

## PROGNÓSTICO POR MODELAGEM DA EFICÁCIA DE BANHADO DE CHUVA NO ATENDIMENTO DO ENQUADRAMENTO DE UM RIO URBANO

**Iporã Brito Possantti**

Engenheiro Ambiental, Porto Alegre, RS, Brasil  
[possantti@gmail.com](mailto:possantti@gmail.com)

**Fernando Dornelles**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, RS, Brasil  
[fds\\_eng@yahoo.com.br](mailto:fds_eng@yahoo.com.br)

### RESUMO

Este estudo aborda o uso hipotético de um banhado de chuva (*stormwater wetland*) como técnica compensatória dos impactos da urbanização nas águas superficiais em uma sub-bacia de 43 hectares localizada na bacia hidrográfica do Arroio do Salso, Porto Alegre/RS. Essa região integra a região de nascentes da bacia do Lago Guaíba, sendo alvo de enquadramento de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 de acordo com seu planejamento. A eficácia do banhado de chuva em melhorar a qualidade da água e regular as vazões de escoamento superficial foi estimada em cenários “natural”, “atual” e “futuro” lançando-se mão de modelagem hidrológica com série sintética de chuva por meio dos aplicativos SWMM e CLIMABR. A análise das curvas de permanência para cada parâmetro de qualidade permitiu concluir que houve melhoria significativa na qualidade da água, com o sistema apresentando eficiência de remoção de 80 a 90% em 50% do tempo. Entretanto, o atendimento ao padrão da Classe 2 só foi viável no cenário futuro, em 30 a 35% do tempo, graças à integração da rede cloacal definidas para o cenário. Assim, se demonstra que banhados de chuva podem ser uma alternativa auxiliar no leque de ações para recuperação de corpos d’água.

**Palavras-chave:** Hidrologia urbana; Banhado de chuva; Eficácia; Modelagem; Qualidade da água.

### PROGNOSIS BY MODELING OF STORMWATER WETLAND PERFORMANCE EFFECTIVENESS IN THE ATTENDANCE OF WATER QUALITY STANDARDS IN A URBAN STREAM

#### ABSTRACT

The present study approaches the hypothetical usage of a stormwater wetland as a BMP designed to control the urbanization impacts in stream waters in a catchment of 43 hectares at Salso creek watershed, Porto Alegre/RS. This region belongs to the headwaters of the Lake Guaíba watershed, being subject to Class 2 water quality standard of CONAMA’s Resolution 357/2005 according to its environmental planning. The effectiveness of the stormwater wetland in improving water quality and runoff flow regulation was assessed in scenarios of “pre-development”, “post-development” and “future” situations by running a hydrological model simulation of synthetic rain using SWMM and CLIMABR applications. The analysis of exceedance curves for water quality components allowed the conclusion that, in the scenarios of “post-development” and “future”, there was significant improvements in water quality, being the removal efficiencies of the system’s treatment lying between 80 to 90% at 50% of the time. However, the attendance of water quality standards was only viable in the “future” scenario, in the amplitude of 30% to 35% of the time, as response to the separate sewer coupling defined for that scenario. Thus, it is shown that the usage of stormwater wetlands can be a key alternative in the actions portfolio of waterways recovery programs.

**Keywords:** Urban hydrology; Stormwater Wetland; Effectiveness; SWMM; CLIMABR; Water Quality.

## INTRODUÇÃO

O meio ambiente ecologicamente equilibrado e o uso sustentável dos recursos naturais são direitos garantidos pela legislação brasileira, com destaque para a Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981) e Constituição Federal (idem, 1988). Entretanto, a fim de garantir esses direitos, o planejamento urbano e ambiental tem o dever de implementar ações concretas em direção aos objetivos desejados, que geralmente se encontram muito distantes da realidade. Esse é o caso da bacia hidrográfica do Arroio do Salso, em Porto Alegre, onde duas frentes de planejamento ambiental estipulam objetivos a serem alcançados: as metas de enquadramento das águas propugnadas pelo Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CRH/RS), e as diretrizes urbanas previstas pelo Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e Ambiental (PDDUA) de Porto Alegre, que apontam para a “recuperação dos corpos d’água”, proteção da região de nascentes e criação de parque urbano ao longo das margens inundáveis desse curso d’água.

Nesse contexto, o presente estudo investiga o uso hipotético de um banhado de chuva (da língua inglesa, stormwater wetland) como técnica compensatória dos impactos da urbanização em uma sub-bacia de 43 hectares localizada na região de nascentes da bacia do Arroio do Salso. Segundo o enquadramento aprovado para a bacia hidrográfica do Lago Guaíba pela Resolução do CRH/RS nº 50/2008, a região de nascentes do Arroio do Salso é definida com padrão de qualidade de água (QA) de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, fato que contrasta com a realidade diagnosticada pelo plano de recursos hídricos vigente, que aponta Classe 4 na situação atual (ECOPLAN, 2016). A finalidade geral desse estudo, assim, é enriquecer o universo de informações úteis no processo de tomada de decisão frente às futuras ações de recuperação da qualidade ambiental e hídrica em bacias parcialmente urbanizadas, em especial na bacia hidrográfica do Arroio do Salso.

Em termos específicos, o presente estudo apresenta uma metodologia que busca responder o quanto eficaz um sistema de banhado de chuva seria em melhorar a qualidade da água e em regular as vazões de escoamento superficial tendo em vista o enquadramento local de QA, as características da bacia de aplicação e o regime de chuvas de Porto Alegre, isso em diferentes cenários de esgotamento sanitário, demografia e uso do solo. Para isso, fez-se uso de modelagem hidrológica quali-quantitativa, o que incluiu as cargas de poluentes difusas e pontuais, com simulação contínua no programa SWMM 5.0. Como dado de precipitação, fez-se uso de uma série sintética de precipitação com 10 anos de duração gerada a partir do aplicativo CLIMABR.

A simulação processou três cenários na bacia de estudo: um cenário de pré-desenvolvimento, com cobertura do solo com vegetação nativa (natural), um cenário atual, parcialmente urbanizado e com todo o esgoto cloacal sendo lançado na drenagem, e um cenário futuro, mais urbanizado, mas com melhorias na infraestrutura sanitária. Os parâmetros de QA modelados foram: sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NT), fósforo total (FT) e coliformes fecais (CF).

Os critérios de dimensionamento do banhado de chuva foram voltados para a captura do volume de escoamento considerado crítico para a QA, fazendo-se assim uso do cálculo do Volume de Qualidade de Água (VQA). O modelo de tratamento do banhado de chuva, foi definido como sendo um sistema de tanques em série de reação de primeira ordem com concentração de fundo.

A avaliação da eficácia fundamentou-se nas definições e recomendações propostas por Streckter et al. (2001), que destacam a análise estatística dos parâmetros de QA na saída do sistema hidráulico como um todo, incluindo as vazões desviadas. Nessa lógica, comparou-se as curvas de permanência para os parâmetros de QA presentes na entrada e na saída do sistema nos cenários 1 e 2. Igualmente, além de análise estatística, comparou-se as curvas de permanência para as vazões de escoamento superficial entre os cenários de pré-desenvolvimento, atual e futuro.

## **BANHADOS DE CHUVA**

### ***BANHADOS CONSTRUÍDOS***

Os banhados, por sua vez, são um tipo de ecossistema de área úmida marcados por densas touceiras de plantas macrófitas herbáceas não-lenhosas emergentes, flutuantes ou submersas (KEDDY, 2010). Integrando o recente ramo da engenharia ecológica, o uso de banhados artificialmente construídos para tratamento de águas residuais origina-se em meados do século XX, segundo Bastian e Hammer (1993, apud KADLEC; WALLACE, 2009).

A vantagem da tecnologia de banhados construídos é a necessidade relativamente pequena de insumos energéticos e materiais e de recursos financeiros para a sua instalação e operação. Em comparação com o método de lodos ativados, respeitando-se a mesma carga hidráulica, os banhados construídos consomem oito vezes menos energia (CAMPBELL; OGDEN, 1999 apud KADLEC; WALLACE, 2009). Em contrapartida, por ser uma técnica não-intensiva, os banhados construídos necessitam ocupar áreas consideravelmente grandes – sendo isso na maioria das vezes o fator limitante para a implantação em áreas densamente urbanizadas.

### ***BANHADOS CONSTRUÍDOS PARA ÁGUAS URBANAS***

Banhados construídos para o tratamento da qualidade do escoamento superficial urbano começaram a ser propostos no final dos anos de 1980 com finalidade de controlar vazões e principalmente de tratamento tanto da poluição difusa quanto de eventuais vazamentos e lançamentos ilícitos de esgoto sanitário na drenagem. Schueler (1987), por exemplo, apresenta uma série de orientações de projeto para bacias de retenção naturalizadas com vegetação de banhado. Já os manuais de gestão de águas pluviais recentes identificam os banhados como uma categoria específica de técnica compensatória: stormwater wetlands (USEPA, 2009). Dessa forma, os banhados de chuva surgem da confluência da engenharia de banhados construídos com os métodos de dimensionamento de bacias de retenção. A definição de banhado de chuva proposta pela USEPA é a seguinte:

“Banhado de chuva: área com lâmina rasa de água que trata o escoamento superficial urbano, além de frequentemente incorporar pequenas bacias permanentes e/ou volume de detenção estendida para armazenar inteiramente o volume de qualidade da água (VQA). Banhados de chuva também podem prover o controle de pico de vazão e armazenar o volume necessário para proteger os canais a jusante através da detenção de volume adicional acima do reservatório de VQA.” (USEPA, 2009, p. 2-3, tradução nossa)

### ***DIMENSIONAMENTO E ARRANJOS DE BANHADOS DE CHUVA***

Os métodos de dimensionamento de banhados de chuva são empiricamente determinados pelo Volume de Qualidade de Água (VQA), ou volume de captura, e por uma área de banhado equivalente de 1% a 5% da área de bacia hidrográfica contribuinte (SCHUELER, 1992, apud CARLETON et al., 2000; PA-DEP, 2006). A definição do VQA, ainda que variável de acordo com critérios regionais, tenderá a ser um volume de precipitação com grande de chance de ser excedido em um evento de chuva qualquer, isto é, eventos frequentes, mas de pequena magnitude. Os banhados podem ser alinhados (*on-line*) ou não-alinhados (*off-line*) em relação à drenagem principal, assim como o sistema como um todo pode incorporar outras técnicas compensatórias em série ou paralelo, com variações diversas exploradas por Lawrence e Breen (1998).

Um projeto adequado de banhado de chuva parte do princípio de que a água deve fluir lentamente e bem distribuída pela área inundada do dispositivo a fim de garantir o melhor contato com a vegetação e, em especial, não promover a ressuspensão de sedimentos depositados anteriormente (SCHUELER, 1987). Kadlec e Wallace (2009) apontam que a boa distribuição dos fluxos em qualquer banhado construído é melhor atingida ao suavizar as manobras de entrada e saída da água com distribuidores e coletores largos, assim como particionar o banhado em células separadas por calhas de redistribuição. No que tange os processos de ressuspensão de sedimentos, o ideal é que haja o desvio (*bypass*) das ondas de cheia intensas para fora do sistema, esquema somente possível na configuração não-alinhada.

### **MODELO DE TRATAMENTO EM BANHADOS CONSTRUÍDOS**

A modelagem da cinética dos processos de tratamento em banhados construídos através de reações de primeira ordem com concentração de fundo é amplamente aceita e empregada. Para isso, define-se experimentalmente o coeficiente de reação  $k$  (volumétrico ou de área) em função da temperatura (KANGAS, 2004).

Na modelagem hidráulica, Kadlec e Wallace (2009, p. 163-202) fazem uma notável crítica ao modelo de fluxo pistão, advogando em favor do uso do modelo de tanques em série (TIS – Tank In Series). O modelo TIS consiste em uma distribuição gama de tempos de detenção hidráulico que representa uma versão relaxada dos modelos hidráulicos extremos: mistura completa de um lado e fluxo pistão de outro.

O acoplamento do modelo de reação de primeira ordem com o modelo TIS, conforme demonstrado por Kadlec e Wallace (2009), leva ao modelo TIS P-k-C\*, definido pela seguinte equação:

$$C_{TIS} = C^* + \frac{(C_i - C^*)}{(1 + k/Pq)^P} \quad (1)$$

Onde:

$C_{TIS}$	é a concentração de saída no sistema, g/m <sup>3</sup> .
$C_i$	é a concentração de entrada no sistema, g/m <sup>3</sup> .
$C^*$	é a concentração de fundo, g/m <sup>3</sup> .
$k$	é o coeficiente de reação ou velocidade virtual de sedimentação, m/dia.
$q$	é a carga hidráulica, m/dia.
$P$	é o número aparente de tanques virtuais.

Para o tratamento de sólidos em suspensão, o processo de filtração/interceptação substitui a reação de primeira ordem, com o parâmetro  $k$  passando a ser uma velocidade virtual de sedimentação  $w$  e a carga hidráulica deve ser desmembrada em tempo de detenção nominal ponderado pela eficiência volumétrica  $ev$  (ou “porosidade”) do sistema de banhado.

Ressalta-se que o modelo TIS P-k-C\* em banhados é a parte determinística de um sistema de tratamento também afetado por fenômenos estocásticos, sendo assim a representação da tendência central no longo prazo.

### **MODELAGEM DA POLUIÇÃO DIFUSA EM BACIAS URBANAS**

Na simulação hidrológica contínua, se faz necessário o emprego de modelos que representem adequadamente fenômenos como o acúmulo, a lavagem e o transporte da massa poluente ao longo do tempo e do espaço. Entretanto, Rossmann e Huber (2016) demonstram o elevado nível de incertezas associadas aos diferentes modelos de acúmulo e lavagem, especialmente pela maior parte dos experimentos de grande escala terem sido realizados nos anos 80 e diferentes autores apresentarem curvas de acúmulo ou lavagem com comportamentos distintos. Segundo esses autores, modelos de acúmulo são propostos como de acúmulo em função potência do tempo (com o caso de acúmulo linear quanto a potência for igual à unidade), acúmulo em função exponencial do tempo ou em função saturação do tempo. Já os modelos de lavagem variam entre lavagem com depleção exponencial da massa acumulada, lavagem com depleção proporcional à vazão e lavagem com depleção constante referente à concentração média do evento.

De todo o caso, universalmente se verifica que a taxa de acúmulo decresce ao longo do tempo, podendo estabilizar a massa de poluentes acumulada em uma bacia urbana e quanto menor a permeabilidade da bacia, maior será a tendência de depleção rápida da massa acumulada pelo fenômeno de primeira lavagem (DELETIC, 1997).

## DESEMPENHO, EFICÁCIA E EFICIÊNCIA

Strecker et al. (2001) fazem uma discussão pertinente sobre como determinar a eficácia das técnicas de controle da QA no manejo de águas urbanas, incluindo o esclarecimento da terminologia:

- Desempenho: uma medida de quão bem uma técnica de controle atinge seus objetivos em relação à água de chuva que passa através da estrutura ou é processada por ela.
- Eficácia: uma medida de quão bem o sistema integral de uma técnica de controle atinge seus objetivos em relação a todos os fluxos de água de chuva que atingem o local do sistema, incluindo os fluxos desviados (*bypass flows*).
- Eficiência: uma medida de quão bem uma técnica de controle remove poluentes.

Nessa direção, Strecker et al. (2001) criticam a avaliação de técnicas compensatórias que comparam a eficiência evento por evento, argumentando que essa abordagem pode vir a ser enviesada especialmente em estruturas com estoques permanentes de água. Com isso, recomenda-se a análise das curvas de permanência e estatística das concentrações nos influxos de entrada e saída a fim de determinar, com teste de hipótese no caso de dados amostrais, se de fato existem diferenças significativas na QA.

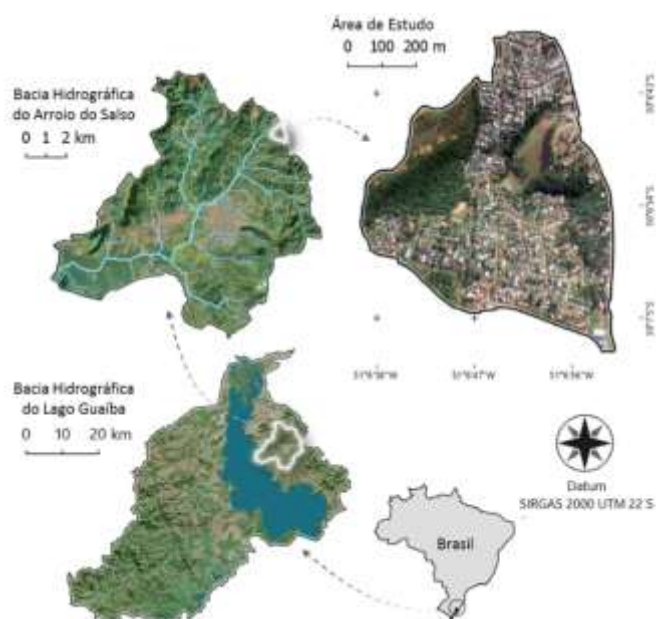
## METODOLOGIA

### ÁREA DE ESTUDO

A escolha da área específica de aplicação, dada a finalidade do presente estudo no contexto de planejamento ambiental da bacia do Arroio do Salso em Porto Alegre, levou em conta os seguintes critérios: sub-bacia menor que 50 hectares, que englobe algum núcleo urbano isolado, na região de nascentes, com ampla área disponível a jusante e informações demográficas e de infraestrutura sanitária disponíveis.

Consequentemente, a área específica de aplicação escolhida foi uma bacia de 43 hectares no bairro Lomba do Pinheiro, na comunidade Vila Nova São Carlos (Figura 1). A urbanização dessa bacia é marcada por loteamentos residenciais regularizados entremeados de ocupações espontâneas.

Figura 1. Itinerário de localização da bacia de estudo.



Fonte: Elaboração dos autores. Imagens de Google Inc. (2016)

## **CENÁRIOS**

Definiu-se três cenários para a área de estudo: a situação pré-desenvolvimento (cenário 0), a situação atual (cenário 1) e a situação futura estimada para 2030, 20 anos após as estimativas populacionais de 2010 (cenário 2). Esses cenários são resumidos na Tabela 1.

O cenário 0 foi simulado tendo em vista o confronto com as vazões de escoamento superficial dos cenários 1 e 2. Já na ótica da qualidade da água, o cenário 2 consiste em um futuro otimista, uma vez que nessa situação é considerada tanto a interceptação do esgoto cloacal na rede pluvial quanto a integração da rede cloacal no sistema e coleta e tratamento de esgotos existente na bacia do Arroio do Salso. Com isso, a situação futura apresenta apenas as vazões de esgoto irregulares lançadas fora das redes de esgotamento cloacal e pluvial.

**Tabela 1.** Cenários investigados.

<b>Cenário</b>	<b>Situação</b>	<b>Descrição</b>
<b>Cenário 0</b>	Pré-desenvolvimento	Vegetação nativa potencial, baseando-se em Porto e Menegat (2006).
<b>Cenário 1</b>	Atual (2010)	Urbanização parcial e descarga de todo o esgoto cloacal na drenagem.
<b>Cenário 2</b>	Futuro (2030)	Urbanização acentuada, pavimentação de todas as vias e interceptação e integração das redes de esgotamento (cloacal e pluvial), restando somente os despejos irregulares de esgoto (sem rede de coleta).

**Fonte:** os autores.

## **MODELO HIDROLÓGICO**

O aplicativo computacional escolhido para a performance da análise foi o SWMM 5.0. Esse programa é desenvolvido desde a década de 1970 pela USEPA como um modelo hidrológico pseudo-distribuído, possuindo o código de programação aberto, permitindo modificações. Divide-se em muitos módulos de computação e serviços, com destaque para: (1) Runoff Block, transformando chuva em vazão, (2) Transport Block, responsável pelo transporte da qualidade e (3) Extran Block, destinado ao roteamento hidráulico resolvendo as equações completas de Saint-Venant (CABRAL et al., 2009).

A justificativa para a escolha desse programa basea-se nos seguintes critérios:

- Aceitável em nível global;
- Custo zero, tanto em relação ao programa quando ao suporte;
- Amigável ao usuário (interface gráfica e programação orientada a objetos);
- Alta performance hidráulica (propagação do fluxo com onda dinâmica);
- Próprio para modelagem e tratamento de qualidade da água, incluindo modelos de acúmulo e lavagem da poluição difusa.

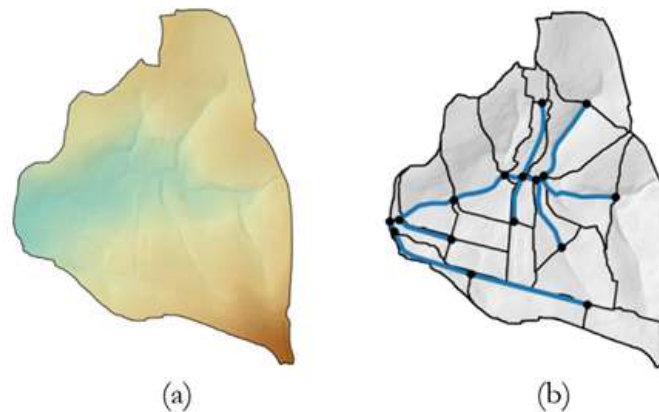
## **FISIOGRAFIA E USO DO SOLO DA SUB-BACIA**

A estimativa das características hidráulicas, hidrológicas, de uso do solo, demográficas e de infraestrutura sanitária da bacia de contribuição, necessárias para entrada no SWMM, foi realizada com a assistência de geoprocessamento e SIG no programa QGIS 14.9. Como produto básico, gerou-se um modelo numérico de terreno (MNT) com célula de 1 metro a partir das curvas de nível publicadas por Hasenack et al. (2010). A seguir, aplicando-se o pacote de geolgoritmos hidrológicos SAGA, obteve-se a rede de drenagem e uma malha vetorial de sub-

bacias. Assim, ajustou-se o sistema hidrográfico manualmente para correções necessárias dado o confronto com o cadastro de drenagem existente (PORTO ALEGRE/DEP, 2015). O MNT e o sistema hidrográfico são apresentados pela Figura 2(a) e 2(b), respectivamente.

As variáveis hidrológicas, hidráulicas e sanitárias espacialmente distribuídas, como valor de CN (parâmetro curve number de reposta hidrológica do solo do método HUT-SCS), rugosidade de Manning para fluxo em lâmina, vazão de tempo seco, foram estimadas pelo valor médio para cada sub-bacia por meio de estatística zonal aplicada sobre arquivos matriciais de cada variável. Os valores de CN foram obtidos segundo as relações de uso do solo apresentadas por USDA (1986). Os grupos de solo hidrológico, derivados do mapa de solos de Porto Alegre (HASENACK et al., 2008), foram identificados como sendo C e D de acordo com a relação com a classificação brasileira de solos proposta por Sartori et al. (2005). A matriz de uso do solo foi gerada a partir de Hasenack et al. (2008) com correções manuais levando-se em conta o imageamento Digital Globe do servidor de mapas Google Maps (2016). A tabela de seção de cada canal foi obtida por amostragem no MNT.

**Figura 2.** (a) modelo numérico de terreno e (b) arquivos vetoriais do sistema hidrográfico.



Fonte: Elaboração dos autores a partir de Hasenack et al. (2010)

### **SÉRIE SINTÉTICA**

O uso de séries sintéticas de dados de chuva é uma alternativa atrativa ao emprego puro de dados observados quando se buscar avaliar a eficácia hidráulica integral de uma técnica compensatória, já que séries reais tendem a ser confinadas a um intervalo curto de tempo, geralmente contêm falhas e podem não apresentar valores extremos. Tais séries de dados sintéticos são produzidas a partir da associação de números aleatórios com o padrão essencial verificado nos dados reais, sendo assim um artifício confiável de ampliação populacional de dados (DORNELLES, 2012). Assim, a geração de séries sintéticas suficientemente longas ou independentes permite a aplicação do Método de Monte Carlo para a aquisição de resultados estatisticamente consistentes, conforme apontam Fadel e Dornelles (2015).

Para a obtenção da séries sintética, foi utilizado o programa gerador de séries sintéticas CLIMABR. Esse aplicativo calcula, com base nos dados pluviométricos locais, os valores da probabilidade de um dia ser chuvoso tendo sido o anterior também chuvoso, da probabilidade de um dia ser chuvoso tendo sido o anterior seco, o número de dias chuvosos, a precipitação total diária e sua duração, assim como outras variáveis climatológicas (OLIVEIRA et al, 2005). Assim, o programa utiliza o processo da Cadeia de Markov para especificar os dias chuvosos e números aleatório nas distribuições inversas de probabilidade para as lâminas precipitadas e suas durações.

Dessa forma, gerou-se uma série sintética de dados pluviométricos e climatológicos diários. Tendo em vista a minimização do tempo de simulação no modelo hidrológico selecionou-se o intervalo ótimo para processamento, avaliando-se o comportamento do desvio padrão da série sintética em função da sua duração, sendo 10 anos considerado suficiente.

Por alguma limitação não identificada no CLIMABR, não foi possível processar os dados pluviométricos da estação meteorológica mais próxima à área de estudo (a estação do INMET em Porto Alegre - posto ANA 3051011). Com isso, como fonte de dados pluviométricos escolheu-se a estação de cadastro ANA 3051023, de Barra do Ribeiro, município vizinho de Porto Alegre. De acordo com o Mapa Brasileiro da Precipitação Média Anual (CPRM, 2015), essas estações encontram-se na mesma faixa de precipitação média, ambas entre os 1300 a 1400 milímetros, o que justificou a escolha da estação de Barra do Ribeiro.

### **HIETOGRAMAS SINTÉTICOS**

Como dado de entrada para o modelo SWMM, foi produzida uma série sintética de precipitação com intervalos de 10 minutos a partir da série sintética diária gerada pelo CLIMABR. Baseando-se na metodologia trazida por Fadel e Dornelles (2015), foi possível calcular o tempo de retorno dos eventos diários rearranjando os termos de uma equação de intensidade, duração e frequência (IDF), uma vez que o CLIMABR permite o cálculo da intensidade global do evento de chuva. A seguir, já sabendo o tempo de retorno do evento e estabelecido o intervalo de tempo para a discretização da chuva (10 minutos), solucionou-se novamente a equação IDF agora para o cálculo da intensidade de precipitação em intervalos de 10 minutos de duração. Finalmente, aplicando o método de blocos alternados, confeccionou-se uma distribuição discreta sintética das intensidades de precipitação ao longo de cada evento de chuva na série de 10 anos.

Posto isso, a equação IDF empregada foi a equação IDF de Bemfica, baseada nos pluviogramas gerados no 8º distrito do INMET entre 1974 e 1998, em Porto Alegre (PORTO ALEGRE/DEP, 2007):

$$I = \frac{1297,9T^{0,171}}{(t + 11,6)^{0,85}} \quad (2)$$

Onde:

- $I$  é a intensidade de precipitação, em mm/h.
- $T$  é o tempo de recorrência, em anos.
- $t$  é a duração, em minutos.

### **DIMENSIONAMENTO: CONFIGURAÇÃO E PERFIL HIDRÁULICO**

A configuração hidráulica adotada para o sistema de tratamento foi de banhado de chuva não-alinhado precedido por uma pequena bacia de interceptação e desvio alinhada (Figura 3). Com esse esquema, se protegeria a vegetação e os sedimentos do banhado em relação à vazões de entrada muito potentes. Além disso, quando completamente cheio, um vertedor composto passaria a operar na entrada do sistema, desviando assim a vazão já não considerada crítica para a qualidade.

O formato tridimensional do sistema de tratamento foi considerado simplificada como um tronco de cone invertido somado, ao fundo, com uma lâmina cilíndrica (perfil na Figura 4). A profundidade máxima, incluindo a margem de segurança, foi fixada em um metro. A parte cilíndrica no fundo do sistema consiste no volume de detenção para o tratamento de vazão de tempo seco (VTS). Na parte do tronco de cone, por outro lado, foi fixada uma lâmina de espessura de setenta centímetros para acomodar o VQA. Para a inclinação dos taludes, foi considerada uma relação 1:3 (vertical : horizontal).

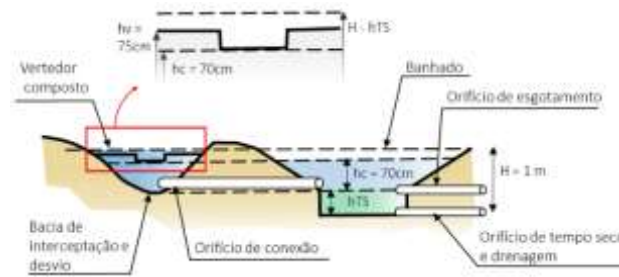


**Figura 3.** Vista em planta da configuração hidráulica proposta.



**Fonte:** Elaboração dos autores.

**Figura 4.** Vista em corte da configuração hidráulica proposta.



**Fonte:** Elaboração dos autores.

O VQA foi calculado considerando-se um volume de captura correspondente à 100% do escoamento superficial produzido por 90% dos eventos de chuva, método proposto por New York State/DEC (2015):

$$VQA = 10PR_V A \quad (3)$$

sendo:

$VQA$	o volume de projeto para captura para qualidade da água, em $m^3$ .
$A$	a área da bacia de contribuição, ha.
$P$	a precipitação em que 90% dos eventos é igual ou inferior, mm.
$R_V$	o coeficiente volumétrico para o escoamento superficial, adimensional.

O  $R_V$ , por sua vez, é definido por:

$$R_V = 0,05 + 0,009i \quad (4)$$

sendo:

$i$	A percentagem de área impermeável na bacia de contribuição, adimensional.
-----	---

A precipitação foi determinada para detenção por 24 horas conforme a metodologia de Akan e Houghtalen (2003, apud ASCE, 1988), em que:

$$P = 1,299 * P_{0,5;24}(0,858iI^3 - 0,78iI^2 + 0,774i + 0,04) \quad (5)$$

Onde:

$P_{0,5;24}$  É a precipitação de 24 horas com tempo de retorno de 0,5 ano (6 meses), mm.

A área de contribuição considerada foi a soma das bacias contribuintes. Para o valor de I aplicou-se a média aritmética dos valores de % de área impermeável das bacias no cenário futuro. O valor de  $P_{0,5;24}$  foi calculado através da equação IDF (Equação 2). A Tabela 2 resume os principais parâmetros de dimensionamento.

**Tabela 2.** Principais parâmetros de dimensionamento.

Parâmetro		Valor	Unidade
Volume de Qualidade d'Água	VQA	9447	m <sup>3</sup>
Área de operação	Aop	1,4	ha
Área de tempo seco	Ats	1,3	ha
Nível de tempo seco (TS)	hts	0,18	m
Seção do orifício de TS	Aots	5	cm <sup>2</sup>
Seção do orifício de esgotamento do VQA	Ao vqa	17,6	cm <sup>2</sup>

Fonte: os autores.

#### QUALIDADE DA ÁGUA NO AMBIENTE SWMM

Os modelos de poluição difusa foram configurados internamente nas opções de QA do SWMM. Considerando o grande grau de incertezas, os parâmetros dos modelos foram definidos de maneira conservadora segundo as orientações de Rossman e Huber (2016).

Assim, o modelo de acúmulo baseou-se nos valores reportados de acúmulo de material particulado fino por Sartor e Boyd (1972, apud ROSSMAN; HUBER, 2016), assumindo-se acúmulo linear com estabilização:

$$a = \text{Min}(A_{max}, K_A t^{N_A}) \quad (6)$$

sendo:

$a$  o acúmulo, em kg SST/ m de sarjeta.  
 $A_{max} = 1$  o acúmulo máximo, kg SST/m de sarjeta.  
 $K_A = 0,1$  a taxa de acúmulo linear, kg SST/d m<sup>-1</sup>.  
 $N_A = 1$  o expoente da função potência.

O modelo de lavagem foi definido como de depleção exponencial, dada a natureza urbanizada da bacia:

$$l = K_l q^{N_l} m_a \quad (7)$$

sendo:

$l$  a taxa de lavagem, kg SST/s  
 $q$  a taxa de escoamento ponderada pela área de drenagem, mm/h.  
 $m_a$  a massa acumulada remanescente na bacia, kg SST.  
 $K_l = 0,01$  o coeficiente de lavagem ((mm/h)<sup>-2,5</sup>)/h.  
 $N_l = 2,5$  o expoente de lavagem, adimensional.

Dessa maneira, a simulação de acúmulo e lavagem se deu exclusivamente para os sólidos suspensos totais (SST), sendo os outros parâmetros de QA veiculados aos SST por frações de partição baseadas nos valores reportados por Manning et al. (1977, apud ROSSMAN; HUBER).

**Tabela 3.** Frações estimadas dos co-poluentes.

Co-poluento	Fração	Unidades
DQO	0,3	mg DBO / mg SST
DBO	0,05	mg DQO / mg SST
NT	0,005	mg N / mg SST
FT	0,001	mg P / mg SST
CF	1000	# Colônias / mg SST

**Fonte:** os autores.

A poluição pontual por esgoto sanitário foi configurada no SWMM como vazão de tempo seco (VTS) em diferentes junções do sistema modelado. A magnitude média diária da VTS para cada junção foi calculada baseando-se na estimativa local apresentada pelo Plano Diretor de Esgotos de Porto Alegre (PORTO ALEGRE/DMAE, 2009) com ponderações baseadas na informações demográficas e índices de esgotamento disponíveis nos setores censitários locais do Censo de 2010 (IBGE, 2011). As concentrações médias para cada parâmetro de QA na VTS foram estimadas com base em Thobanoglous et al. (2004).

As funções de tratamento foram configuradas como equações de remoção em uma junção auxiliar à jusante do reservatório de VQA no SWMM. O modelo TIS P-k-C\* (ver Equação 1) foi adotado para o tratamento de todos os parâmetros de QA, com exceção da DQO. Esse constituinte foi assumido como sendo uma composição de 100% DBO e 80% SST. Os parâmetros adotados para os modelos TIS P-k-C\* foram derivados de Kadlec e Wallace (2009) e são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4.** Parâmetros do modelo TIS P-k-C\* para tratamento.

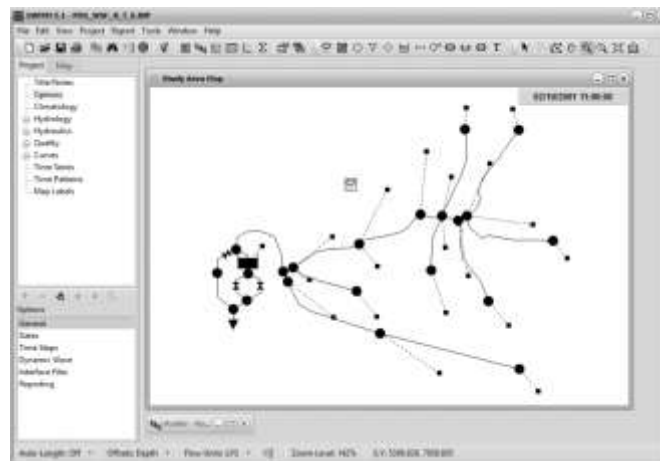
Parâmetro		Valor	Unidades
Número de tanques virtuais em série	$P$	4	#
Eficiência volumétrica	$e_v$	0,8	-
SST	$w$	20	m/d
	$C^*$	10	mg SST/ L
DBO	$k$	0,1	m/d
	$C^*$	3	mg O <sub>2</sub> / L
NT	$k$	0,043	m/d
	$C^*$	1,5	mg N/ L
FT	$k$	0,057	m/d
	$C^*$	0,02	mg P/ L
CF	$k$	0,12	m/d
	$C^*$	40	#/100 mL

**Fonte:** os autores.

### **ESTRUTURAÇÃO DO MODELO NO AMBIENTE SWMM 5.0**

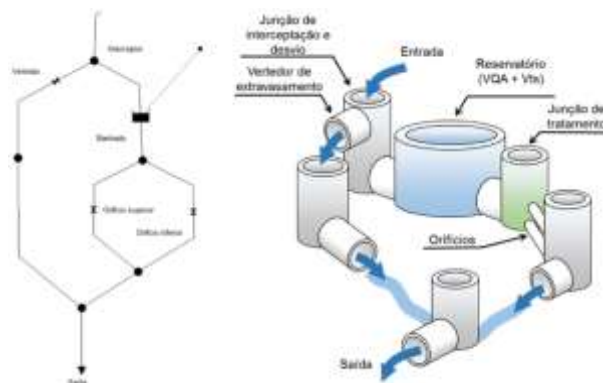
Ao todo, foram modeladas 20 sub-bacias, 21 junções e 22 canais (Figura 5). O sistema de tratamento (Figura 6) foi composto dos seguintes objetos: junção de interceptação (com bueiro no fundo e vertedor no topo) junção de reservação, junção de tratamento, orifícios de esgotamento e junções auxiliares de saída. O método de roteamento hidráulico foi configurado como onda dinâmica com velocidade de passo de 1 segundo.

**Figura 5.** Sistema hidrológico da bacia de estudo estruturado no SWMM 5.0.



Fonte: os autores.

**Figura 6.** Detalhe e esquema hidráulico do sistema de tratameto estruturado no SWMM 5.0.



Fonte: os autores.

### **EFICÁCIA E CURVAS DE PERMANÊNCIA**

O procedimento de análise da série de saída do modelo levou em consideração as recomendações propostas por Streckter et al. (2001). Assim, se comparou os valores de concentração dos parâmetros de QA na entrada e na saída do sistema de tratamento (no cenário 1 e 2) com os valores de referência propugnados pela Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. No caso dos parâmetros SST e DQO, inexistentes na Resolução, se assumiu o valor de referência como 90% de remoção da concentração usada para a vazão de tempo seco. Esse confronto foi aplicado à todos os valores das séries, tendo em vista assim a representação gráfica da curva de permanência para cada parâmetro de QA, na entrada e saída do sistema, em cada cenário.

Um procedimento semelhante foi aplicado às vazões de entrada e saída do sistema, agora nos cenários 0, 1 e 2. Isto é, se avaliou o impacto do sistema no regime de escoamento superficial em relação ao regime tido por natural da bacia hidrográfica.

As curvas de permanência para cada variável foi determinada pelo cálculo da probabilidade de excedência na população de dados de saída, conforme a seguinte equação:

$$Pe(y = x) = \left( 1 - \frac{\sum_{y=0}^{y=x} F(y)}{N} \right) * 100\% \quad (8)$$

Sendo:

$Pe(y = x)$	a probabilidade de excedência para uma variável y (concentração ou vazão) com valor x, em %.
$F(y)$	a frequência de ocorrência para a variável y.
$N$	É o número total de dados observados.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

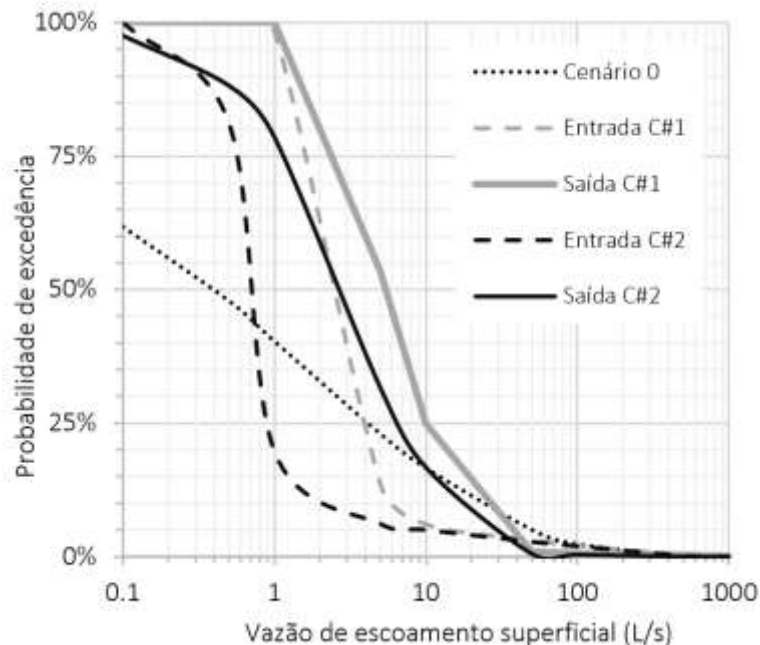
### ERRO DE CONTINUIDADE

O erro de continuidade para água em todas as simulações foi negligenciável. Já para os parâmetros de QA foi considerado aceitável, sendo o maior erro verificado para o NT no cenário 2, de 3,4%.

### CURVAS DE PERMANÊNCIA

A Figura 8 apresenta as curvas de permanência para a concentração de cada parâmetro de QA simulado, nos cenários 1 e 2 e a Figura 7 as curvas de permanência do escoamento superficial em todos os cenários.

Figura 7. Curvas de permanência para o escoamento superficial nos cenários 0, 1 e 2.



Fonte: os autores.

### MELHORIAS NA QUALIDADE DA ÁGUA

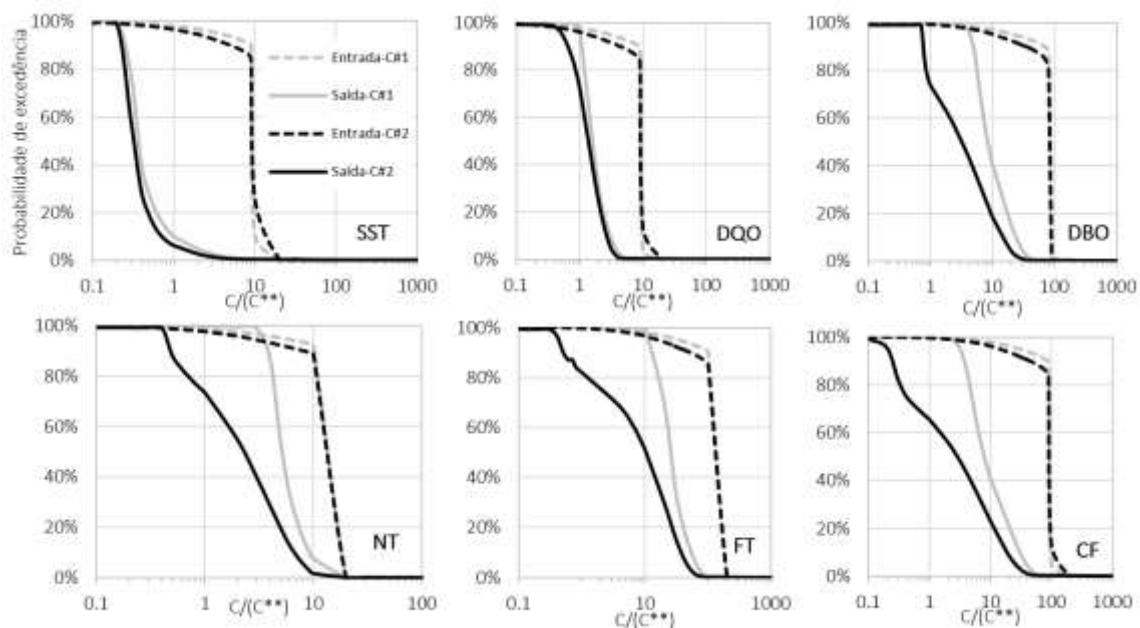
Quanto à probabilidade de excedência das concentrações de referência, destaca-se que não houve melhorias relevantes no cenário 1, com exceção dos SST. Já no cenário 2, verifica-se

ganhos de aproximadamente 20 a 30% na permanência de valores iguais ou inferiores ao padrão de qualidade da Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005. O maior ganho em direção ao padrão de qualidade se deu nos Coliformes Fecais, na saída do cenário 2, com probabilidade de 35% das águas estarem dentro do enquadramento (e 0% para todas as outras situações).

Nesse contexto, a inspeção das curvas de permanência mostra que, em todos os casos, existe um salto notável na qualidade, ainda que não suficiente para suprir o padrão de qualidade da Classe 2 em 100% do tempo. Para 50% do tempo, por exemplo, as concentrações de saída para todos os parâmetros de QA, em ambos os cenários, jazem aproximadamente a uma ordem de grandeza abaixo das concentrações de entrada no sistema (isto é, em 50% do tempo o sistema apresenta eficiência de 90% de remoção).

A eficácia nula do sistema de tratamento no cenário 1 em relação ao padrão de qualidade da Classe 2 é parcialmente previsível já que a vazão de tempo seco nesse cenário corresponde à totalidade de esgoto cloacal gerado na bacia: um influxo médio de 3,7 litros por segundo. Com isso, a aplicação do modelo TIS P-k-C\* acusa a área de 1,3 hectares (3% dos 43 ha da área de contribuição) como insuficiente para o tratamento ao nível de Classe 2. Neste passo, ressalta-se que o sistema não foi dimensionado como uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) e sim de acordo com uma série de critérios para tratamento da poluição difusa, como a razão entre a área de drenagem, o VQA e uma profundidade máxima de um metro.

**Figura 8.** Curvas de permanência para os parâmetros de QA. C\*\* = Concentração de referência.



Fonte: os autores.

### REGULAÇÃO DE VAZÕES

A inspeção das curvas de permanência de escoamento superficial permite a discretização em classes de vazões, conforme a sua magnitude: vazões baixas (até 1 l/s), vazões moderadas (de 1 a 10 l/s), vazões altas (de 10 a 100 l/s) e vazões muito altas (acima de 100 l/s).

Não ocorre diferença marcante, tanto no cenário 1 quanto no 2, entre as vazões de entrada e saída do sistema nas faixas de vazão muito altas, possivelmente devido ao extravasamento do sistema frente a eventos de grande magnitude. Por outro lado, o efeito do sistema de tratamento nos cenários 1 e 2 passa a ser notável nas faixas intermediárias de vazões, região em que o sistema acaba aumentando sistematicamente a probabilidade de excedência tanto em relação ao comportamento de entrada, quanto em relação ao cenário de pré-

desenvolvimento, o cenário 0. Em resumo, o sistema de tratamento aumenta as vazões intermediárias, em todos os sentidos.

### DISCUSSÃO

O campo de pesquisas em banhados de chuva é incipiente, geralmente apresentando muitos dados de monitoramento das entradas e saídas de estruturas existentes e poucos dados de poluição difusa ou simulações como a do presente trabalho. Carleton et al. (2000) fazem uma extensa revisão de valores reportados de 35 estudos em 49 sistemas de banhados de chuva, sistematizando detalhes hidráulicos e hidrológicos, assim como apresentam as eficiências de remoção de longo prazo para os respectivos sistemas. Nessa revisão de Carleton et al. (2000) os resultados de qualidade são apresentados em termos de eficiência de remoção em longo prazo, isto é, um balanço de massa com um ano ou mais de duração. Conforme já mencionado, essa prática de análise é criticada por Streckter et al. (2001), sendo na realidade considerada ideal a investigação estatística com curvas de permanência – orientação essa seguida no presente estudo.

Nessa ótica, a fim de comparar os dados com aqueles revisados por Carleton et al. (2000), se computou a eficiência de remoção em longo prazo para os cenários 1 e 2. Esse cálculo consistiu em um balanço de massa de toda a série de 10 anos para cada parâmetro de QA (no caso de coliformes fecais, o balanço foi de número de colônias). Posto isso, conforme demonstrado na Tabela 5, observa-se que a eficiência de remoção em longo prazo para o presente estudo é relativamente alta, aproximando-se dos valores de eficiência máximos reportados.

Essa relação de grande sucesso na eficiência de remoção nos cenários simulados em comparação aos valores reportados do campo pode ser explicada ao se considerar que nos sistemas monitorados variáveis estocásticas e sazonais estão permanentemente em ação, melhorando ou reduzindo as eficiências. Por exemplo, Wadzuk et al. (2010) relatam que uma obra civil adjacente ao sistema monitorado por um determinado período alterou significativamente as mensurações de SST. Por outro lado, o modelo de tratamento empregado pelo presente estudo (modelo TIS P-k-C\*) é completamente determinístico e, conforme Kadlec e Wallace (2009) frisam, representa a tendência central e não os valores reais observados. Somando-se a isso, como raríssimos estudos conseguem se estender até 10 anos de monitoramento, com grande dificuldade os estudos de campo conseguirão demonstrar a tendência central no mesmo nível que a simulação.

**Tabela 5.** Comparação de eficiência de remoção em longo prazo.

Parâmetro	Eficiências simuladas		Eficiências reportadas por Carleton et al. (2000)	
	C#1	C#2	Máx.	Mín.
SST	98%	98%	100%	- 300%
DBO	94%	99%	Não reportados	
DQO	90%	82%	Não reportados	
NT	84%	96%	96%	86%
FT	88%	98%	89%	55%
CF	95%	99%	Não reportados	

**Fonte:** os autores.

### **INCERTEZAS**

Uma via de questionar os resultados encontra-se na incerteza sistemática em relação aos parâmetros de modelagem da qualidade da água, tanto da geração de poluição difusa e pontual quanto no tratamento no banhado. Como já foi destacado, o escopo do presente estudo buscou trazer uma metodologia para avaliar previamente a possível eficácia de banhado de chuva em uma situação peculiar, lançando mão de modelagem hidrológica. Uma evolução lícita do modelo de tratamento seria a conversão das constantes de reação em funções das variáveis climáticas, introduzindo assim a relação sazonal, e também a incorporação de uma variável aleatória a fim de reduzir o determinismo do modelo.

Uma tentativa de correção mais avançada para a realidade local naturalmente iria demandar amostragem de diversos parâmetros de modelagem. Entretanto, dificilmente valores amostrados sem um projeto piloto com uma campanha de monitoramento de longa duração e um número amostral representativo seriam capazes de superar a incerteza dos parâmetros utilizados. Uma recomendação decorrente dessa problemática seria a futura calibração dos parâmetros de modelagem do SWMM 5.0 para a realidade local com uma pesquisa mais profunda nesse sentido.

Ista ressaltar que a presente análise foi conservativa no sentido de analisar somente as vazões de escoamento superficial, ignorando as vazões de escoamento de base (afloramento de água subterrânea). Apesar do tamanho pequeno da bacia de estudo e seu alto nível de impermeabilização, é evidente que algum fluxo subterrâneo deve existir: não só proveniente da infiltração da chuva, mas também das fossas sépticas e vazamentos do sistema de abastecimento de água. Dessa forma, os ganhos na qualidade podem estar subestimados, uma vez que o fluxo de base promoveria a diluição das concentrações de entrada no sistema de tratamento, em especial durante o tempo seco.

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Obteve-se que em todas as situações modeladas o sistema de banhado de chuva produziu ampla melhoria na qualidade da água, apresentando eficiência de remoção na faixa de 80 a 90% em 50% do tempo. Contudo, sendo a Classe 2 um padrão de qualidade bastante rigoroso, apenas o cenário 2 apresentou avanços nessa classe, com chance de excedência das concentrações de referência variando na faixa de 70 a 65% (isto é, atendendo a Classe 2 em 30 a 35% do tempo). O regime de vazões de escoamento superficial, por sua vez, foi alterado em ambos os cenários no sentido de regularização das vazões, o que implicou na disponibilidade por mais tempo de vazões moderadas (na faixa de 1 a 100 l/s).

Nesse sentido, afirma-se que a implementação de um banhado de chuva pode produzir ganhos relevantes na qualidade da água e irá aumentar as vazões moderadas na região de nascentes do Arroio do Salso. Entretanto, no cenário atual, sem interceptação e integração das redes de esgotamento locais, as melhorias na qualidade possivelmente não serão suficientes para atender ao padrão de qualidade da Classe 2 nem ao menos em parte do tempo. Esse atendimento iria se manifestar futuramente, a partir do momento que a integralização planejada reduziria o esgoto cloacal lançado na drenagem natural apenas aos inevitáveis lançamentos irregulares.

Por fim, fica demonstrado que as metas de enquadramento dos corpos hídricos poderão nunca ser atendidas quando não levados em consideração aspectos de poluição difusa, o que inclui os lançamentos irregulares de esgoto. Assim, além da implantação, interceptação e integração de redes, deve-se atentar para a qualificação dos corpos hídricos com técnicas compensatórias ou, sempre que possível, técnicas preventivas. No contexto de bacias parcialmente urbanizadas, com grandes áreas abertas ainda disponíveis, é imprescindível que o planejamento urbano e ambiental aproveite a oportunidade para incentivar o uso de banhados de chuva, dadas as vantagens dificilmente comparáveis dessa tecnologia.



## REFERÊNCIAS

- AKAN, A. O.; HOUGHTALEN, R. J. **Urban hydrology, hydraulics, and stormwater quality - Engineering applications and computer modeling**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2003.
- BRASIL. **Constituição** (1988).  
\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.
- \_\_\_\_\_. **Lei nº 6.938 de 31 de ago. De 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2 set. 1981.
- CABRAL, J.; MASCARENHAS, F.; CASTRO, M.; MIGUEZ, M.; PEPLAU, G.; BEZERRA, A. **Modelos Computacionais para Drenagem Urbana**. In: RIGHETTO, A. (Coord.). *Manejo de Água Pluviais Urbanas*. Natal, RN: Editora ABES, 2009, p. 112-148.
- CARLETON, J. N.; GRIZZARD, T. J.; GODREJ, A. N.; POST, H. E. **Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands**. *Water Resources*, v. 35, n. 6, p. 1552 - 1562, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00416-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00416-4)
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO BRASILEIRO. **Atlas Hidrogeológico do Brasil ao Milionésimo**. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Atlas-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-4267.html>>. Acesso em 20 nov. 2015.
- DELETIC, A. **The first flush load of urban surface runoff**. *Water Resources*, v. 32, n. 8, p. 2462 - 2470, 1997.
- DORNELLES, F. **Aproveitamento de água de chuva no meio urbano e seu efeito na drenagem pluvial**. Tese (doutorado) - UFRGS. Porto Alegre, 2012.
- ECOPLAN. **Plano de Trabalho - Serviços de consultoria relativos ao processo de planejamento da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba**. Porto Alegre, RS, Brasil: Ecoplan Engenharia Ltda., 2014.
- FADEL, A.W.; DORNELLES, F. **Eficiência da interceptação de esgoto sanitário em rede pluvial na bacia do Arroio Capivara – Porto Alegre/RS**. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n 4., p. 970 – 979, 2015
- GOOGLE INC. **Google Satellite Imagery**. Mosaico Landsat e Digital Globe, 2016.
- HASENACK, H.; WEBER, E.J. ; LUCATELLI, L.M.L. **Base altimétrica vetorial contínua do município de Porto Alegre-RS na escala 1:1.000 para uso em sistemas de informação geográfica**. Porto Alegre, RS, Brasil: UFRGS-IB-Centro de Ecologia, 2010.
- HASENACK, H.; WEBER, E.J. ; MARCUZZO, S. **Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre, RS, Brasil: Secretaria Municipal de Meio Ambiente, 2008.
- IBGE. **Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário - Documentação do arquivo**. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Boca Raton, USA: CRC Press, 2009.
- KANGAS, P. **Ecological Engineering – Principles and Practice**. Lewis Publishers, 2004.
- KEDDY, P.A. **Wetlands Ecology - Principles and Conservation**. 2 ed. New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2010. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778179>

LAWRENCE, I.; BREEN, P. **Design Guidelines: Stormwater Pollution Control Ponds and Wetlands**. 1 ed. Canberra, Australia: Ann Milligan, 1998.

METCALF & EDDY, INC; THOBANOGLIOUS, C.; BURTON, F.L.; STENSEN, H.D. **Wastewater Engineering - Treatment and Reuse**. 4 ed. New York, NY, USA: McGraw Hill, 2004.

NEW YORK STATE/DEC - DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION; CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. **New York State Stormwater Management Design Manual**. Albany, NY, USA: Department of Environmental Conservation, 2015.

OLIVEIRA, V.; ZANETTI, S.; PRUSKI, F. **CLIMABR Parte I: Modelo para a geração de séries sintéticas de precipitação**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, n. 3, p. 348 - 355, 2005. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000300009>

PORTO ALEGRE. Lei Complementar nº 434 de 1º de dezembro de 1999 atualizada e compilada até a Lei Complementar nº 667, de 3 de janeiro de 2011, incluindo a Lei Complementar 646, de 22 de julho de 2010. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental**. 2010.

PORTO ALEGRE/DEP - DEPARTAMENTO DE ESGOTOS PLUVIAIS. **Cadastro da rede de pluvial - prancha 151 e 160**. 2016.

PORTO ALEGRE/DEP - DEPARTAMENTO DE ESGOTOS PLUVIAIS. **Plano Diretor de Drenagem Urbana: Manual de Drenagem Vol. VI**. Porto Alegre, RS, Brasil: DEP - IPH, 2007.

PORTO ALEGRE/DMAE - DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO. **Plano Diretor de Esgotos**. Porto Alegre, RS, Brasil: DMAE, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho de Recursos Hídricos. **Resolução nº 50 de 6 de novembro de 2008**. Aprova o enquadramento das águas das bacias hidrográficas dos rios Caí, Pardo, Tramandaí e do Lago Guaíba. Porto Alegre, RS: CRH/RS, 2008

ROSSMAN, L.; HUBER W. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume III - Water Quality**. Cincinnati, OH, USA: USEPA, 2016.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A.M. **Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação**. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 10, n. 4, p. 5 - 18, 2005.

SCHUELER, T.R. **Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMP**. Washington, DC, USA: Metropolitan Washington Council of Governments, 1987.

STRECKER, E.W.; QUIGLEY, M.M.; URBONAS, B.R.; JONE, J.E.; CLARY, J.K. **Determining Urban Storm Water BMP Effectiveness**. Journal of Water Resources Planning and Management, USAv. 127, n. 3, p. 144 - 149, 2001.

USDA. **Urban Hydrology for Small Watersheds**. Washington, DC, USA: Soil Conservation Service- Technical Release 55, 1986.

USEPA; CENTER FOR WATERSHED PROTECTION. **Stormwater Wet Pond and Wetland Management Guidebook**. Ellicott City, MD, USA: USEPA, 2009.

WADZUK, B.M.; REA, M.; WOODRUFF, G.; FLYNN, K.; TRAVER, R.G. **Water-quality Performance of a Constructed Stormwater Wetland for All Flow Conditions**. Journal of the American Water Resources Association, v. 46, n. 2, p. 385-394, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00408.x>