados os procedimentos de calibração, seguindo as três fases requeridas pelo SLEUTH.

Métrica compare: A métrica compare apresentou em sua calibração final, o valor de 82%, que corresponde à correlação entre o número de células urbanas modeladas e existentes, o que demonstra que o modelo tende a simular a realidade.

Métrica population (r2): Para esse índice houve variação entre as três fases, (0,95; 0,83 e 0,96). Essa métrica compara a extensão urbana modelada com o desenvolvimento real e é sensível à alteração do coeficiente dispersion. O valor final de 0,95 demonstra uma estreita relação entre a calibração e a realidade.

Métrica edges (r2): Essa métrica oscilou um pouco. Isto ocorreu principalmente pela sensibilidade às mudanças do coeficiente spread. O valor 0,99 da métrica edges atesta que a calibragem é confiável perante os dados históricos.

Métrica clusters (r2): O índice clusters (r2) representa a quantidade (em pixels) de aglomerados urbanos modelados em comparação com o número real de aglomerados urbanos para os anos de controle. O índice 0,90 é uma representação de que há uma forte relação entre esses aglomerados urbanos.

Com os resultados obtidos nesta etapa de calibração do modelo, verificou-se que realmente há forte correlação entre o crescimento real e o simulado, dado que 82 % da modelagem refletem os dados históricos. Após a calibração, os coeficientes finais para a previsão de cenários futuros. Foram os seguintes utilizados

por calibração do modelo: Dispersion:67; Breed: 1; Spread: 13; Road Gravity: 7.

Para o coeficiente dispersion/diffusion, o valor 67 se traduz em elevado crescimento espontâneo para os dois cenários da bacia hidrográfica do rio Pitimbu. O crescimento difuso e de novos centros não terá grande influência nesses cenários, dados que o valor de breed estagnou no patamar 1. Diferentemente do spread, com valor 99, acarretando um alto crescimento periférico a partir de centros urbanos, o parâmetro road gravity com valor igual a 7 é considerado pequeno e, portanto, com pouca influência das malhas viárias nas simulações. O papel do coeficiente slope é o de limitar o crescimento em áreas íngremes e esse parâmetro influencia todas as regras de crescimento. Entretanto, para valores baixos, como o calculado, há probabilidade relativamente alta de crescimento urbano.

### Simulação de Cenários

A simulações foram realizadas com o modelo calibrado, que permite produzir cenários futuros para a BHRP. Dois cenários foram considerados. No primeiro, procurou-se compreender o comportamento urbano para os anos 2014, 2023 e 2033. No segundo,

considerou-se a influência externa no crescimento interno da BHRP, sendo que as fronteiras da bacia foram ampliadas em 500 metros.

#### *Cenário 1*

Pela Figura 4, verifica-se para 2014 um crescimento urbano lento, esparsos e sem novos centros. Há, porém, desenvolvimento acelerado para o espontâneo e orgânico, sendo esse último com 51 pixels de crescimento.

Para 2023 (Figura 5), a expansão urbana se desenvolve em função do crescimento espontâneo e, principalmente, pelo orgânico, totalizando 741 pixels. Observou-se pelos valores de novos centros e rede viária que há pouco crescimento urbano envolvendo essas duas regras. Verifica-se a consolidação dos trechos nos locais “B” que correspondem aos bairros Parque do Jiqui e Parque das Nações em Parnamirim/RN. E em “E”, com mais intensidade nessas áreas adensadas.

Para o ano de 2033 (Figura 6), o cenário do crescimento se desencadeia como já vinha sendo “desenhado”. Essa expansão urbana envolveu os dois tipos de crescimento que mais se sobressaíram: o espontâneo e orgânico, com aproximadamente 1012 pixels gerados entre 2024 e 2033.

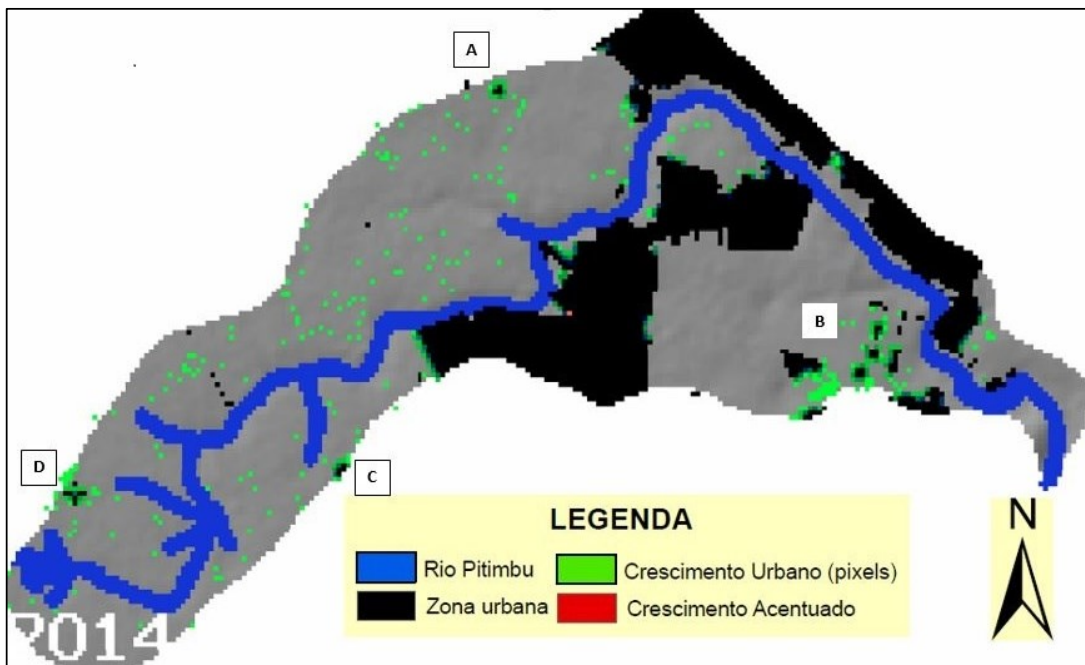


FIGURA 4 – Cenário 1: Crescimento urbano em 2014 na BHRP, RN

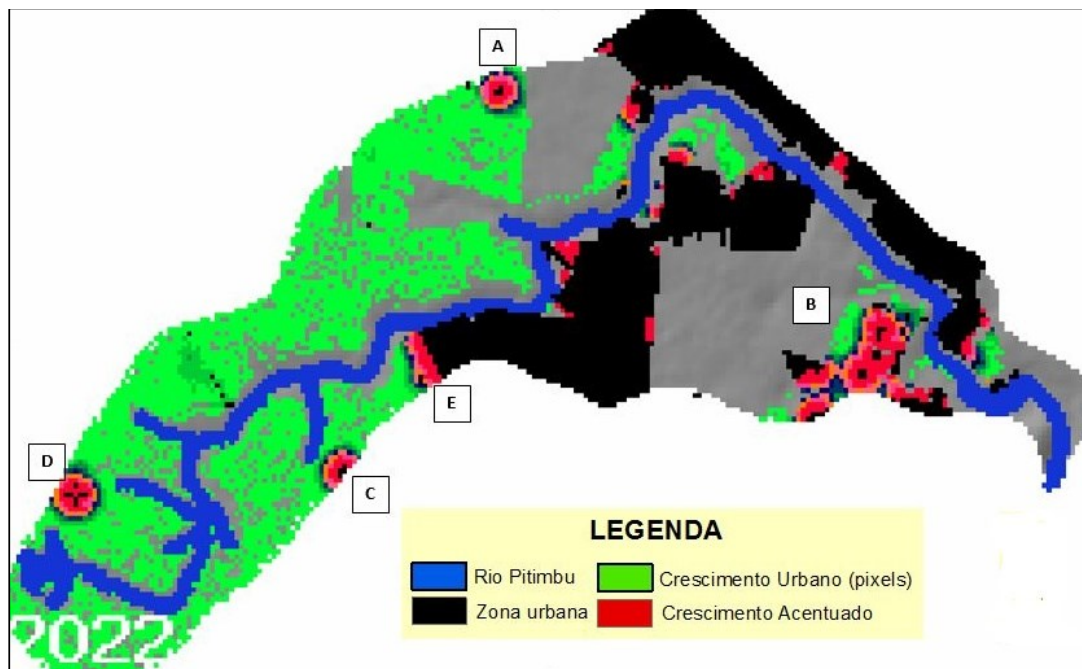


FIGURA 5 – Cenário 1: Crescimento urbano previsto para 2022 na BHRP, RN

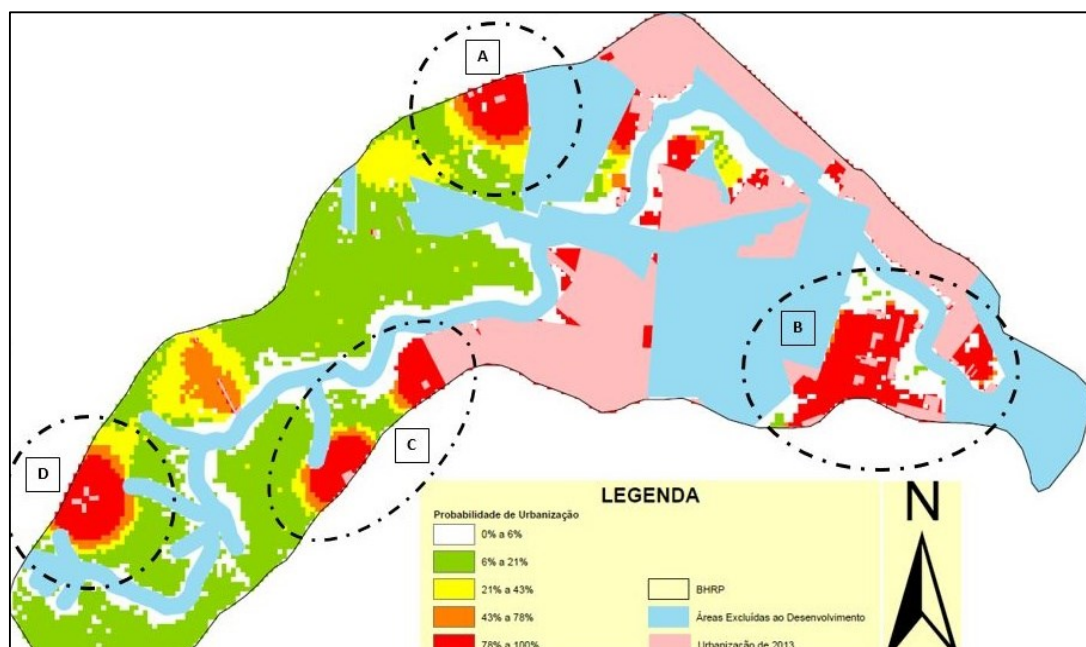


FIGURA 6 – Cenário 1: Crescimento urbano previsto em 2033 na BHRP

Ademais, observa-se que nas áreas selecionadas das Figuras 5 e 6, existem aglomerados urbanos, confirmando a tendência de adensamento observada em relação aos resultados da modelagem.

O crescimento urbano entre 2014 e 2023 foi de aproximadamente 28,9% (756 pixels), enquanto que entre 2024 e 2033 essa taxa subiu para 30,3% (1023 pixels).

A expansão urbana total superou os 68% com

1779 pixels ou 1779 hectares (célula de 100x100). Entre os anos 2014 e 2023 a taxa de crescimento anual se acentuou até chegar a 2,70%. A partir desse ano houve retração do crescimento, com tendência de queda, possivelmente pela diminuição espacial disponível na região, além da elevação de custos. A taxa média anual de crescimento ficou em torno de 2,68%.

A Tabela 1 sintetiza o resultado do crescimento urbano para os 20 anos simulados.

TABELA 1  
Novos pixels gerados por tipo de crescimento

Período	Crescimento				No. de novos pixels
	Espontâneo	Novos centros	Orgânico	Rede viária	
2014	14	0	51	2	67
2015-2023	128	3	613	12	755
2024-2033	128	3	884	8	1023

### *Cenário 2*

Neste cenário, a expansão urbana se deu em sua grande maioria através do crescimento orgânico precedido pelo espontâneo.

Ao visualizar a Figura 7, percebe-se detalhes considerados importantes do estudo, a partir do crescimento orgânico que se desenvolveu de fora para dentro na fronteira da BHRP. Houve expansão urbana no ponto (B), fazendo com que os dois núcleos se fundissem numa só mancha. Essa ação também afeta o crescimento urbano interno da bacia. Foram verificados três núcleos a partir de aglomerados urbanos. Um dos núcleos se desenvolveu no sentido da bacia hidrográfica do rio Pitimbu, corroborando o crescimento interno da área. É importante ressaltar que nos pontos assinalados, a probabilidade de crescimento urbano é superior a 85%.

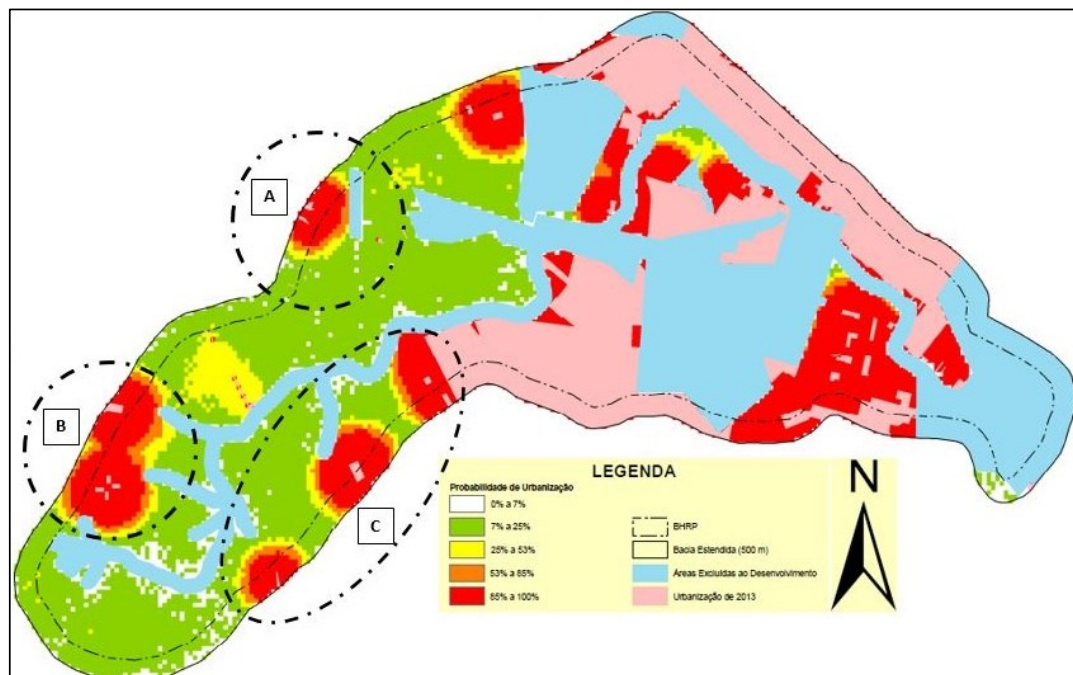
Para este cenário, o crescimento urbano foi de aproximadamente 93%, com 3372 pixels (3372 hectares) urbanizados entre os anos de 2014 e 2033.

A taxa de crescimento para esse cenário começou em 3,85% com tendência de queda para 2,90% em 2033. Esse resultado denota certa acomodação do crescimento urbano para o período. A taxa média anual foi de 3,43%.

A Tabela 2 sintetiza o resultado do crescimento urbano para os 20 anos considerando pressões externas à área da BHRP no sentido de incrementar o uso e a ocupação do solo.

Evidentemente, fatores sociais e econômicos podem sofrer modificações atípicas não observadas nos registros históricos e, portanto, os resultados devem considerar com prudência os valores obtidos. Entretanto, o aprimoramento do modelo pode considerar componentes estocásticas que considerem esses fatores mencionados.

Detalhes sobre valores detalhados obtidos pelas simulações assim como de parâmetros levantados e utilizados podem ser encontrados em Venâncio (2014).



**FIGURA 7 – Cenário 2: Crescimento urbano previsto em 2033 na BHRP**

**TABELA 2**  
Novos pixels gerados por tipo de crescimento

Período	Crescimento				No. de novos pixels
	Espontâneo	Novos centros	Orgânico	Rede viária	
2014	21	0	116	2	139
2015-2023	178	3	1298	16	1495
2024-2033	166	3	1699	8	1877

### Discussão dos cenários e impactos

Os dois cenários apresentaram resultados bastante parecidos. O crescimento orgânico foi o que mais contribuiu para a expansão urbana, em seguida, o espontâneo. Os novos centros e a influência das redes de transportes não obtiveram os mesmos desempenhos.

Em consequência da expansão urbana, a bacia hidrográfica do rio Pitimbu apresentou possíveis pontos críticos. Para essas áreas configuram que a probabilidade de se desenvolver é superior a 70%.

Entretanto, a bacia do rio Pitimbu carece de alguns cuidados, devido sua importância para a região. Abaixo são destacadas algumas observações em relação aos resultados dos cenários.

a). Observou-se um crescimento próximo à nascente do rio como, também, nas vizinhanças da lagoa do Jiqui formando grandes aglomerados urbanos.

b). A ocupação dessas regiões deve ser administrada com planejamento, no sentido de se considerar as características e vulnerabilidades das áreas, sobretudo, para garantir o abastecimento de água à população. Em décadas passadas entendia-se a bacia como autossuficiente em ofertar água potável; hoje grande parte da bacia está comprometida pela baixa qualidade das águas superficiais e subterrâneas. A priorização de esgotamento sanitário nas áreas mais adensadas e planejamento e realocação de poços de exploração são fundamentais para manter a vitalidade socioeconômica da BHRP.

c). O uso e a ocupação do solo atual têm potencial de intensificar o processo erosivo e de rejeitos, carreando sedimentos e contaminantes para a calha do rio. Em consequência disso, as águas superficiais poderão ser contaminadas com partículas poluidoras, comprometendo assim a quantidade e a qualidade da água superficial.

d). O processo de adensamento urbano e sem infraestrutura sanitária adequada, trarão reflexos importantes sobre a disponibilidade hídrica, seja em quantidade como na qualidade dos recursos hídricos. Atualmente, verifica-se em áreas adensadas a deterioração da qualidade da água subterrânea por nitrato e em trechos do rio Pitimbu, assoreamentos e depósitos de resíduos sólidos incompatíveis com o nível de qualidade ambiental da bacia.

Até a década de 1980, a BHRP era rural, com disponibilidade hídrica e manancial prioritário para a cidade de Natal e Parnamirim, tanto pela abundância quanto pela qualidade de suas águas, superficial e subterrânea.

Já na década de 1980, a bacia foi sendo urbanizada e a potabilidade dessas águas aos poucos foi se deteriorando, principalmente por se concluir naquela ocasião que o aquífero Dunas-Barreiras não sofreria contaminação pelo sistema residencial de fossas e sumidouros adotado como esgotamento sanitário, (RIGHETTO; ROCHA, 2005).

Somente a partir da virada do século concluiu-se que íons de nitrato vinham se acumulando nas águas subterrâneas, com elevação da concentração acima do máximo permitido de 10mgN. Assim, A BHRP passou a restringir o Nitrato na água de abasteci-

mento; no entanto, com tendência de aumentarem progressivamente, levando à paralização de poços de exploração em regiões de adensamento populacional.

Além do aspecto de qualidade, tem-se problemas de quantidade, uma vez que a recarga da bacia se dá dentro da própria BHRP. Atualmente, as explorações são teoricamente ilimitadas pela prática de retorno das águas servidas. No entanto, com o esgotamento sanitário a ser implementado na bacia, a disponibilidade hídrica será reduzida drasticamente, tanto pela redução das vazões de base do rio Pitimbu quanto pelo rebaixamento da potenciométrica do aquífero e, conseqüentemente, da capacidade de exploração do aquífero.

A modelagem do uso e ocupação da bacia, associada a outros modelos urbanísticos, de drenagem, de distribuição de água, de classificação por categorias profissionais pode se tornar um instrumento de grande valia para a gestão da BHRP tanto para a simulação de cenários quanto a de se desenvolver modelagem complexa de ocupação da bacia de usos múltiplos e de equipamentos estruturais

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos a partir da aplicação do modelo demonstraram a validade do uso dos Autômatos Celulares (AC) no planejamento urbano. Deste estudo, pode-se chegar às conclusões apresentadas a seguir.

Autômato Celular: É plenamente viável a utilização dos ACs para desenvolver planejamento urbano; pode-se entender a dinâmica do uso e ocupação do solo e compreender a sua evolução por meio da história urbana para simular cenários futuros. É suficientemente robusto para incorporar múltiplos fatores que influenciam o desenvolvimento urbano, inclusive os de alta incerteza como os sociais e econômicos que podem acelerar ou congelar o crescimento de uma área urbana em função de políticas e da economia. A elaboração de um modelo próprio para uma bacia traria a vantagem de incorporar aspectos particulares relevante, tais como o crescimento por categorias habitacionais, verticalização de edificações, facilidades introduzidas tais como loja, hipermercados, shopping, clínicas etc. São fatores que podem ser introduzidos com facilidade no algoritmo AC.

SLEUTH: A modelagem a partir do aplicativo SLEUTH é interessante e adequada para os estudos de



desenvolvimento urbano, encampando a multidisciplinaridade e interatividade de subsistemas e processos envolvidos na dinâmica da vida urbana. A evolução temporal e espacial do espaço urbano pode ser estimada para a tomada de decisão do planejamento urbano. A introdução de ferramentas de modelagem possibilita a discussão ampla da complexidade do espaço urbano, com decisões socioeconômicas e ambientais importantes tais como infraestrutura, atividades comerciais, urbanismo e paisagismo, segurança pública, serviços públicos e privados etc.

Com relação ao SLEUTH, este tem algumas limitações. A primeira é a incapacidade de envolver nos resultados as decisões políticas, como o zoneamento e fatores socioeconômicos. No entanto, abre perspectiva para a produção de aplicativos gerais, complexos e eficientes para planejar múltiplas atividades dentro de um espaço urbano. Este aplicativo pode ser utilizado através do seguinte site: (<http://www.ncgia.ucsb.edu/projects/gig/>).

Simulações: As simulações permitiram desenhar quadros da expansão urbana na BHRP, relacionando principalmente infraestrutura com o crescimento demográfico e, portanto, com o uso e ocupação do solo. Pela concepção do modelo utilizado, o SLEUTH, tão somente simula a ocupação de uma célula da bacia, baseando-se em informações de ocupação na vizinhança e tendências regionais de crescimento. Em bacias periurbanas como a BHRP, a ocupação de áreas livres é uma informação importante. Entretanto, o grau de ocupação, a verticalização das edificações e outros aspectos passam a ser mais importantes em regiões ocupadas e, neste caso, algoritmos baseados em autômatos celulares podem ser desenvolvidos para considerar variações no uso e ocupação do espaço físico.

Nesse aspecto, a alternativa 0 (célula não ocupada) ou 1 (célula ocupada) pode ser modificada em um número maior de alternativas de forma a permitir simulações mais complexas do espaço físico. Nessa abordagem, aspectos ambientais, sanitários e outros podem ser investigados.

Como relação aos resultados principais das simulações realizadas com o SLEUTH, destacam-se:

a) O crescimento urbano mais significativo apresentado pelas simulações foi o orgânico, que se expandiu a partir de centros ocupacionais existentes. Os resultados das simulações dos dois cenários analisados convergiram para esse tipo de crescimento.

b) O crescimento espontâneo ocorreu ao longo da Bacia, porém a probabilidade efetiva de urbanização não ultrapassou 21%.

c) Para o período entre 2014 e 2033, verificou-se um crescimento de 68%, o que corresponde a uma área de expansão urbana em torno de 1.778 hectares.

d) Pela a simulação do cenário 1, em 2033 a área da nascente do rio Pitimbu e nas proximidades da lagoa do Jiqui teM probabilidade de crescimento acima dos 78%.

e) O cenário 2 simulou a tendência do crescimento exógeno (de fora para dentro) ao longo da Bacia e se constatou a existência de interferências externas importantes dentro dessa área.

Vale ressaltar que o acoplamento de um modelo como o utilizado com modelagem das águas subterrâneas e superficiais, incluindo explorações, captações e distribuição pode propiciar um instrumento importante de gestão das águas de abastecimento da BHRP, com previsões confiáveis quanto às demandas espaço-temporais na bacia hidrográfica. Vislumbra-se a possibilidade da modelagem por AC ter potencial para ser utilizada em estudos das águas subterrâneas envolvendo recargas e contaminação do aquífero, como também aspectos ambientais importantes para controlar o desenvolvimento urbano sustentável da BHRP.

Por ser o primeiro trabalho de modelagem do desenvolvimento urbano na BHRP utilizando o Autômato Celular como ferramenta de modelagem, espera-se que este estudo sirva de base para a criação e aprofundamento de novas investigações usando o AC, enriquecendo o acervo de pesquisas da bacia do rio Pitimbu.

## Referências

ALVES R. S.; MELO J. G.; SILVA C.T. X. L.; OLIVEIRA C. C. C. Recursos Hídricos Subterrâneos da Região de Parnamirim, RN: Uso das Águas e Potencialidades. *Águas Subterrâneas* v.30, n.1, p. 37-52, 2016.

- BATTY M., Cellular automata and urban form: a primer. *Journal of the American Planning Association*, v. 63, n. 2, p. 266-274, 1997.
- BIHAMTA N.; SOFFIANIAN A.; FAKHERAN S.; GHOLAMALIFARD M.. Using the SLEUTH Urban Growth Model to Simulate Future Urban Expansion of the Isfahan Metropolitan Area, *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 43, n. 2, p. 407-414, 2015.
- BORGES, A. N. Implicações Ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu (RN) Decorrentes das Diversas Formas de Uso e Ocupação do Solo. 2002. 175p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2002.
- CABRAL, N. M. T.; RIGHETTO, A. M.; QUEIROZ, M. A. Comportamento do nitrato em poços do aquífero Dunas/Barreiras em Natal/RN. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v 14, n 3, p. 299-306, 2009.
- CASTRO, M. L. A.; CASTRO, R. O. Autômatos celulares: implementações de von Neumann, Conway e Wolfram. *Revista de Ciências Exatas e Tecnologia* v. 3, n, 3, p. 89-106, 2008.
- CHAUDHURI G.; CLARKE K. C. The SLEUTH and Use Change Model: A Review. *The International Journal of Environmental Resources Research*, v. 1, n.. 1, p. 88-104, 2013.
- CLARKE, K. C., GAYDOS, L., and HOPPEN, S., A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and Planning B* v. 24, p. 247-261, 1997.
- CLARKE, K. C.; GAZULIS, N.; DIETZEL, C. K.; GOLDSTEIN, N. C. A decade of SLEUTHing: Lessons learned from applications of a cellular automation land use change model. *International Journal of Geographical Information Systems and Science*. n. 12, p. 413-425, 2007.
- CLARKE, K. C.; GAYDOS, L. J., Loose coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 12 n. 7, 699-714, 1998.
- CLARKE, K. C.; DIETZEL, C.; GOLDSTEIN, N. C. A., Decade of Cellular Urban Modeling with SLEUTH. *Unresolved Issues and Problems*, Ch. 3 in *Planning Support Systems for Cities and Regions* (Ed. Brail, R. K., Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, MA, Ch. 3, p. 47-60, 2008.
- COSTA, J. P. O. H. Criação de cenários de expansão urbana com recurso a autômatos celulares no apoio ao planeamento e gestão territorial: Cabeceiras de Basto (Norte de Portugal). 126p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Faculdade de Letras da Universidade do Porto. Departamento de Geografia. Porto, 2010.
- COSTA, S. M. D. Alteração da cobertura vegetal natural da microbacia do rio Pitimbu – RN devido à ocupação antrópica. Relatório final de pesquisa – Conselho Nacional de desenvolvimento científico e tecnológico –Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal, 1995
- FURTADO, B. A.; DELDEN, H., Modelagem urbana e regional com autômatos celulares e agentes: panorama teórico, aplicações e política pública. Brasília: IPEA. 42 p. Texto para Discussão / IPEA, n 1576, 2011.
- GRIGIO, A. M. Evolução da paisagem do baixo curso do Rio Piranhas-ASSU 1988-2024: uso de autômatos celulares em modelo dinâmico espacial para simulação de cenários futuros. Natal, RN, 2008, 214 p. Tese (Doutorado em Geodinâmica e Geofísica) - Centro de Ciências Exatas e da Terra. UFRN, 2008.
- JANTZ, C. A.; GOETZ, S. J.; SHELLEY, M. K. Using the SLEUTH urban growth model to simulate the impacts of future policy scenarios on urban land use in the Baltimore/Washington metropolitan area. *Environment and Planning B* v.31, p.251–71, 2003.
- JANTZ, C. A. C.; GOETZ, S. J.; DONATO, D.; CLAGGETT, P. Designing and implementing a regional urban modeling system using the SLEUTH cellular urban model. *Computers, Environment and Urban Systems*, v.34, p. 1-16, 2010.
- KOBAYASHI, R. T. Estudo dos aspectos qualitativos e quantitativos da água e do sedimento no baixo curso do Rio Pitimbu RN. Dissertação (Mestrado) – UFRN, Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, 2009.
- MELO, J. G. de. Impacto do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal/ RN. 1995. 196p. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.
- MIRANDA, E. E. Brasil em Relevô. Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 27 abril. 2013.
- OLIVEIRA, F. G. Autodepuração e monitoramento do rio Pitimbu/RN. 163f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, (UFRN), Natal/RN 1994.
- PERES, O. M.; POLIDORI, M. C. Modelos Urbanos baseados em Autômatos Celulares: integrando ambiente natural e o crescimento urbano. In: *Anais do WCAMA - I Workshop de Computação Aplicada à Gestão do Meio Ambiente e Recursos Naturais*, Bento Gonçalves, RS 2009.
- RIGHETTO A. M.; DIAS D. F., Balanço Hídrico do Sistema Aquífero Barreiras Na Bacia Hidrográfica Do Rio Pitimbu-RN. *Revista de Águas Subterrâneas*, ABAS (submetido) 14 p. 2016.

- RIGHETTO, A. M.; ROCHA, M. A. Exploração Sustentada do Aquífero Dunas/Barreiras na Cidade de Natal/RN. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos v. 10, n. 2, p. 27-38, 2005.
- ROCHA, S. C.S.; ALIPAZ S., Manual Ambiental, Obras de Saneamento: Construção, Brasília: Caesb, 2010
- SANTOS, A. C. V. Influência da expansão urbana na paisagem da sub-bacia do rio Pitimbu entre Natal e Pamamirim/RN. 83p. 1999. Monografia (Especialização em Geografia) – UFRN. 1999.
- SECRETARIA DE ESTADO DOS RECURSOS HÍDRICOS – SERHID/RN. Plano de Gestão Integrado da Bacia do Rio Pitimbu. Projeto Pró-água/Semiárido. SDP N° 005/2003. VBA-TECNOSOLO. 2005.
- SENA, D. S. Avaliação da qualidade da água do Rio Pitimbu-RN. 129p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil, (UFRN), Natal, 2008.
- SILVA, E. A.; CLARKE, K. C. Calibration of the SLEUTH urban growth model for Lisbon and Porto, Portugal. Computer, Environment and Urban Systems, v. 26, n. 6, p.525-552, 2002.
- SILVA, E. A. Cenários da expansão urbana na área Metropolitana de Lisboa. Revista de Estudos Regionais – Região Lisboa e Vale do Tejo, n.5, p. 23 – 41, 2002.
- VENÂNCIO, S. R. Avaliação do Crescimento de ocupação da Bacia do Rio Pitimbu como Subsídios para Estudos de Possíveis Impactos Sobre os Recursos Hídricos, 121p. 2014 Dissertação Mestrado em Engenharia Sanitária, UFRN, 2014.
- WOLFRAM, S. Cellular Automata as models of complexity. Reprinted from Nature v. 311, n.. 5985, p. 419-424, 1984.

Antonio Marozzi Righetto Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brasil. Email: righetto@ct.ufrn.br

Contribuição do autor:

Concepção inicial da pesquisa, definição do modelo conceitual, variáveis relevantes, análise de resultados e produção do artigo.

Salatiel da Rocha Venâncio Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brasil, email: salatielvenancio@hotmail.com

Contribuição do autor:

Levantamento de dados, implantação e simulação do modelo, obtenção de resultados da modelagem, análise de resultados.

## Presentación de artículos

Los artículos pueden ser presentados en español, portugués o inglés. El resumen deberá ser enviado obligatoriamente en lo mismo idioma y abstract en inglés (para trabajos en español y portugués) y, en español (para trabajos en inglés).

### FORMATO

El archivo debe ser enviado en medio magnético, acompañado de dos copias impresas. Los archivos deben estar en Word, versión reciente.

Configuración de la página: tamaño: A4 (210 x 297mm); márgenes: 2,5 cm en todas las direcciones;

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluyendo tablas, figuras, ecuaciones y referencias. Estas deben estar numeradas de 1 a n. Las tablas y figuras deben tener título. Las figuras deben ser enviadas también en archivo separado en formato TIF, 300dpi.;

Todas las referencias citadas en el texto deben estar listadas en la bibliografía. En el texto del artículo la referencia debe ser escrita, en minúsculas y entre paréntesis, como apellido y año e. g. (Araujo, 2001). Referencias con dos autores serán citadas como: (Araujo y Campos, 2001). Para el caso de más de dos autores será: (Araujo et al., 2001). En la bibliografía las referencias serán listadas en orden alfabético del apellido del primer autor, el que debe ser escrito en mayúsculas, e. g. :

ARAUJO, J., Campos, E. y Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 7, nro 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. [www.abrh.org.br](http://www.abrh.org.br)

Cuando sea posible, deberá ser indicada una página de Internet relacionada a la publicación citada, como indicado en el ejemplo.

La numeración de las ecuaciones debe estar a la derecha y todos sus términos deben estar definidos en el texto.

Todas las tablas y figuras deben estar citadas en el texto.

Los interesados en publicar artículos en la revista deben preparar el mismo de acuerdo con el formato indicado y enviarlo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos

Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS

Caixa Postal 15029 -

CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil

E-mail: [rega@abrh.org.br](mailto:rega@abrh.org.br)

## Chamada de artigos

Os artigos devem ser submetidos em espanhol, português ou inglês. Deverá ser enviado, obrigatoriamente, resumo no mesmo idioma e em inglês (para trabalhos em português e espanhol) e, em espanhol (para trabalhos em inglês).

### FORMATO

O arquivo deve ser enviado por meio magnético, acompanhado de duas cópias impresas. Os arquivos devem estar em Word, versão recente.

Configurações da página: tamanho A4 (210 x 297mm); margens 2,5 cm em todas as direções;

Espaçamento duplo, tipografia Times New Roman, corpo 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluindo tabelas, figuras, equações e referências. Estas devem estar numeradas de 1 a n. As tabelas e figuras necessitam ter título. As figuras devem ser enviadas também em arquivo separado, em formato TIF, resolução 300 dpi.

Todas as referências citadas no texto devem estar listadas na bibliografia. No texto do artigo a referência deve ser escrita em minúsculas e entre parênteses, como sobrenome e ano (Araujo, 2001). Referências com dois autores serão citadas como: (Araujo e Campos, 2001). Na bibliografia as referências serão listadas em ordem alfabética do sobrenome do primeiro autor, que deve ser em maiúsculas:

ARAUJO, J., Campos, E. e Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol.7, n.1, p.232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. [www.abrh.org.br](http://www.abrh.org.br)

Sempre que possível, deverá ser indicada uma página de Internet, relacionada à publicação citada, como no exemplo acima.

A numeração das equações deve estar à direita e todos os seus termos devem ser descritos no texto.

Todas as tabelas e figuras devem ser mencionada no texto.

Os interessados em publicar artigos na revista devem preparar o mesmo de acordo com o formato citado e submetê-lo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos

Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS

Caixa Postal 15029 -

CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil

E-mail: [rega@abrh.org.br](mailto:rega@abrh.org.br)