

Avaliação e modelagem matemática da remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real

Evaluation and mathematical modeling of the removal of particulate matter in a real-scale lawn channel

Rodrigo Braga Moruzzi¹, Mayara Caroline Felipe² e Ademir Paceli Barbassa³

¹ Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, SP, Brasil

rmoruzzi@rc.unesp.br

^{2,3} Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil

Recebido: 05/05/14 - Revisado: 28/11/14 - Aceito: 25/08/15

RESUMO

Neste trabalho buscou-se avaliar e modelar matematicamente, por meio de modelo fenomenológico, a remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real. Para tal, foram investigadas diferentes concentrações iniciais (C_0) de material particulado: 65; 131; 196; 262 e 327 mg/L, os quais foram descarregados por meio de hidrogramas simulados em canal de 100 m de extensão e declividade de 2%. As medidas de material particulado foram feitas por meio da turbidez e da análise de sólidos suspensos totais (SST), em 26 posições ao longo do comprimento do canal. Os dados experimentais foram ajustados ao modelo por meio de regressão não linear dos parâmetros (k_d) e (C^*), os quais correspondem a constante cinética de decaimento e ao valor mínimo assintótico a curva de remoção, respectivamente. As frações removidas e o ajuste matemático foram avaliados e realizadas para cada evento isolado e também para o conjunto de resultados. Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado (65 mg.L⁻¹). Em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento (k_d), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado (C_0). Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado (C_0), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de 196 mg.L⁻¹.

Palavras Chave: Drenagem urbana. Poluição difusa. Material particulado. Canal gramado. Modelagem fenomenológica.

ABSTRACT

A mathematical model was applied to describe the removal of particulate matter in a real-scale lawn-lined channel. For this purpose different initial concentrations (C_0) of particulate matter were investigated, as follows: 65; 131; 196; 262 and 327 mg/L. The hydrographs investigated, containing suspended solids, were discharged into a 100 m long channel with a 2% slope. The particulate matter was measured by analyzing turbidity and total suspended solids (TSS) at 26 sites throughout the length of the channel. The experimental data were fitted to the model using nonlinear regression parameters (k_d) and (C^*), which correspond to the decay kinetic constant and minimum limiting values of the removal curve, respectively. Fractions removed and mathematical fitting were assessed and performed for each isolated event and also for the set of results. On average, the magnitude of the relative error ranged from 0.83% to 5.11%, with the highest average value obtained for the lowest concentration of particulate matter (65 mg L⁻¹). Regarding the values obtained for the decay constants (k_d), which represent the frequency of removal of particulate matter, it is noted that it tends to a minimum value for the higher initial concentrations of particles (C_0). This fact indicates that the higher the initial concentration of particulate matter (C_0), the greater the extent of travel required for its removal, with a maximum observed at around 80 m, for concentrations above 196 mg.L⁻¹.

Keywords: Urban drainage. Diffuse pollution. Particulate matter. Lawn channel. Phenomenological modeling.

INTRODUÇÃO

As técnicas compensatórias (TCs) em drenagem urbana são alternativas estruturais distribuídas que visam desconectar parte das águas pluviais, coletadas pelo sistema de drenagem de um ou mais prédios, por meio do armazenamento temporário para descarga, de forma controlada, no solo ou superficialmente. Tais técnicas tem sido aplicadas em diversos países e vem ganhando interesse de pesquisadores e projetistas brasileiros. Dentre as vantagens de sua aplicação, no que tange a atenuação de picos de cheia para determinadas recorrências, também destaca-se a possibilidade de remoção de material particulado da água pluvial.

No entanto, pouco se sabe a respeito da extensão da remoção de poluentes em técnicas compensatórias em drenagem urbana bem como dos fenômenos de separação sólido/líquido predominantes.

O canal gramado é parte integrante do sistema de drenagem, inserido no contexto da urbanização de baixo impacto (LID). Sua função precípua, tal como no canal convencional impermeabilizado, é de conduzir o escoamento superficial, porém com redução de velocidade e possibilidade de infiltração. Ademais, avilta-se a possibilidade da remoção de parte do material particulado nessa estrutura.

Dessa forma, esse trabalho busca avaliar e modelar a remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real, por meio de modelagem fenomenológica adaptada a partir de dados experimentais. Para tal, o sistema de canaleta de infiltração foi construído em bacia experimental e visa coletar as águas pluviais escoadas em superfície, conduzidas por canal gramado. Nesse artigo apresentam-se resultados de remoção de material particulado de suspensões preparadas com diferentes concentrações descarregadas no canal de estudo. Assim, os estudos foram realizados em condições controladas e não em eventos de chuva.

Apresenta-se a seguir uma breve revisão sobre o assunto.

Breves considerações sobre modelagem de material particulado

Para compreender a dinâmica de remoção de poluentes dessas TCs (lineares como valas e trincheiras; pontuais como poços de infiltração; ou ainda planos de infiltração), é de fundamental importância monitorar a qualidade da água e estudar a remoção dos poluentes. Os modelos de remoção de material particulado disponíveis na literatura fundamentam-se em bases estatística, fenomenológica e empírica. A seguir descrevem-se brevemente os principais, no que tange especificamente a remoção de poluentes.

Os modelos *Strom Water Management Model* (SWMM) (ROSSMAN, 2006; GIRONÁS et al., 2010) permite simular a geração, entrada e transporte de poluentes, por meio de decaimento de primeira ordem acoplada a propagação hidráulica do escoamento. O valor do coeficiente de decaimento constitui um parâmetro de entrada do modelo.

O modelo intitulado *Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation* (MUSIC) também possui ferramentas de modelagem da qualidade da água. Para tal, fundamenta-se no

conceito de hidrodinâmica de reatores de mistura completa em série com decaimento de primeira ordem em relação ao composto de interesse, o qual decai assintoticamente à concentração limite conforme Equação 1, denominada como concentração de *background* (WONG et al., 2006). Assim como ocorre no SWMM, a taxa de decaimento deve ser inserida como parâmetro de entrada do modelo.

$$C_{saída} = C^* + (C_{entrada} - C^*) \cdot e^{-k/q} \quad (1)$$

em que:

$C_{saída}$ = Concentração na saída do volume de controle (mg/L);

C^* = Concentração limite ou de *background* (mg/L);

q = Taxa de aplicação hidráulica (m/ano);

k = Taxa de decaimento (m/ano).

Tais conceitos foram utilizados por diferentes autores para avaliar a remoção de poluentes oriundos das águas pluviais e podem ser encontrados em: Kadlec e Knight (1996); Scholes et al. (2008); Wong et al. (2006), entre outros.

Driscoll et al. (1986) desenvolveu um modelo de base estatística para cômputo da remoção de poluentes em bacias de detenção. Para tal, foram utilizados dados de remoção de poluentes em longo termo para várias bacias observadas e desenvolvidas funções estatísticas de densidade de probabilidade, empregadas conjuntamente com relações funcionais de vazões e volumes para obtenção de relações em fases dinâmica (Equação 2) e de longo prazo (Equação 3). Por fim, a análise envolve a avaliação conjunta das frações residuais remanescentes, visando obtenção da fração total removida, como uma combinação das fases dinâmica e estática, conforme Equação 4.

$$R_d = 1 - \left[1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{V_s}{Q/A} \right]^{-n} \quad (2)$$

em que:

R_d = Fração inicial de Sólidos removidos;

V_s = Velocidade média de sedimentação da fração de partículas (m/s);

Q = Vazão média escoada através da bacia de detenção (m³/s);

A = Área superficial da bacia de detenção (m²);

n = Parâmetro que fornece uma medida do grau de turbulência, o que tende a reduzir a eficiência de remoção.

$$R_L = Z * \left[\frac{r}{r - \ln \frac{R_d}{Z}} \right]^{(r+1)} \quad (3)$$

em que:

R_L = Remoção dinâmica a longo prazo;

R_d = Fração removida da quantidade inicial de sólidos em suspensão para a vazão média anual;

Z = Fração máxima removida a taxas de aplicação muito baixas, variando de 80% a 100%;

r = recíproca do quadrado do coeficiente de variação de vazão.

$$R_{DLM} = 1 - (R_{LM} R_{DM}) \quad (4)$$

em que:

- R_{DLM} = Fração média removida.
- R_{LM} = Fração remanescente na fase dinâmica.
- R_{DM} = Fração remanescente na fase estática.

Silva e Silveira (2012) aplicaram modelagem estatística adaptada da EPA para a avaliação da eficiência na remoção de sólidos em suspensão em bacias de detenção em Porto Alegre, no qual, chegaram à eficiência média na remoção dos poluentes de 79,42% a 84,75%. Os autores concluíram que o modelo proposto é facilmente integrável à metodologia de dimensionamento de bacias de detenção.

No campo empírico Pan et al. (2011) realizaram estudo visando avaliar a captura de sedimentos em faixas de infiltração gramadas. A remoção de poluentes no tempo t ($e(t)$) foi avaliada por meio da Equação 5.

$$e(t) = \frac{S_0(t) - S_i(t)}{S_0(t)} = 1 - \frac{S_i(t)}{S_0(t)} \quad (5)$$

Em que:

$S_0(t)$ e $S_i(t)$ representam a entrada e a saída da concentração de sedimentos respectivamente (Kg.m^{-3}).

Deletic (2005) também avaliou resultados em laboratório com o objetivo de compreender o comportamento da remoção de sedimentos no escoamento superficial. Para tal, foi utilizada grama artificial com entradas moderadas de sedimentos finos. Verificou-se que a concentração de sedimentos variou com tendência exponencial em relação à concentração inicial ao longo da faixa gramada. Para avaliação dos resultados experimentais foi empregada a Equação 6.

$$Tr_s(x) = \frac{q_{s,in} - q_s(x)}{q_{s,in}} \quad (6)$$

em que:

- Tr_s = Fração relativa removida em x .
- $q_{s,in}$ = Carga de entrada do sedimento da fração s por unidade de largura do fluxo (g/m.s).
- q_s = Carga de sedimento da fração s a uma distância de x a partir do início da faixa gramada por unidade de largura do escoamento (g/m.s).
- x = Distância a partir do início da faixa gramada (m).

MATERIAIS E MÉTODOS

Aspectos gerais da área de estudo

O canal gramado, construído em escala real no campus da Universidade Federal de São Carlos, na cidade de São Carlos – SP, foi implantado em uma microbacia experimental. Na Figura 1 pode-se observar: a área predial drenada; a vista longitudinal e o corte do canal gramado.

O dispositivo estudado tem 100 m de extensão e 2%

de declividade. A água pluvial proveniente do telhado do prédio do departamento de Medicina II é drenada pelas instalações pluviais e depois conduzida para o canal gramado. A área total de drenagem é de 1.501,5 m^2 . Já a água precipitada no prédio do departamento de Gerontologia é conduzida por um canal gramado secundário, desembocando no canal gramado principal, objeto do estudo.

Este estudo, no entanto, como realizou um experimento controlado, não utilizou a água drenada pelos telhados. As vazões afluentes foram produzidas artificialmente pelo descarregamento de suspensões com concentrações controladas de material particulado a partir de um reservatório.

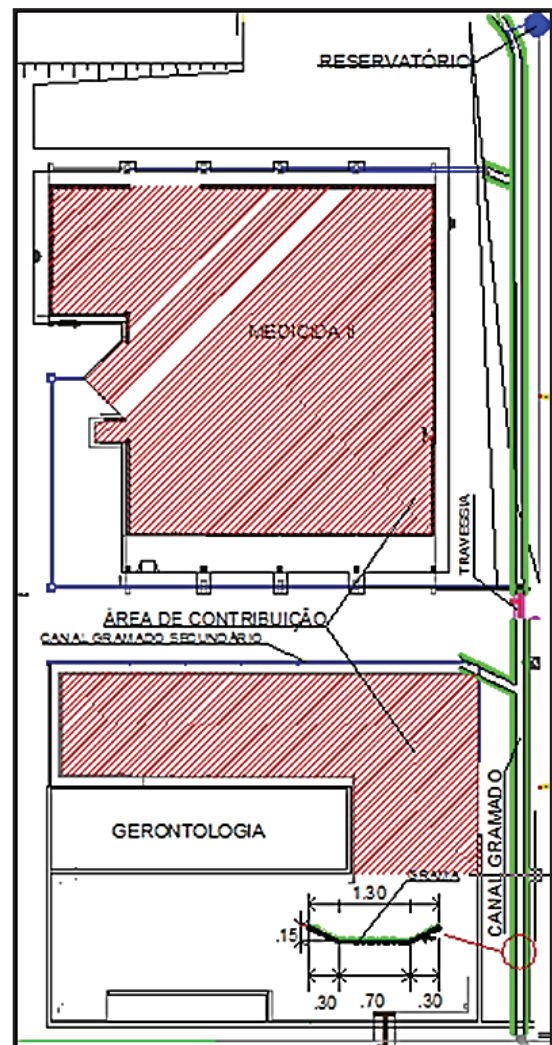


Figura 1 – Vista em planta da área drenada para o canal gramado localizada ao lado dos prédios dos Departamentos de Medicina II e Gerontologia. As áreas hachuradas representam a área de captação de água pluvial com 1.501,5 m^2 . Em detalhe o corte transversal do canal gramado de geometria trapezoidal (Sem escala). Medidas em metros

Simulação de hidrograma

As simulações foram empregadas visando manter o hidrograma de entrada constante e a concentração de material

particulado requerida no afluente ao canal gramado, durante toda a investigação.

No total, foram simuladas 5 descargas de sólidos, com ensaios em duplicata para cada evento, alterando a concentração do material particulado inicial e mantendo-se fixo o hidrograma de entrada, totalizando 10 ensaios. Para tal finalidade, foi utilizado um reservatório de 5 m³ de volume útil. O nível inicial (t=0) no interior do reservatório foi mantido constante para cada condição inicial dos ensaios, correspondente a lâmina de 1,34 m, a qual se refere a um volume de 4,2 m³. Na saída do reservatório foi instalado um tubo curto de PCV de 75 mm, conectado a um registro esfera e a um cotovelo de 90°. As vazões foram calibradas no laboratório de Hidráulica da UFSCar, São Carlos - SP.

A variação do nível do reservatório durante o descarregamento foi monitorada por meio do medidor de nível modelo OTT Orpheus Mini em intervalo de 1 minuto. Para cada nível registrado, nos intervalos de medição correspondente, foi calculada a vazão média representativa no intervalo, de modo a construir o comportamento de descarregamento típico do hidrograma simulado, conforme Figura 2.

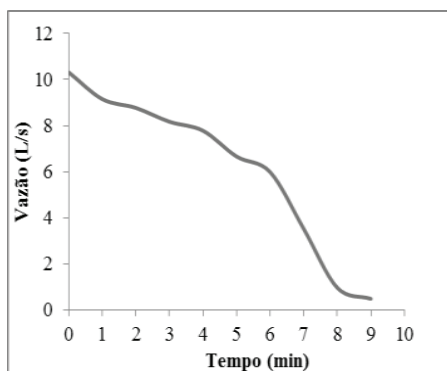


Figura 2 – Hidrograma simulado por meio do descarregamento de reservatório de 5 m³ com tubo curto de 75 mm de diâmetro nominal. Hidrograma medido durante as operações de descarregamento do reservatório.

As lâminas de água no canal gramado após o descarregamento foram medidas em diferentes posições, por meio de régua instaladas nas seguintes porções, de montante para jusante: 0,0; 15,3; 30,7; 55,5; 70,3 e 93,2 m.

O registro das medidas nas régua foi realizado durante o esvaziamento do reservatório com o auxílio de colaboradores posicionados a frente de cada régua instalada ao longo do canal gramado. As leituras foram sincronizadas, tendo cada um dos colaboradores contato visual ao sinal de comando dado pelo colaborador localizado no ponto de descarte.

Foram determinadas as vazões específicas com base na área, calculada com base na lâmina no ponto de descarregamento do reservatório. Para tal, empregou-se a Equação 7.

em que:

$$v = \frac{Q_{max}}{L_m} \tag{7}$$

v = Vazão específica referente a lâmina no ponto de descarregamento do reservatório. (m³.s⁻¹.m⁻²).

Q_{max} = Valor máximo da vazão medida no hidrograma, no ponto de descarregamento do reservatório (m³/s).

L_m = Área trapezoidal do canal, determinada por meio da lâmina de água no ponto de descarregamento do reservatório (m²).

A eficiência (E) na remoção de sólidos suspensos totais (SST) foi determinada para diferentes seções ao longo do comprimento do canal, conforme Equação 8.

$$E = 1 - \left(\frac{N}{N_0} \right) \tag{8}$$

em que:

N = Turbidez residual remanescente no coletor correspondente a sua posição (UNT);

N_0 = Turbidez inicial medida no reservatório após introdução de material particulado (UNT).

Determinação das cargas poluidoras da água pluvial

A remoção de material particulado foi avaliada para diferentes posições do canal gramado, a partir da introdução de diferentes concentrações de solo no reservatório de descarregamento. As concentrações iniciais (C_0) investigadas foram: 65; 131; 196; 262 e 327 mg/L.

O solo utilizado para simulação de material particulado presente na água pluvial foi coletado de uma área próxima ao canal gramado de modo a representar o material particulado presente na água pluvial. Posteriormente a coleta, o solo foi separado por peneira 200, com diâmetro equivalente a 0,074 mm, pesado e armazenado em sacos plásticos, para posterior introdução no reservatório de descarregamento. A suspensão foi constantemente agitada para evitar depósito de fundo. Não foram verificados depósitos em nenhum componente do sistema de descarregamento.

A concentração residual remanescente de material particulado foi avaliada em diferentes pontos ao longo da extensão do canal gramado, por meio da instalação de coletores em diferentes posições ao longo do comprimento do canal (Figura 3).

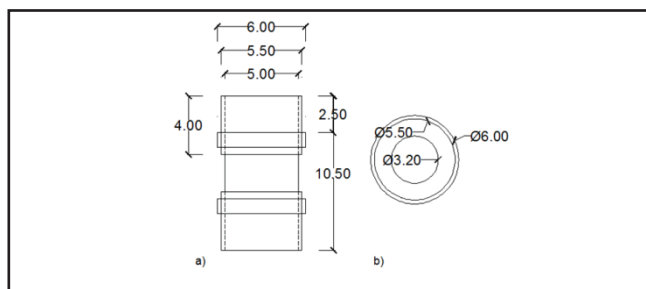


Figura 3 – a) Vista lateral do coletor de amostra montado com tubo de PVC e b) Vista superior do coletor com abertura superior de 32 mm. Sem escala. Medidas em cm

Os coletores, de 206 mL cada, tem formato cilíndrico e foram montados com tubulação de 50 mm de PVC, dois caps de 50 mm, sendo com furo central de diâmetro de 32 mm. Uma esfera de isopor de 3 cm foi introduzida no interior de cada coletor para fechamento da entrada, a qual ocorria por empuxo devido a variação interna de nível de água. Os coletores foram “encapsulados” no solo para evitar interferência de material particulado de fonte externa. Para tal, empregaram-se tubos de PVC de 75 mm com 11 cm de comprimento, os quais foram enterrados no solo e vedados com manta de borracha.

Para compatibilizar o tempo de resposta de cada ensaio ao tempo de análise requerido, foi construída uma curva de calibração, a qual relaciona as medidas de sólidos suspensos totais (SST) e turbidez.

As medidas de turbidez foram realizadas com auxílio de um turbidímetro de bancada e os valores expressos em Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT), conforme APHA (2005).

Os 26 coletores foram distribuídos e instalados ao longo do eixo do canal gramado da seguinte maneira: 10 coletores espaçados de 1 metro; seguidos de 5 coletores espaçados em 2 m; 6 coletores espaçados de 5 m, e 5 coletores espaçados de 10 m, contados de montante para jusante.

Antes da realização de cada ensaio o canal gramado foi lavado com água proveniente do poço, descarregada pelo mesmo reservatório empregado nos ensaios. Tal procedimento visou minimizar o efeito do transporte de material particulado depositado em tempo pretérito.

Os valores de turbidez residual remanescente, bem como eficiências de remoção correspondentes, foram avaliados

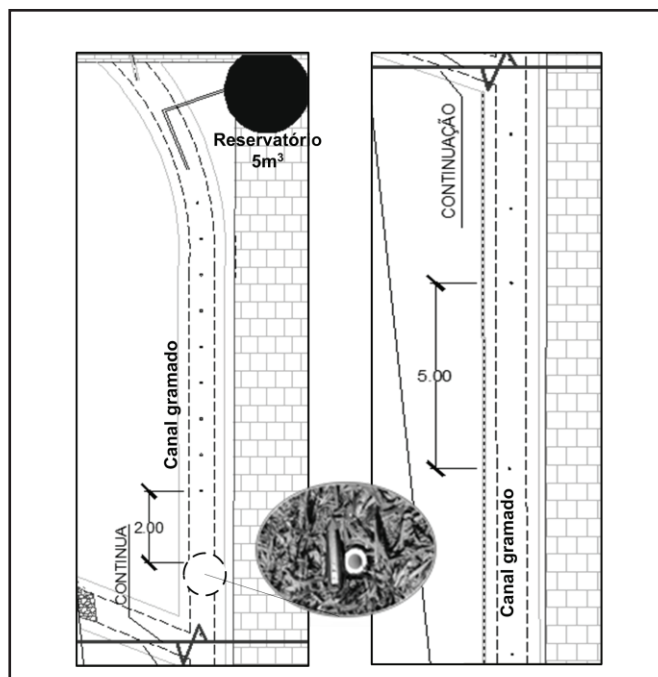


Figura 4 – Vista seccionada em planta do canal gramado com indicação do reservatório para descarregamento e dos coletores espaçados ao longo do comprimento do canal. A vista foi seccionada na posição indicada, para facilitar visualização. Em detalhe fotografia do coletor ao lado de um objeto de 12 cm sem escala

individualmente e por meio das médias das amostras distribuídas nos pontos de coleta.

Na Figura 4 são apresentados a vista em planta do canal gramado, com indicação da disposição espacial dos coletores, e detalhe do coletor instalado em todos os pontos de amostragem.

Formulação matemática

A formulação matemática do problema de remoção de poluente parte da análise do balanço de massa no volume de controle, correspondente a uma parcela infinitesimal do escoamento, conforme esquema apresentado na Figura 5. Tal formulação tem aplicação diversa na engenharia, a fim de descrever a hidrodinâmica de reatores denominados “plug-flow”, ou de fluxo pistonados, conforme pode ser consultado em Levenspiel (2000), Cunge et al. (1980), entre outros. Para tal, considera-se o escoamento em regime permanente com dispersão transversal infinita e dispersão longitudinal igual a zero. Assim, na seção de área transversal $\Delta y, \Delta z$ a massa na corrente de entrada pelo tempo é dada pelo produto $v, \Delta y, \Delta z, c$. Já na corrente de saída existe um elemento incremental, representado por Δc . O tempo de detenção hidráulica (θ) é obtido pelo quociente de L e v .

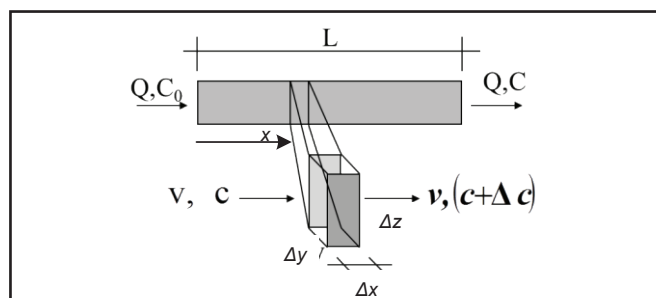


Figura 5 – Representação esquemática do volume de controle utilizado para balanço de massa do material particulado. Adaptado de Levenspiel (2000)

em que:

$$Q = \text{Vazão } (L^3.T^{-1}).$$

$C_0 =$ Concentração do composto alvo na corrente de entrada $(M.L^{-3})$.

$C =$ Concentração do composto alvo na corrente de saída $(M.L^{-3})$.

$$v = \text{Velocidade de escoamento longitudinal } (L.T^{-1}).$$

$$c = \text{Concentração no tempo } t (M.L^{-3}).$$

$\Delta c =$ Incremento (ou decaimento) da concentração no tempo $t+1 (M.L^{-3})$.

$$\Delta x, \Delta y, \Delta z = \text{Elementos nas direções } x, y \text{ e } z (L).$$

$$L = \text{Comprimento do trecho analisado.}$$

A cinética de decaimento do material particulado foi assumida de primeira ordem em relação a concentração, conforme Equação 9. O sinal negativo exprime o decaimento do material particulado, representado por C .

$$\frac{dc}{dt} = -k_d \cdot c \quad (9)$$

em que:

dc/dt = Variação temporal da concentração c ;
 k_d = Constante cinética.

Assumindo que a concentração final tende a um valor mínimo (C^*) no tempo infinito ($t \rightarrow \infty$) e reescrevendo o termo diferencial por rd, pode-se escrever a expressão dada pela Equação 10.

$$-r_d = k_d(C - C^*) \tag{10}$$

Dessa forma, o balanço de massa para o elemento infinitesimal de controle pode ser escrito tal como apresentado na Equação 11.

$$\frac{\partial(c.\Delta V)}{\partial t} = v.\Delta y.\Delta z.c - (v.\Delta y.\Delta z(c + \Delta c)) - (-r_d).\Delta V \tag{11}$$

Para $\Delta V = \Delta x.\Delta y.\Delta z$

Em que: ΔV = Elemento de volume.

Para a hipótese inicial de regime permanente e fazendo volume (V) igual a área da seção transversal ($\Delta y.\Delta z$) multiplicado por Δx e, ainda, empregando o conceito de derivada para $\Delta x \rightarrow 0$, obtém-se a Equação 12.

$$\frac{dc}{dt} = -v.\frac{dc}{dx} - (-r_d) \tag{12}$$

Considerando ainda que não há variação de concentração com o tempo, pode-se escrever a Equação 13.

$$v.\frac{dc}{dx} = -k_d(C - C^*) \tag{13}$$

Para $0 \leq x \leq L$ e $0 \leq x/v \leq \theta$

Integrando a Equação 13 no limite da concentração inicial (C_0) à concentração final (C) para o comprimento de 0 a x , com valor de x máximo tendendo a L , pode-se obter a solução analítica dada pela Equação 14.

$$C(x) = (C_0 - C^*).e^{-(1/v).k_d.x} + C^* \tag{14}$$

Para x máximo $\rightarrow L$.

A Equação 14 foi empregada para obtenção dos parâmetros k_d e C^* por meio de regressão não linear. Como condição de contorno adotou-se o valor de C_0 como sendo o maior valor obtido em cada um dos ensaios realizados. Isso, porque pode haver variação de material particulado entre o descarregamento do reservatório e o primeiro ponto de coleta. O valor de v foi determinado no ponto de descarregamento, correspondente a posição $x=0$. Por meio da Equação 14, pode-se verificar que o aumento do valor de k_d implica em decréscimo da concentração residual C ao longo do comprimento x do canal gramado. Assim, maiores valores de k_d resultam em menores extensões requeridas para atingir o limite mínimo dado por C^* , ou seja, menor é o comprimento requerido para a remoção da concentração inicial C_0 .

O erro relativo entre dados simulados e medidos em cada ponto amostrado foi avaliado em módulo, conforme Equação 15. O conjunto de dados também foi analisado por meio da regressão dos parâmetros k_d e C^* , com o objetivo de zerar o erro global, dado pela média dos erros em todos os ensaios.

$$erro(\%) = \left| \frac{C_m - C_s}{C_m} \right| . 100 \tag{15}$$

em que:

C_s = Concentração simulada obtida por meio do ajuste da Equação 14 ($mg.L^{-1}$);

C_m = Concentração medida no ponto correspondente ao longo do comprimento do canal ($mg.L^{-1}$)

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Figura 6 pode-se verificar a relação entre sólidos suspensos totais (SST) e turbidez, construída para o material particulado empregado nesse estudo. O coeficiente de determinação da reta de ajuste (R^2) foi de 0,95, indicando boa representação dos valores de SST por meio da turbidez com quociente de 11,69 ($mg/L.UNT$). Assim, pode-se avaliar a concentração de material particulado através da medida indireta da turbidez, compatibilizando o tempo de resposta requerido ao tempo de análise das amostras nos diferentes ensaios.

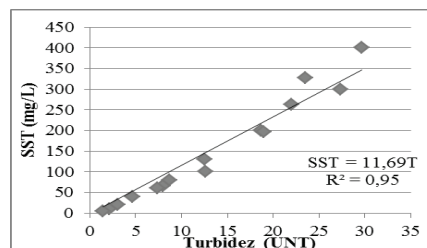


Figura 6 – Relação entre SST e Turbidez construída para o material particulado introduzido no reservatório de descarregamento no canal gramado

Na Tabela 1 pode-se verificar o efeito da passagem da onda de cheia pelo canal, incorrendo em variação espacial e temporal das lâminas medidas. Todavia, para efeito de modelagem, foi considerada a vazão específica no ponto de lançamento no canal, correspondente a posição $x=0$, conforme descrito nas Equações 5. Essa consideração foi necessária devido a simplificação matemática empregada para formulação do problema. Os erros decorrentes dessa aproximação serão incorporados pelos parâmetros, quando do ajuste numérico. Assim, obteve-se v de $0,20 (m^3.s^{-1}.m^{-2})$.

As medidas de desempenho na remoção de material particulado do canal gramado, nas diferentes concentrações iniciais (C_0) investigadas, são apresentadas na Tabela 2. Tais resultados foram compilados a partir da média dos pontos de coleta de amostra compostas nas posições de 0 a 10 m; de 12 a 20 m; de 25 a 35 m e de 40 a 50 m, sempre em triplicata. Nas posições de 60 a 100 m foram coletadas amostras simples,

também em triplicata. Os resultados indicam que existe uma frente de remoção de material particulado com tendência de incremento da eficiência de montante para jusante. Os resultados especializados podem ser visualizados na Figura 7.

A avaliação desempenho para cada ponto de amostragem pode ser verificada nas Figuras de 8 a 12. Nestas, também podem ser visualizadas as concentrações residuais remanescentes de turbidez (eixo vertical esquerdo), e os respectivos valores de SST (eixo vertical direito), nos diferentes pontos de amostragem ao longo do canal gramado bem como a curva resultante da simulação, a qual foi construída empregando os parâmetros ajustados k_d e C^* , apresentados na Equação 14, para cada concentração investigada. Os resultados reforçam a dependência do desempenho pelo comprimento do canal e permitem também visualizar uma tendência de mínimo residual remanescente (C^*) para cada concentração inicial investigada (C_0). Ainda, nota-se maior espalhamento dos dados experimentais para o valor de C_0 de 65 mg.L^{-1} , quando comparado aos demais ensaios.

Tabela 1 – Valores temporais e espaciais de lâmina de água medidos no canal durante os ensaios com as chuvas simuladas

Tempo (min)	Comprimento (m)					
	0,0*	15,3	30,7	55,5	70,3	93,2
LÂMINA DE ÁGUA NO CANAL (cm)						
5	6,0	6,3	-	-	-	-
10	3,2	5,4	5,1	4,5	-	-
15	1,0	2,2	5,5	4,2	3,2	-
20	0,5	-	1,0	1,3	2,2	1,5
25	-	-	-	1,0	2,0	4,1
30	-	-	-	-	1,7	1,3

* a posição 0,0 indica o ponto de descarregamento do reservatório, seguindo assim o sentido de montante para jusante. - Indica que não houve lâmina medida

Tabela 2 – Eficiências médias das amostras coletadas em diferentes posições no canal gramado

Comp.*	C_0 (mg/L ⁻¹)				
	65	130	196	261	327
média** 0-10m	42%	19%	19%	10%	17%
média 12-20m	33%	30%	17%	16%	23%
média 25-35m	54%	58%	41%	40%	44%
média 40-50m	53%	51%	46%	35%	50%
60	40%	27%	57%	53%	63%
70	71%	61%	66%	57%	74%
80	71%	64%	76%	58%	74%
90	72%	59%	75%	60%	80%
100	100%	100%	100%	100%	100%

* Média das amostras dos coletores para os intervalos de comprimento indicados;
 ** correspondente a média aritmética das amostras coletadas no intervalo indicado.

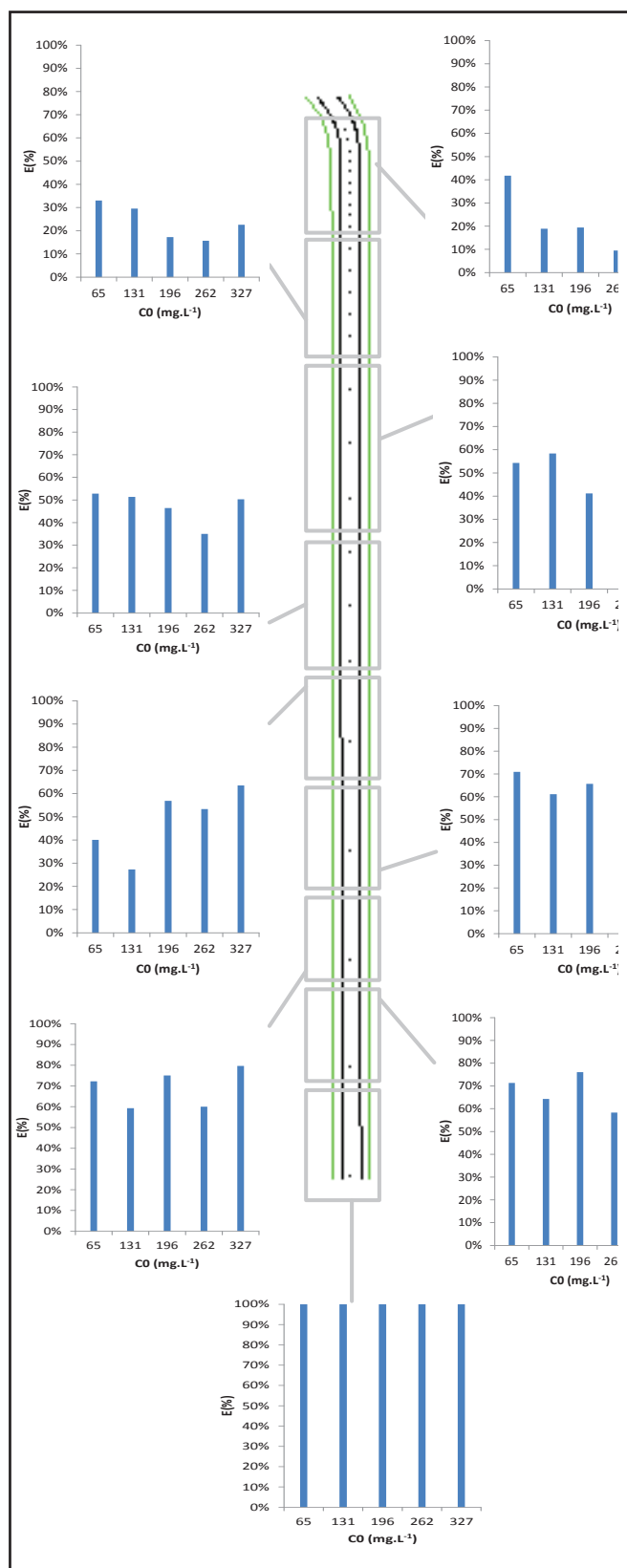


Figura 7 - Eficiências médias de remoção de material particulado registradas em diferentes posições para as concentrações iniciais (C_0) de 65, 131, 196, 262 e 327 mg.L^{-1}

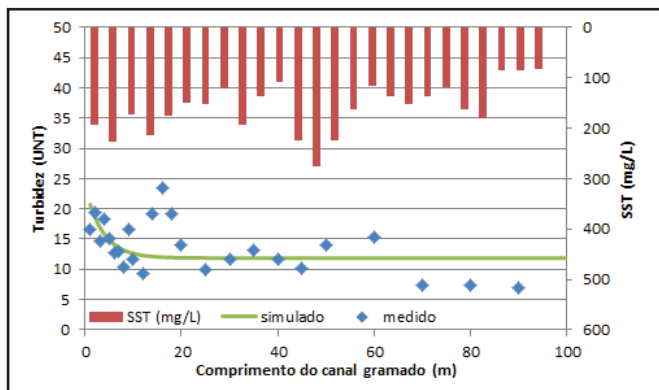


Figura 8 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado e simulação para a concentração inicial (C_0) de 65 mg.L⁻¹

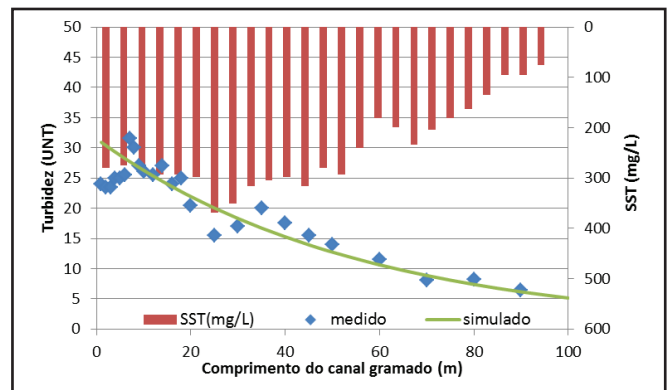


Figura 12 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado e simulação para a concentração inicial (C_0) de 327 mg.L⁻¹

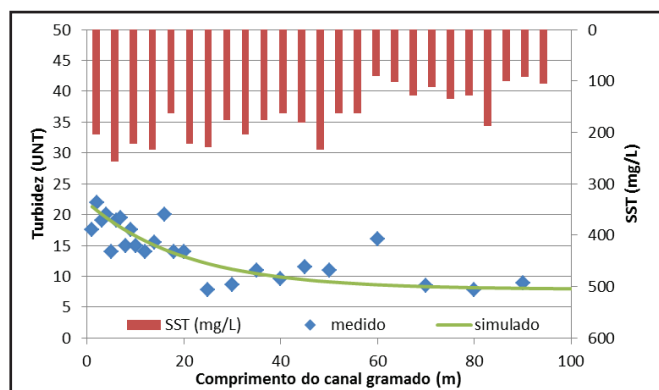


Figura 9 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado e simulação para a concentração inicial (C_0) de 131 mg.L⁻¹

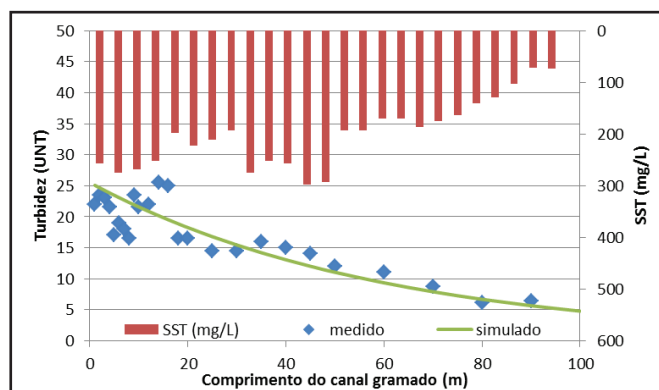


Figura 10 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado e simulação para a concentração inicial (C_0) de 196 mg.L⁻¹

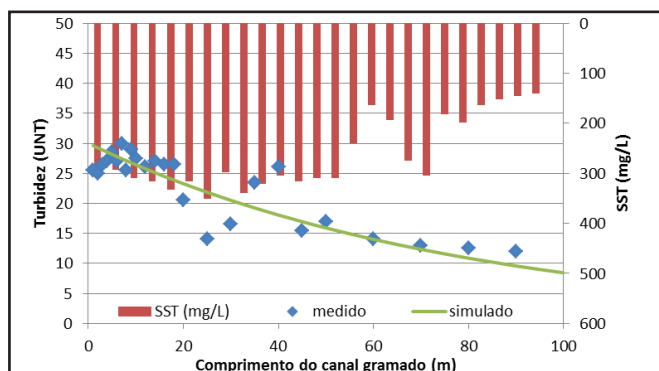


Figura 11 – Concentrações residuais remanescentes de material particulado e simulação para a concentração inicial (C_0) de 262 mg.L⁻¹

Os valores dos parâmetros ajustados, por meio da regressão não linear da Equação 12, aos dados experimentais podem ser observadas na Tabela 3. Na mesma tabela também podem ser verificados os valores do erro médio relativo em módulo, calculado conforme Equação 15. Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado (65 mg.L⁻¹). Na Figura 13, apresentam-se os valores de erro relativo determinado por ponto de amostragem, ao longo do comprimento do canal gramado. Os valores máximos foram truncados para facilitar visualização gráfica, uma vez que se tratavam de extremos, com baixa frequência de ocorrência. Verifica-se que na maioria dos pontos amostrados o erro oscila em torno de $\pm 5\%$.

Especificamente em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento (k_d), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, para as diferentes concentrações analisadas, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado (C_0), conforme Figura 14. Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado (C_0), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de 196 mg.L⁻¹. Essa análise é corroborada pelas Figuras de 8 a 12, onde de fato pode ser observado pelo comportamento das curvas simuladas em que, para a menor concentração investigada (Figura 8, C_0 de 65 mg.L⁻¹), nota-se claramente decaimento mais agressivo quando comparado às demais, com tendência de alcançar o valor assintótico (C^*) em menor extensão de percurso no canal gramado. Assim, para o menor valor de C_0 obteve-se o maior valor de k_d indicando que o primeiro termo da Equação 14 arrefece mais rapidamente, ou seja, o decaimento para o valor de C^* ocorre em extensão mais curta, quando comparado aos demais casos. Evidentemente, tal consideração deve ser avaliada com a restrição de que para C_0 de 65 mg.L⁻¹ ocorreu a maior dispersão dos resultados experimentais frente aos valores simulados (Figura 8 e Tabela 4).

O ajuste dos parâmetros k_d e C^* foi também avaliado por meio da reta construída, pela regressão por mínimos quadrados com intercepto na origem, entre dados simulados e medidos de material particulado e aquela esperada quando do ajuste perfeito (1:1), ou seja, $y=x$. A título de exemplo apresenta-se a

Figura 15, construída a partir dos resultados dos ensaios com concentração inicial (C_0) de 327 mg.L⁻¹. Na Tabela 4 apresentam-se os valores do coeficiente de explicação R^2 bem como o coeficiente angular da reta de ajuste. Os resultados explicitam que houve maior dispersão dos dados experimentais para C_0 de 65 mg.L⁻¹, quando comparado as demais situações investigadas, conforme já apontado. Acredita-se que a menor concentração é mais susceptível a erros experimentais, sendo mais influenciada por transporte de material depositado em tempo pretérito. No entanto, para todas as situações investigadas o coeficiente angular da reta foi próximo de 1, variando de 0,951 a 1,015, indicando proximidade à reta de ajuste perfeito (1:1).

Tabela 3 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 14 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial (C_0) no canal gramado e erro médio relativo em módulo ($E(\%)$)

C_0 (mg.L ⁻¹)	k_d (s ⁻¹)	C^* (mg.L ⁻¹)	Erro (%)
65	0,0710	11,1020	5,11
131	0,0098	7,8838	1,32
196	0,0030	0,0000	3,10
262	0,0025	0,0000	0,83
327	0,0036	0,0000	2,86

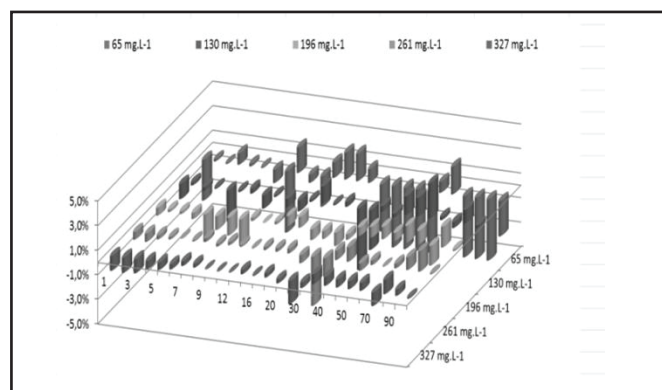


Figura 13 – Erros relativos entre dados medidos e simulados por ponto de amostragem ao longo do comprimento do canal gramado para as diferentes concentrações iniciais (C_0) investigadas

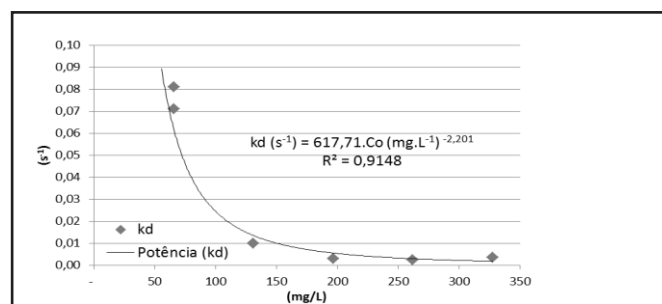


Figura 14 – Decaimento da constante cinética em função da concentração inicial (C_0)

Tabela 4 – Valores dos coeficientes de explicação R^2 e dos coeficientes angulares das retas de ajuste, por mínimos quadrados com intercepto na origem, entre dados simulados e medidos para diferentes valores de concentração inicial (C_0) no canal gramado.

C_0 (mg.L ⁻¹)	R^2	Coef. Angular
65	0,09	1,015
131	0,61	0,986
196	0,73	0,951
262	0,72	0,989
327	0,81	0,951

Na tentativa de verificar a possibilidade de generalização dos parâmetros da Equação 8, considerando o conjunto todo o universo de resultados obtidos, foi também realizada a regressão dos parâmetros k_d e C^* . Para esse procedimento, buscou-se zerar o erro global, dado pela média dos erros em todo o conjunto de ensaios, nas diferentes concentrações iniciais (C_0). Tais resultados podem ser visualizados na Figura 16, em que a curva de ajuste passa entre o conjunto de dados experimentais, e na Tabela 5, onde foram explicitados os valores dos erros decorrentes dessa generalização. Embora o erro médio tenha zerado, conforme estabelecido no procedimento numérico, observam-se erros locais médios e máximos bem mais elevados, quando comparados aos dados da Tabela 3, em que o ajuste foi realizado para cada ensaio individualmente. Isso porque os parâmetros ajustáveis do modelo (k_d e C^*) refletem o desempenho do canal gramado para cada concentração inicial (C_0), não sendo assim passível de generalização. Dessa forma, recomenda-se a avaliação para cada concentração individualizada.

Em linhas gerais, pode-se dizer que o modelo permitiu uma boa representatividade frente aos dados experimentais. Embora exista uma série de simplificações, decorrentes das hipóteses lançadas para a formulação matemática do problema, as quais incorrem na adaptação requerida do modelo fenomenológico para a condição de escoamento em estado estacionário, acredita-se que tanto o escoamento predominantemente unidirecional, presente no canal com característica francamente linear, quanto o

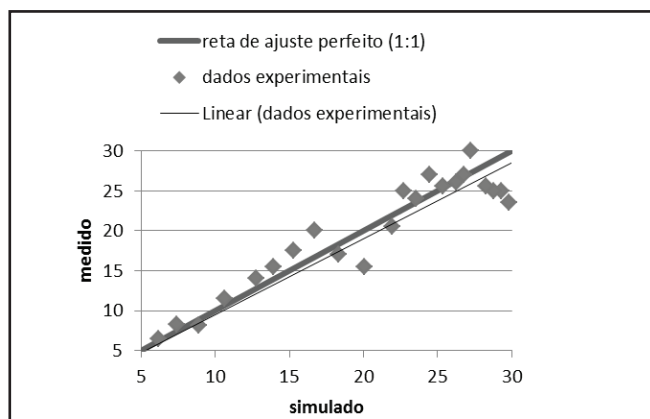
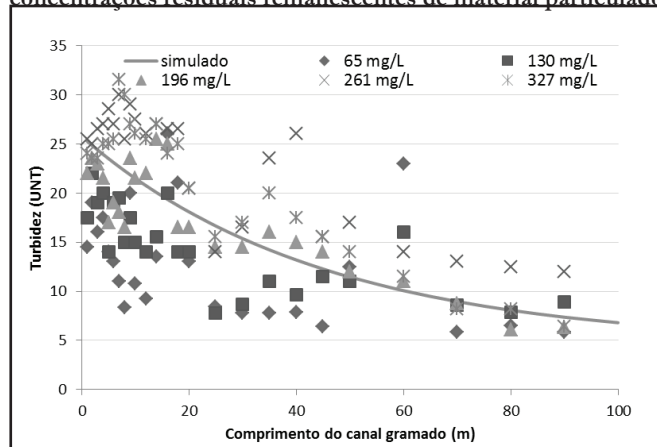


Figura 15 – Relação entre dados medidos e simulados para a concentração inicial (C_0) de 327 mg.L⁻¹. A reta contínua em 45° de maior espessura representa a reta de ajuste perfeito (1:1). A reta contínua de menor espessura representa o ajuste aos pontos experimentais, por meio de mínimos quadrados

trânsito da onda de cheia, favorecem o pressuposto da dispersão longitudinal nula, presente na formulação apresentada. Ademais, acredita-se que a simplificação matemática possa favorecer a aplicação do modelo ora apresentado.

Figura 16 – Dados experimentais e simulados referente a concentrações residuais remanescentes de material particulado



para todo o conjunto de dados investigados

Tabela 5 – Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 8 ao conjunto dos dados experimentais, com o objetivo de zerar o erro médio global, dado pela média dos erros em todos os ensaios realizados no canal gramado, e erro médio relativo em módulo ($E(\%)$)

k_d (s^{-1})	C^* ($mg.L^{-1}$)	Erro (%)
0,0045	4,5684	
Médio global*		0,00
Máximo médio local		30,00
Máximo <i>maximorum</i> local		128,40

* utilizado como objetivo no procedimento numérico

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados nesse trabalho buscaram avaliar e modelar matematicamente a remoção de poluentes de águas pluviais escoadas em canal gramado.

Verificou-se que a remoção de material particulado no canal gramado é dependente da concentração inicial e do comprimento do canal. Para comprimento de 80 m, a remoção de material particulado variou de 59 a 80% para as diferentes concentrações iniciais de material particulado investigado.

O modelo matemático aplicado, o qual relaciona a concentração residual remanescente com o comprimento do canal gramado por meio de parâmetros ajustáveis, apresentou um bom conjunto de resultados.

Quando avaliado individualmente, ou seja, para cada concentração inicial (C_0) investigada, verificou-se o que segue:

Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 0,83% e 5,11%, sendo o maior valor médio obtido para a menor concentração de material particulado investigado (65 $mg.L^{-1}$).

Em relação aos valores obtidos para as constantes de decaimento (k_d), as quais representam a frequência de remoção de material particulado, verifica-se que a mesma tende a um valor mínimo para as maiores concentrações iniciais de material particulado (C_0). Tal fato indica que, quanto maior a concentração inicial de material particulado (C_0), maior a extensão de percurso requerida para sua remoção, com limite máximo observado em torno de 80 m, para concentrações acima de 196 $mg.L^{-1}$.

Não foi viável a obtenção de parâmetros representativos para todo o conjunto de resultados investigados, os quais tiveram diferentes concentrações iniciais de material particulado, uma vez que os erros decorrentes dessa aproximação superaram aqueles quando da análise dedicada a cada concentração inicial.

A extrapolação dos dados deve ser avaliada com ressalva, visto que fatores inerentes ao canal gramado objeto do estudo e não contabilizados pelo modelo matemático estão invariavelmente presentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FINEP pelos recursos empregados nessa pesquisa, referente ao Projeto MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 07/2009 - MAPLU2 – Manejo de Águas Pluviais Urbanas 2.

REFERÊNCIAS

- APHA. *Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater*, 21st ed. APHA, AWWA and WEF DC, Washington, 2005.
- CUNGE, J. A.; HOLLY, F. M., Jr.; VERWEY, A. *Practical aspects of computational river hydraulics*. London: Pitman. 420p. 1980.
- DELETIC, A.; FLETCHER. Sediment transport in urban runoff over grassed areas, *Journal of Hydrology*. v. 301, p. 108-122, 2005.
- DRISCOLL, E. D., et al. *Methodology for Analysis of Detention Basins for Control of Urban Runoff Quality*. Report No. EPA 440/5-87-01 (NTIS No. PB87- 116562), U.S. EPA, Washington, DC. September, 1986.
- GIRONÁS, J.; ROESNER, L.; ROSSMAN, L.; DAVIS, J. A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, v. 25, pp. 813-814, 2010.
- KADLEC, H.; KNIGHT, L. *Treatment Wetlands*. Florida, Boca Raton: Lewis Publishers, 1996.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das Reações Químicas*. 3^a ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000.

PAN, C.; MA, L.; SHANGGUAN, Z.; DING, A. Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips. *Journal of Hydrology*, v. 405, p. 209-216, 2011.

ROSSMAN, L.A. *Storm Water Management Model Quality Assurance Report: Dynamic Wave Flow Routing*. EPA/600/R-06/097. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, OH. September 2006.

SCHOLES, L.; REVITT, D.; ELLIS, J. A systematic approach for the comparative assessment of storm water pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, v. 88, p. 467-478, 2008.

SILVA, M.; SILVEIRA, A. Modelo para Pré-Dimensionamento de Bacias de Detenção para Controle da Poluição Difusa das águas Pluviais no Município de Porto Alegre. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, p. 121-130, 2012.

WONG, T.; FLETCHER, T.; DUNCAN, H.; JENKINS, G. Modelling urban stormwater treatment- a unified approach. *Ecological Engineering*, v. 27, p. 58-70, 2006.

Contribuição dos autores

Rodrigo Braga Moruzzi. Concepção inicial da pesquisa; desenvolvimento do modelo, proposição dos testes, realização dos testes, análise dos resultados e produção do artigo.

Mayara Felipe. Realização dos testes e análise dos resultados

Ademir Paceli Barbassa. Concepção inicial da pesquisa, proposição dos testes e produção do artigo