

O efeito do hidrograma e da concentração afluentes na remoção de material particulado em canal gramado

The effect of hydrograph and of inlet concentration in particle removal on grassy channel

Rodrigo Braga Moruzzi¹, Ademir Paceli Barbassa², Alexandre Shinzato³

RESUMO

Neste trabalho buscou-se avaliar o efeito do hidrograma e da concentração afluentes na remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real. Para tal, foram investigados três hidrogramas de entrada e concentrações iniciais (C_0) de material particulado: 65; 130; 195; 263; 327 e 400 mg/L, os quais foram descarregados em canal gramado de 100 m de extensão e declividade de 2%. O pico dos hidrogramas investigados foi da ordem de 11 ± 2 L/s; e o tempo de base (t_b), determinado no ponto de descarregamento no canal, variou entre 15, 25 e 35 minutos. O tempo de trânsito no canal (t_r) foi da ordem de $10,5 \pm 2,5$ minutos, o que corresponde à velocidade de $0,14 \pm 0,02$ m/s. Para t_b de 15 minutos, a média das máximas eficiências foi da ordem de $64 \pm 3\%$, para posição de 31 ± 26 m. Para t_b de 25 minutos, a média das máximas foi da ordem de $73 \pm 3\%$, para posições de 59 ± 24 m. Finalmente, para t_b de 35 minutos, a média das máximas eficiências obtidas foi da ordem de $65 \pm 3\%$, nas posições de 73 ± 15 m. Verificou-se que 70% dos valores da constante de decaimento (k_d) estão entre $0,005$ e $0,015$ s⁻¹, e, ao desconsiderar o hidrograma representado por t_b de 15 minutos, 90% dos dados estão no intervalo $0,005 \leq k_d \leq 0,015$ s⁻¹. Além disso, foi identificada relação direta e proporcional entre a concentração final (C^*) e as concentrações iniciais (C_0).

Palavras-chave: drenagem urbana; poluição difusa; material particulado; canal gramado; modelagem fenomenológica.

ABSTRACT

The present work investigated the effect of hydrograph and inlet concentration on the removal of particle matter on a constructed real scale grassy channel. For this, three input hydrographs and initial concentration (C_0) of particulate matter were investigated, as following: 65; 130; 195; 263; 327 and 400 mg/L, which were discharged in a grassy channel with 100 m length and a 2% slope. The peak of the hydrographs investigated was around 11 ± 2 L/s; and the time base (t_b), determined in the unloading point on the channel, ranged between 15, 25 and 35 minutes. The transit time in the channel (t_r) was about 10.5 ± 2.5 minutes, corresponding to a speed of 0.14 ± 0.02 m/s. For 15 minutes t_b , the average of maximum efficiencies was around $64 \pm 3\%$ for the position 31 ± 26 m. For 25 minutes t_b , it was around $73 \pm 3\%$ for 59 ± 24 m. Finally, for 35 minutes t_b the average of maximum efficiencies was about $65 \pm 3\%$ for 73 ± 15 m. It was verified that 70% of the values of the decay constant (k_d) are between 0.005 and 0.015 s⁻¹; and, when the t_b of 15 minutes is not considered, 90% of the data is in the range of $0.005 \leq k_d \leq 0.015$ s⁻¹. Also, a direct and proportional behavior of the final concentration (C^*) and the initial concentration (C_0) was identified.

Keywords: urban drainage; diffuse pollution; particulate matter; grassy channel; phenomenological modeling.

INTRODUÇÃO

Diante dos desafios relacionados às águas urbanas no contexto da drenagem, faz-se necessária a investigação de novas tecnologias e a reavaliação das diretrizes e do funcionamento de dispositivos de projetos convencionais. Os canais de drenagem são tipicamente dispositivos de transporte das águas escoadas, recolhidas em uma determinada posição

e levadas a outra, com ênfase no afastamento acelerado, de modo a permitir sua alta capacidade de transporte em geometria reduzida.

São essas as premissas básicas de dispositivos convencionais de drenagem urbana, os quais são baseados nos princípios higienistas, quando o rápido afastamento e a eficiência de transporte eram os critérios mais importantes de dimensionamento.

¹Professor Adjunto III do Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Planejamento Territorial e Geoprocessamento (DEPLAN), na Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP) - Rio Claro (SP), Brasil.

²Professor titular da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - São Carlos (SP), Brasil.

³Engenheiro Civil. Mestre em Engenharia Urbana, pela UFSCar - São Carlos (SP), Brasil.

Endereço para correspondência: Rodrigo Braga Moruzzi - Avenida 24A, 1.515, Bairro Bela Vista - 13506-900 - Rio Claro (SP), Brasil - E-mail: rrmoruzzi@rc.unesp.br.

Recebido: 26/02/16 - **Aceito:** 21/07/16 - **Reg. ABES:** 159729

Recentemente, o conceito de urbanização de baixo impacto (LID) visa minimizar o impacto das águas pluviais por meio de várias técnicas, como reduzir as áreas impermeáveis, conservar recursos naturais e o ecossistema, manter cursos de água naturais, minimizar terraplanagem, reduzir o uso de tubos, promover armazenamento do escoamento superficial direto por meio de retenção, retenção e outras práticas, manter o tempo de concentração e as vazões de pré-urbanização (PRINCE GEORGE'S COUNTY, 1999; TAVANTI & BARBASSA, 2012).

O canal gramado evita o uso de tubulações enterradas, promove maior retenção e retenção superficiais e reduz a velocidade, aumentando o tempo de escoamento. Além disso, possibilita a infiltração e a remoção de parte do material particulado suspenso no escoamento superficial (ESD), conforme constatado por Moruzzi, Felipe e Barbassa (2016).

A remoção do particulado implica não só em eliminação de poluição, mas também o pré-tratamento do ESD.

A retirada de poluentes em faixas gramadas foi objeto de investigação de alguns autores, como Pan *et al.* (2011). Entretanto, pouco se sabe a respeito da extensão da remoção de poluentes em canais gramados, ou sobre o efeito do hidrograma e da concentração afluentes ao canal no seu desempenho.

O entendimento da dinâmica de remoção de poluentes em canais gramados é de fundamental importância no projeto dessas unidades. Os modelos de remoção de poluentes disponíveis na literatura não foram aplicados em canais gramados, mas em outras estruturas de drenagem, tais como bacias de retenção e alagados construídos. Pode-se, entretanto, dividir os modelos em três grandes grupos, quais sejam: modelos de base estatística, fenomenológica e empírica. A seguir serão descritos alguns de base fenomenológica.

O modelo *Strom Water Management Model* (SWMM) descrito em Rossman (2006) e Gironás *et al.* (2010) é usado para simulação da geração, da entrada e do transporte de poluentes. Tal modelo utiliza cinética de decaimento de primeira ordem, acoplada à propagação hidráulica do escoamento em regime não permanente.

O modelo intitulado *Model for Urban Stormwater Improvement Conceptualisation* (MUSIC) fundamenta-se no conceito de hidrodinâmica de reatores de mistura completa em série com decaimento de primeira ordem, conforme Equação 1 apresentada em Wong *et al.* (2006). Tal como 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);

k = Taxa de decaimento (m/ano);

q = Taxa de aplicação hidráulica (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.

Dessa forma, o presente trabalho busca verificar o efeito do hidrograma e da concentração afluentes no desempenho de um canal gramado construído em escala real, buscando avaliar as relações empíricas e fenomenológicas da remoção de poluentes com as características afluentes ao canal. Os resultados aqui apresentados complementam os estudos apresentados em Moruzzi, Felipe e Barbassa (2016) e Moruzzi *et al.* (2017). A avaliação hidrodinâmica para o estado estacionário foi aplicada visando reduzir o grau de complexidade decorrente do conjunto de equações em regime não permanente. Assim, buscou-se uma primeira aproximação na compreensão do fenômeno de remoção de poluentes em canal gramado, visando a diminuir o número de variáveis envolvidas e facilitar a aquisição de dados no experimento em escala real. Apresentam-se assim resultados de remoção de material particulado de suspensões controladas com diferentes concentrações e vazões descarregadas no canal de estudo.

MÉTODOS

Nesse artigo foi investigado o mesmo canal gramado com resultados apresentados em Moruzzi, Felipe e Barbassa (2016) e Moruzzi *et al.* (2017). O dispositivo estudado tem 100 m de extensão e 2% de declividade, seção trapezoidal com largura de fundo de 0,7 m, taludes 2:1, profundidade de 0,15 m, com grama de altura menor que 0,05 m mantida durante todo o experimento, construído em escala real no *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). As vazões afluentes foram produzidas artificialmente pelo descarregamento controlado de três volumes com concentrações diversas de material particulado.

As simulações de hidrogramas foram adotadas visando a manter condições controladas de entrada durante toda a investigação experimental.

No total, foram simuladas 15 descargas de sólidos, com ensaios em duplicata para cada evento, alterando a concentração do material particulado inicial e o hidrograma de entrada. Antes de cada ensaio, foi realizada limpeza do canal, por meio de descarregamento de água sem material particulado. Foram empregados três volumes de descarregamento (5, 7 e 10 m³). O nível inicial ($t=0$) no interior dos reservatórios foi mantido constante para todos os ensaios. Na saída dos reservatórios foram instalados tubos de PCV de 75 mm, conectados a um registro esfera, a um cotovelo de 90°. O registro foi total e instantaneamente aberto no início do ensaio.

O nível dos reservatórios foi monitorado por meio do medidor de nível modelo *OTT Orpheus Mini* em intervalos de registros de 1 minuto. A partir desses dados, foram construídos os hidrogramas típicos das chuvas simuladas para os descarregamentos de 5, 7 e 10 m³ (Figura 1). Os hidrogramas foram diferenciados e identificados pelo tempo de

base (t_b), produzidos com o mesmo dispositivo de descarregamento (tubo curto com 75 mm e registro de esfera totalmente aberto).

Foram determinadas as vazões específicas com base na área, calculada com referência à lâmina no ponto de descarregamento do reservatório. Para tal, empregou-se a Equação 2.

$$q = \frac{Q_{max}}{L_m} \quad (2)$$

Em que:

q = vazão específica referente à lâmina no ponto de descarregamento do reservatório ($m^3 \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$);

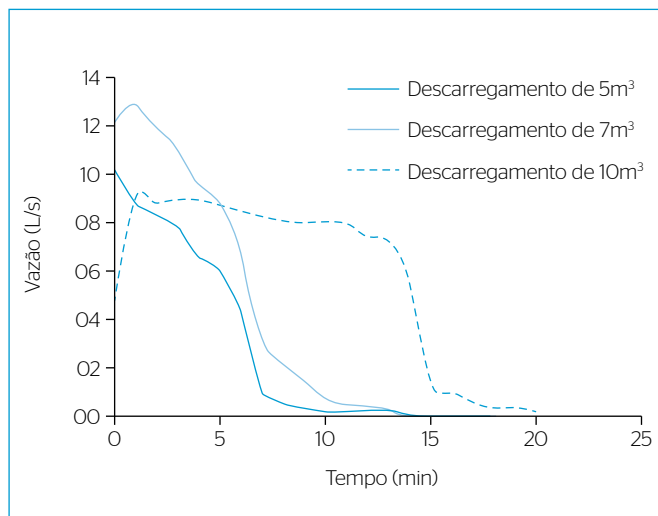


Figura 1 - Hidrogramas produzidos pelo descarregamento de três volumes distintos: 5, 7 e 10 m³, a partir de reservatório de montante.

Q_{max} = valor máximo da vazão medida no hidrograma, no ponto de descarregamento do reservatório (m^3/s);

L_m = área molhada do canal trapezoidal, determinada por meio da lâmina de água no ponto de descarregamento do reservatório (m^2).

A remoção de material particulado foi avaliada para diferentes posições do canal gramado, a partir da introdução de diferentes concentrações de solo nos reservatórios de descarregamento. O solo foi separado utilizando a fração que passou por peneira 200, com diâmetro equivalente a 0,074 mm. As concentrações iniciais (C_0) investigadas foram: 65; 130; 195; 262; 327 e 400 mg/L.

A suspensão foi constantemente agitada para evitar depósito de fundo. Não foram verificados depósitos em nenhum componente do sistema de descarregamento.

O desempenho do canal gramado (E) no que tange à remoção de sólidos suspensos totais (SST) foi determinado por experimento para diferentes seções ao longo do seu comprimento a partir da coleta de amostras em posições determinadas, conforme Figura 2. Os 26 coletores foram distribuídos e instalados ao longo do eixo do canal gramado da seguinte maneira: 10 coletores espaçados de 1 m; 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. As lâminas de água foram monitoradas por régua instaladas ao longo do comprimento do canal gramado em posições correspondentes a: 0; 15; 30; 45; 60; 75 e 90 m. As régua foram retiradas do ponto de amostragem

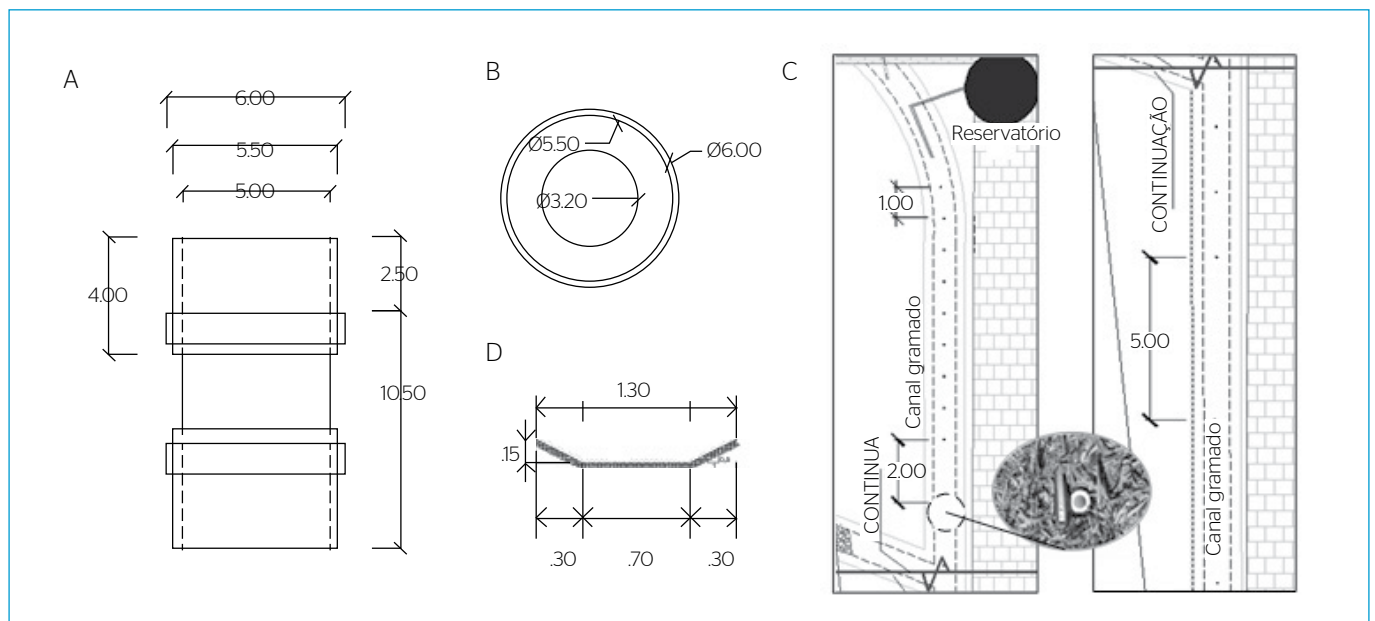


Figura 2 - (A) Vista lateral do coletor de amostra montado com tubo de PVC; (B) vista superior do coletor com abertura superior de 32 mm; (C) vista seccionada em planta do canal gramado com indicação do reservatório para descarregamento e dos coletores espaçados ao longo do comprimento do canal. A vista foi seccionada na posição indicada, para facilitar visualização. Em detalhe, fotografia do coletor ao lado de um objeto de 12 cm (sem escala, medidas em cm); (D) seção transversal do canal gramado (sem escala, dimensão em m). (Adaptado de Moruzzi, Felipe e Barbassa, 2016 e Moruzzi *et al.*, 2017).

e a marca de água registrada. Os registros foram realizados por uma equipe de sete pessoas posicionadas uma em cada régua.

Foi construída a curva que relaciona as medidas de 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).

A Equação 3 foi empregada para avaliação do desempenho em cada ponto de amostragem.

$$E = 1 - \left(\frac{N}{N_0} \right) \quad (3)$$

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).

A Equação 4 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, pois pode haver variação de material particulado entre o descarregamento do reservatório e o primeiro ponto de coleta. Tal formulação pressupõe o estado estacionário em hidrodinâmica de reatores denominados *plug-flow*, ou de fluxo pistonados, conforme pode ser consultado em Levenspiel (2000), Cunge *et al.* (1980), entre outros. Vale mencionar que o regime de escoamento no canal não é uniforme dado o descarregamento do volume reservado variável no tempo. Assim, a própria aplicação da Equação 4, que pressupõe regime permanente, constitui indiretamente parte integrante da investigação, a qual visa a relacionar os parâmetros cinético (k_d) e assintótico (C^*) como representativos dos fenômenos de remoção de material particulado em condições dinâmicas. Tal avaliação foi realizada preliminarmente em trabalho anterior de Moruzzi *et al.* (2016), com boa adaptação do modelo. Entretanto, a variação do hidrograma não foi investigada naquela fase da pesquisa.

$$C(x) = (C_0 - C^*) \cdot e^{-(1/q) \cdot k_d \cdot x} + C^* \quad (4)$$

Para $0 \leq x \leq L$

Em que:

C_0 = concentração do composto alvo na corrente de entrada, correspondente ao primeiro ponto de coleta ($M.L^{-3}$);

C = concentração do composto-alvo na corrente de saída, correspondente a qualquer ponto monitorado ao longo do comprimento do canal gramado ($M.L^{-3}$);

q = vazão específica ($L.T^{-1}$);

L = comprimento do canal gramado;

k_d = constante cinética ou de decaimento (T^{-1})

C^* = concentração final, ou de equilíbrio, no tempo infinito ($t \rightarrow \infty$) ($M.L^{-3}$);

x = posição ao longo do comprimento do canal (L)

M, L, T = correspondem às grandezas de massa, comprimento e tempo, nessa ordem.

Por meio da Equação 4, pode-se verificar que o aumento do valor de k_d implica em maior taxa de remoção ao longo do comprimento x do canal gramado. Assim, maiores valores de k_d resultam em menores extensões requeridas para atingir uma determinada concentração mínima (C^*).

O erro relativo entre dados simulados e medidos em cada ponto amostrado foi avaliado em módulo, conforme Equação 5. O erro também foi avaliado nas posições finais do canal gramado, dada por 80, 90 e 100 m.

$$\text{erro}(\%) = \left| \frac{C_m - C_s}{C_m} \right| \cdot 100 \quad (5)$$

Em que:

C_s = concentração simulada obtida por meio do ajuste da Equação 3 (UNT);

C_m = concentração medida no ponto correspondente ao longo do comprimento do canal (UNT).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Embora a Figura 1 indique valores de t_b de aproximadamente 10, 15 e 25 minutos para os três descarregamentos investigados, foi verificado que nesses tempos persistia uma pequena vazão descarregada dos reservatórios para o canal gramado, não registrada com precisão. Sendo assim, optou-se por avaliar a lâmina na posição zero do canal gramado, correspondente ao ponto de descarregamento dos volumes reservados, no ponto de montante. Para cada hidrograma apresentado na Figura 1, foram medidas as alturas registradas na posição zero, resultando nos registros $H1(t)$, $H2(t)$ e $H3(t)$, respectivamente. Na Figura 3 são apresentados os registros dessas lâminas ao longo do tempo. Os resultados indicam a presença de lâmina de água até os tempos correspondentes a 15, 25 e 35 minutos, sendo esses tempos adotados como referência para os valores de t_b para cada condição investigada.

Na Figura 4 pode-se verificar a relação entre sólidos suspensos totais e turbidez, construída para o material particulado empregado nesse estudo. O coeficiente de determinação da curva de ajuste (R^2) com intercepto na origem foi de 0,97, indicando boa representação dos valores de SST por meio da turbidez (T). Assim, pode-se avaliar a concentração de material particulado através da medida indireta da turbidez.

O desempenho do canal gramado na remoção de material particulado em suspensão para cada hidrograma e concentrações afluentes

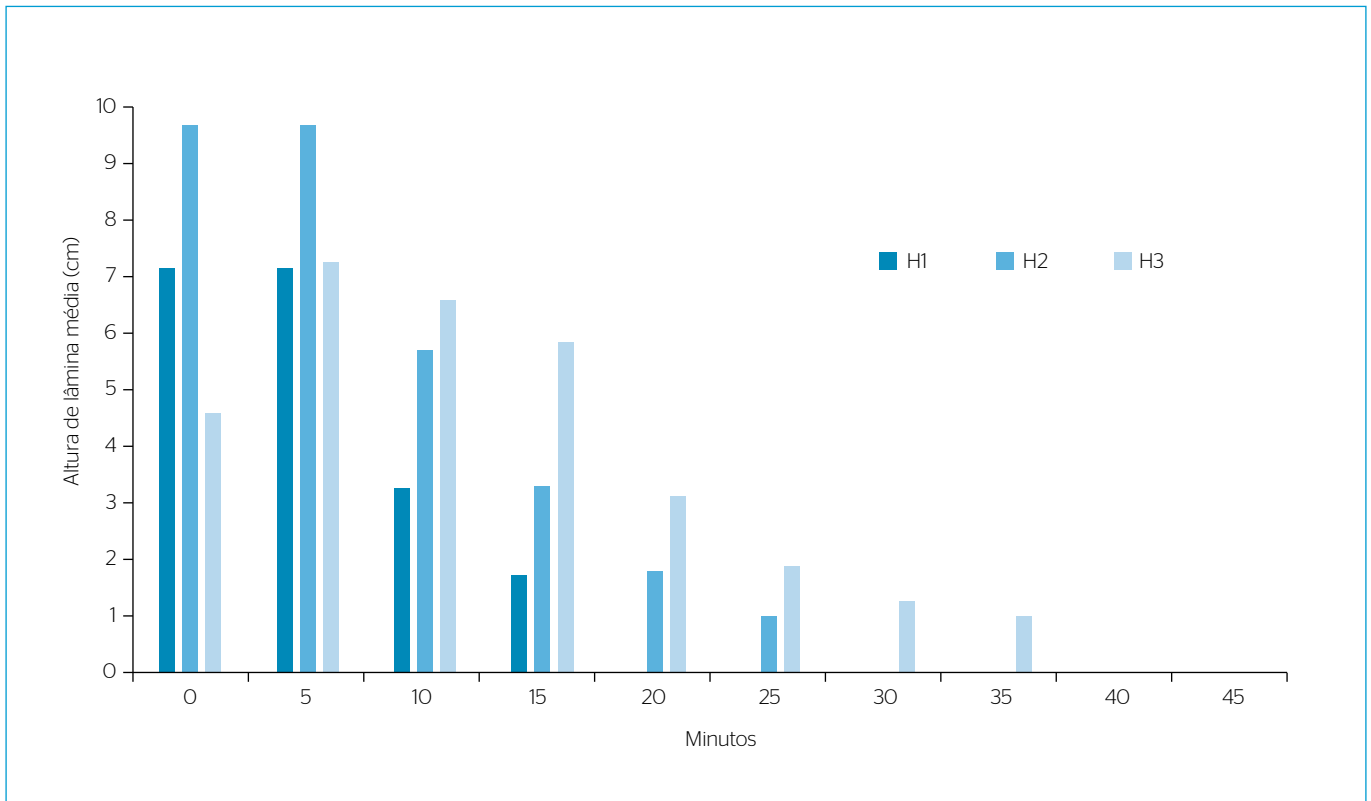


Figura 3 - Registros de lâmina de água (H1(t); H2(t) e H3(t)) na posição zero do canal gramado, correspondente ao ponto de descarregamento dos volumes reservados de 5, 7 e 10 m³, respectivamente.

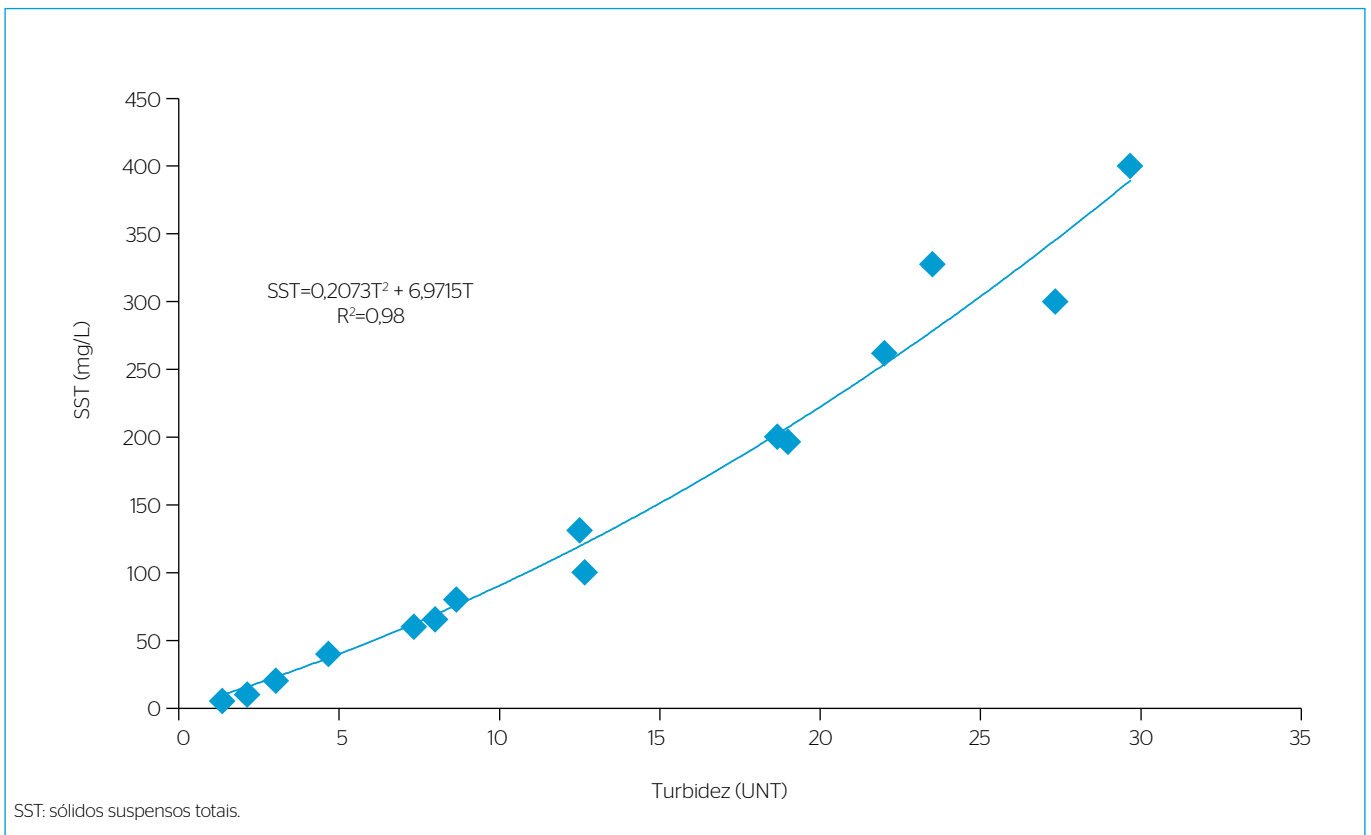


Figura 4 - Relação entre sólidos suspensos totais e turbidez construída para o material particulado introduzido no reservatório de descarregamento no canal gramado.

em cada ponto de amostragem pode ser verificado nas Tabelas 1, 2 e 3. A despeito das oscilações em alguns pontos de amostragem, característica inerente à escala do experimento, os resultados reforçam a dependência do desempenho pelo comprimento do canal e permitem também visualizar uma tendência de estabilidade para cada situação investigada. O hidrograma e as concentrações afluentes ao canal gramado também foram determinantes no desempenho da remoção de material particulado em suspensão. Para melhor avaliar esse efeito, foi adotada a média das cinco maiores eficiências em cada condição investigada e o valor correspondente foi relacionado à sua posição para cada hidrograma em cada concentração inicial (C_0), conforme Tabela 4. A posição em que ocorre a média da eficiência máxima foi

Tabela 1 - Desempenho do canal gramado na remoção de material particulado em suspensão em cada ponto de amostragem medido por meio do descarregamento de volume de 5 m³. Correspondente ao registro de lâmina H1, com a vazão de entrada de 10,0 L/s, q de 0,15 m³/m².s e t_b de 15 min.

C_0 (mg/L)	65	130	195	262	327	400
Posição Coletores (m)	E (%)					
1	0	13	0	12	7	0
2	6	0	6	0	0	8
3	7	19	17	41	13	18
4	26	14	19	19	43	11
5	22	25	28	33	39	33
6	30	38	30	12	14	4
7	33	21	72	14	4	16
8	27	35	53	33	11	13
9	16	34	63	38	18	22
10	39	38	58	42	19	16
12	34	55	17	44	11	23
14	30	50	65	50	11	23
16	21	63	65	46	29	20
18	34	64	64	54	54	31
20	42	65	75	75	50	26
25	53	69	72	78	52	27
30	55	31	61	75	37	10
35	52	60	67	46	50	37
40	51	63	9	54	43	32
45	50	68	64	73	57	41
50	53	63	76	75	50	50
60	53	60	74	77	57	41
70	44	59	72	72	70	50
80	54	58	72	71	71	50
90	60	48	60	69	66	42
100	--	--	57	--	49	43

-- indica que o coletor de amostra correspondente à posição indicada não continha água em seu interior.

avaliada para as diferentes concentrações, em cada hidrograma simulado, conforme Tabela 5.

Por meio da análise da Tabela 1 pode-se verificar que, para os três hidrogramas investigados, as menores concentrações requereram de 20 a 60 m para atingir a eficiência máxima de remoção de material particulado, enquanto para as maiores concentrações afluentes foram necessários de 50 a 90 m.

Na Tabela 5 verifica-se que a média das máximas eficiências ficaram entre 65 e 73±3% para os três hidrogramas, todavia a posição em que essas ocorrem variaram para cada descarregamento. Assim, foram avaliadas as lâminas ao longo do comprimento do canal para diferentes

Tabela 2 - Desempenho do canal gramado na remoção de material particulado em suspensão em cada ponto de amostragem medido por meio do descarregamento de volume de 7 m³. Correspondente ao registro de lâmina H2, com a vazão de entrada de 12,2 L/s, q de 0,15 m³/m².s e t_b de 25 min.

C_0 (mg/L)	65	130	195	327	400
Posição Coletores (m)	E (%)				
1	45	21	18	5	0
2	18	9	10	7	13
3	16	19	35	12	41
4	11	12	21	9	14
5	0	0	3	0	19
6	18	11	26	4	20
7	5	25	23	19	24
8	5	16	0	23	16
9	7	35	13	30	36
10	18	26	39	26	38
12	27	35	24	33	29
14	53	60	40	48	56
16	60	61	52	37	42
18	44	65	56	44	41
20	55	51	62	51	58
25	62	68	68	56	48
30	11	65	66	59	54
35	55	68	70	53	57
40	69	65	66	47	34
45	73	73	73	48	65
50	73	82	74	62	61
60	83	80	70	54	52
70	80	81	68	60	63
80	84	85	73	67	68
90	78	67	70	60	69
100	83	62	75	65	73

tempos, sendo estes relativizados em relação ao tempo médio de translação da onda de cheia no canal (t_T).

O tempo de translação no canal (t_T) é da ordem de $10,5 \pm 2,5$ minutos com velocidade média de aproximadamente $0,14 \pm 2$ m/s. Sendo assim, os hidrogramas simulados apresentaram tempo de base da ordem de 1,4; 2,4 e 3,3 vezes o tempo de translação (t_B/t_T).

Nas Tabelas 6, 7 e 8 são apresentadas as medidas da evolução das lâminas medidas em sete posições equidistantes ao longo do comprimento do canal gramado. Nessas, pode-se visualizar a passagem da onda de cheia para cada hidrograma afluente investigado. Estão em realce os momentos em que as lâminas são detectadas simultaneamente na entrada e na saída de cada hidrograma. Verifica-se que esse tempo

Tabela 3 - Desempenho do canal gramado na remoção de material particulado em suspensão em cada ponto de amostragem medido por meio do descarregamento de volume de 10 m^3 . Correspondente ao registro de lâmina H3, com a vazão de entrada de $9,2 \text{ L/s}$, q de $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ e t_B de 35 min.

Co (mg/L)	65	130	195	327
Posição Coletores (m)	E (%)			
1	16	10	0	5
2	0	31	30	7
3	11	13	24	12
4	13	0	29	9
5	18	16	36	0
6	18	33	43	4
7	8	22	33	19
8	29	27	52	23
9	27	34	27	30
10	27	51	43	26
12	40	48	50	33
14	43	51	44	48
16	45	58	50	37
18	49	45	33	44
20	54	55	50	51
25	62	64	44	56
30	60	49	50	59
35	50	42	57	53
40	57	61	59	47
45	61	58	57	48
50	50	62	62	62
60	69	70	57	54
70	45	68	63	60
80	55	71	60	67
90	47	67	68	60
100	57	71	75	65

Tabela 4 - Posição em que a média das cinco maiores eficiências foi obtida para cada hidrograma e concentração afluentes ao canal gramado.

t_B (min)	Co (mg/L)	E^* (%)	Posição (m)
15	65	55	30
	130	66	25
	195	74	20
	262	76	25
	327	64	70
	400	47	50
25	65	81	60
	130	80	50
	195	73	45
	327	63	80
	400	67	80
35	65	62	25
	130	69	60
	195	66	90
	327	63	80

E^* (%) refere-se à média das cinco maiores eficiências ao longo do comprimento do canal gramado

Tabela 5 - Posição em que a média das cinco maiores eficiências foi obtida para cada hidrograma, considerando todas as concentrações afluentes ao canal gramado.

t_B (min) [t_B/t_T]	Co (mg/L)	E^* (%)	Posição (m)
15 [1,4]	65	64 ± 3	-
	130		18
	195		7
	262		20
	327		80
	400		-
	Média \pm intervalo 95%	31 ± 26	
25 [2,4]	65	73 ± 3	45
	130		45
	195		45
	327		-
	400		100
	Média \pm intervalo 95%	59 ± 24	
35 [3,3]	65	65 ± 3	60
	130		60
	195		90
	327		80
	Média \pm intervalo 95%	73 ± 15	

- indica que o valor referente à média das eficiências máximas para todas as concentrações afluentes em cada hidrograma de entrada que não foi atingida.

Tabela 6 - Evolução da lâmina com a posição em diferentes tempos, contados a partir do início do descarregamento do reservatório de 5 m³, responsável pelo t_b de 15 minutos. t_b/t_T de 1,4.

Tempo (min)	Comprimento (m)						
	0	15	30	45	60	75	90
	Lâmina média de água no canal (cm)*						
0	7,2	-	-	-	-	-	-
5	7,2	7,2	6,8	-	-	-	-
10	3,3	4,8	5,2	6,0	5,1	-	-
15	1,8	2,4	2,6	3,3	3,7	4,2	4,0
20	-	1,1	1,4	1,6	2,0	3,0	2,9
25	-	-	1,0	1,0	1,3	2,2	2,5
30	-	-	-	-	1,0	1,7	1,9
35	-	-	-	-	-	-	1,0

*média aritmética de seis medidas

Tabela 7 - Evolução da lâmina com a posição em diferentes tempos, contados a partir do início do descarregamento do reservatório de 7 m³, responsável pelo t_b de 25 minutos. t_b/t_T de 2,4.

Tempo (min)	Comprimento (m)						
	0	15	30	45	60	75	90
	Lâmina média de água no canal (cm)*						
0	9,7	-	-	-	-	-	-
5	9,7	9,8	8,7	-	-	-	-
10	5,7	6,1	7,1	8,5	7,6	6,5	-
15	3,3	3,4	3,5	4,1	4,4	4,7	5,4
20	1,8	2,1	1,8	2,1	2,8	3,0	3,7
25	1,0	1,1	1,1	1,1	2,0	2,5	2,7
30	-	-	-	-	1,9	2,2	2,0
35	-	-	-	-	1,0	1,8	1,8
40	-	-	-	-	-	1,1	1,1

*média aritmética de cinco medidas

Tabela 8 - Evolução da lâmina com a posição em diferentes tempos, contados a partir do início do descarregamento do reservatório de 10 m³, responsável pelo t_b de 35 minutos. t_b/t_T de 3,3.

Tempo (min)	Comprimento (m)						
	0	15	30	45	60	75	90
	Lâmina média de água no canal (cm)						
0	4,6	-	-	-	-	-	-
5	7,3	8,0	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0
10	6,6	7,5	7,4	7,2	6,8	0,0	0,0
15	5,9	6,8	7,0	6,6	7,0	6,8	6,8
20	3,1	5,3	4,1	4,3	5,6	6,3	5,8
25	1,9	2,3	2,3	3,0	3,5	4,3	4,3
30	1,3	1,3	1,3	1,8	2,4	3,0	3,3
35	1,0	1,0	1,0	1,2	1,6	2,4	2,3
40	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	2,0	2,1
45	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,3

*média aritmética de quatro medidas

corresponde a 15 minutos para o primeiro hidrograma e a intervalos de 15 a 25 minutos e de 15 a 35 minutos para o segundo e terceiro hidrograma, respectivamente. Fica evidente que a maior relação t_b/t_T apresentou tendência a obter escoamento em estado estacionário no tempo correspondente a 15 minutos, conforme Figura 5. Da mesma forma, a permanência da lâmina e a evolução da onda de cheia foi verificada por maior tempo. Os resultados indicaram que essas situações requerem maior comprimento para que seja atingida a máxima eficiência do canal. O quociente t_b/t_T respondeu de forma diretamente proporcional às posições de máximas eficiências ao longo do canal.

Falta, entretanto, verificar se os parâmetros cinético (k_d) e concentração final, ou assintótica, (C*), do modelo clássico de escoamento pistonado concebido para o estado estacionário pode ser aplicado na avaliação da remoção de material particulado suspenso em escoamento dinâmico e, se assim o for, quais as relações que tais parâmetros têm com as concentrações afluentes. Nesse caso, poder-se-ia avaliar o comportamento com base fenomenológica, inclusive possibilitando inferências.

Nas Figuras 6, 7 e 8 são apresentados, a título de exemplo, alguns dos resultados medidos e calculados, a partir da Equação 4 com parâmetros k_d e C* ajustados, referentes às concentrações residuais remanescentes de material particulado com relação à posição para Co de 195 mg.L⁻¹, com valores de t_b/t_T de 1,4; 2,4 e 3,3, respectivamente. Verificou-se que o decaimento da turbidez, bem como da concentração correspondente, pode ser acompanhado pelo modelo a partir do ajuste dos parâmetros da Equação 4. A qualidade dos ajustes foi avaliada por meio do erro médio, conforme Equação 5, e os resultados podem ser visualizados nas Tabelas 9, 10 e 11 para os hidrogramas correspondentes a t_b/t_T de 1,4; 2,4 e 3,3, respectivamente.

Em termos médios, o módulo do erro relativo variou entre 3 e 8%, e os maiores valores de erro médio obtidos tendem a se concentrar no hidrograma correspondente a t_b/t_T de 1,4 e nas menores concentração iniciais de material particulado investigado.

Embora a avaliação do erro médio seja importante para verificação do ajuste matemático aos dados experimentais, os valores das concentrações residuais medidas e calculadas são significativos nas posições finais, pois podem indicar melhor a eficiência nas posições de jusante do canal gramado. Nesse sentido, os resultados das estimativas a partir do modelo foram também avaliados considerando as posições finais do canal gramado, sendo essas definidas como 80, 90 e 100 m. Os resultados apresentados nas Tabelas 12, 13 e 14 indicam que essa avaliação produziu maiores erros médios entre os resultados medidos e calculados, quando comparados com a média de todas as 26 posições. Todavia, a avaliação nas porções de jusante é mais representativa do desempenho do canal gramado. Evidentemente, poder-se-ia impor uma restrição no ajuste matemático de modo que o parâmetro C* produzisse menores erros nas

posições de jusante do canal gramado, o que incorreria em alteração dos valores médios nas demais posições. No entanto, julgou-se tal procedimento desnecessário para o estudo em questão, visto que a concentração calculada pelo modelo nas diferentes posições

ao longo do comprimento do canal foi adequada, tal como demonstram os resultados, bem como sua representação pelos parâmetros k_d e C^* da Equação 4.

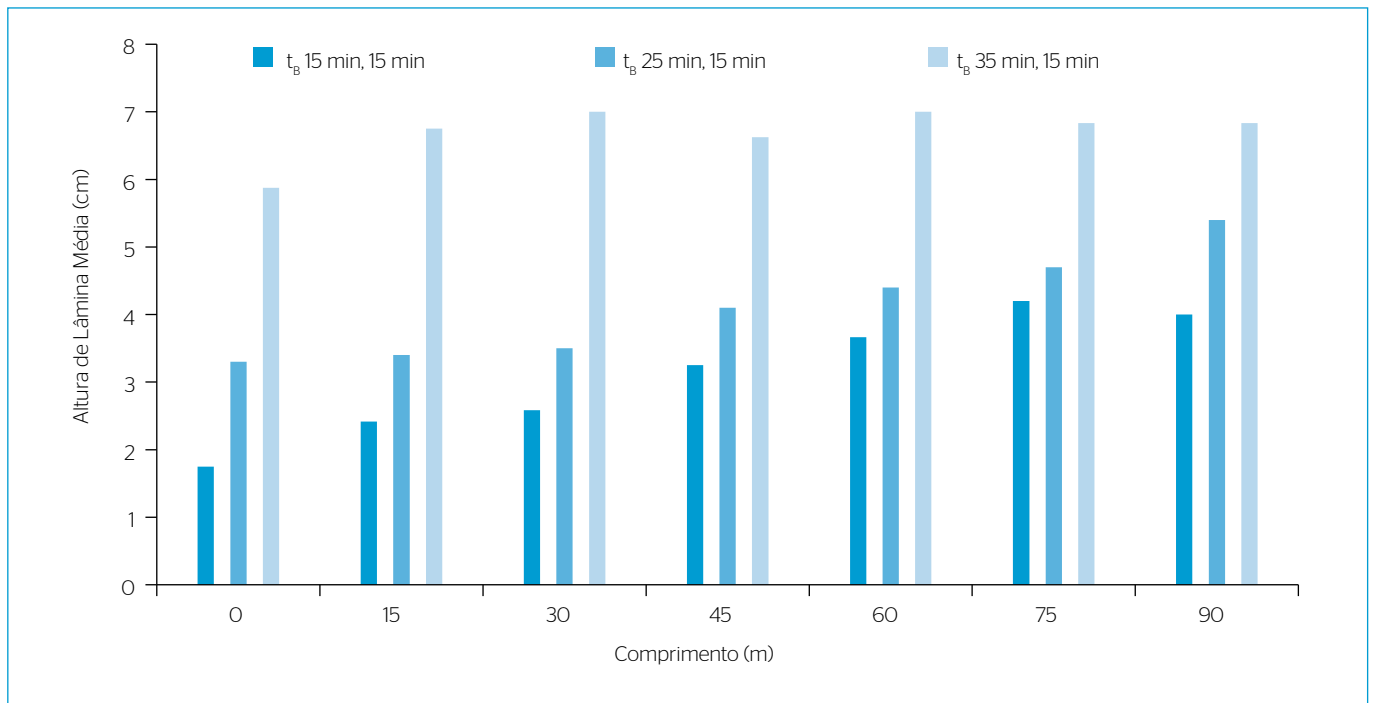


Figura 5 - Altura média de 15 medidas de lâmina de água para medida no tempo 15 minutos após descarregamento do reservatório em diferentes posições do canal gramado. t_b de 15, 25 e 35 min. t_b/t_T de 1,4; 2,4 e 3,33, respectivamente.

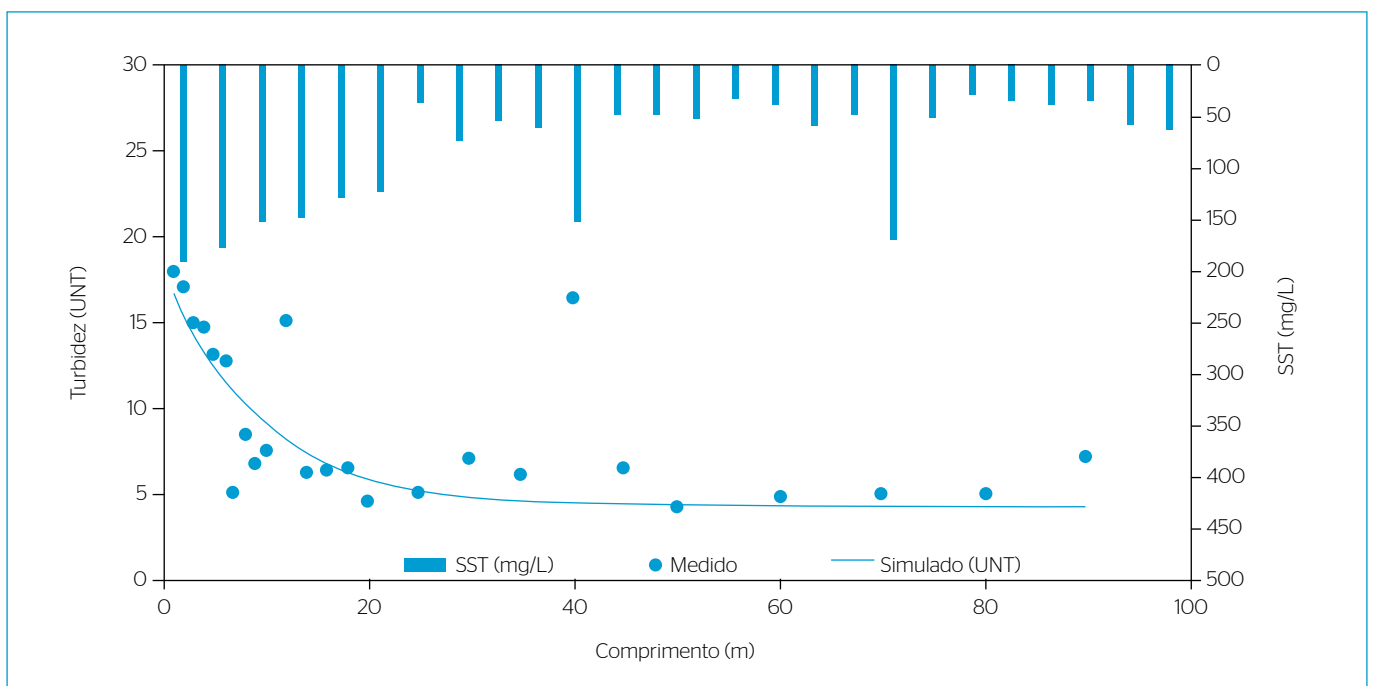


Figura 6 - Concentrações residuais remanescentes de material particulado, medidas e simuladas com relação à posição. Resultados: em unidades de turbidez, no eixo principal das ordenadas; e em sólidos suspensos totais, no eixo secundário das ordenadas. Condições dos ensaios: C_0 de 195 mg.L⁻¹; q de 0,15 m³/s.m²; t_b de 15 min; t_b/t_T de 1,4.

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 condições analisadas – verifica-se que tais constantes apresentaram comportamento aleatório

em relação à concentração afluyente ao canal gramado (C_0). Todavia, pela Figura 9 verifica-se que 70% dos valores da constante de decaimento (k_d) estão entre 0,005 e 0,015 s^{-1} ; ao desconsiderar o hidrograma representado por t_b de 15 minutos, 90% dos dados estão contidos no

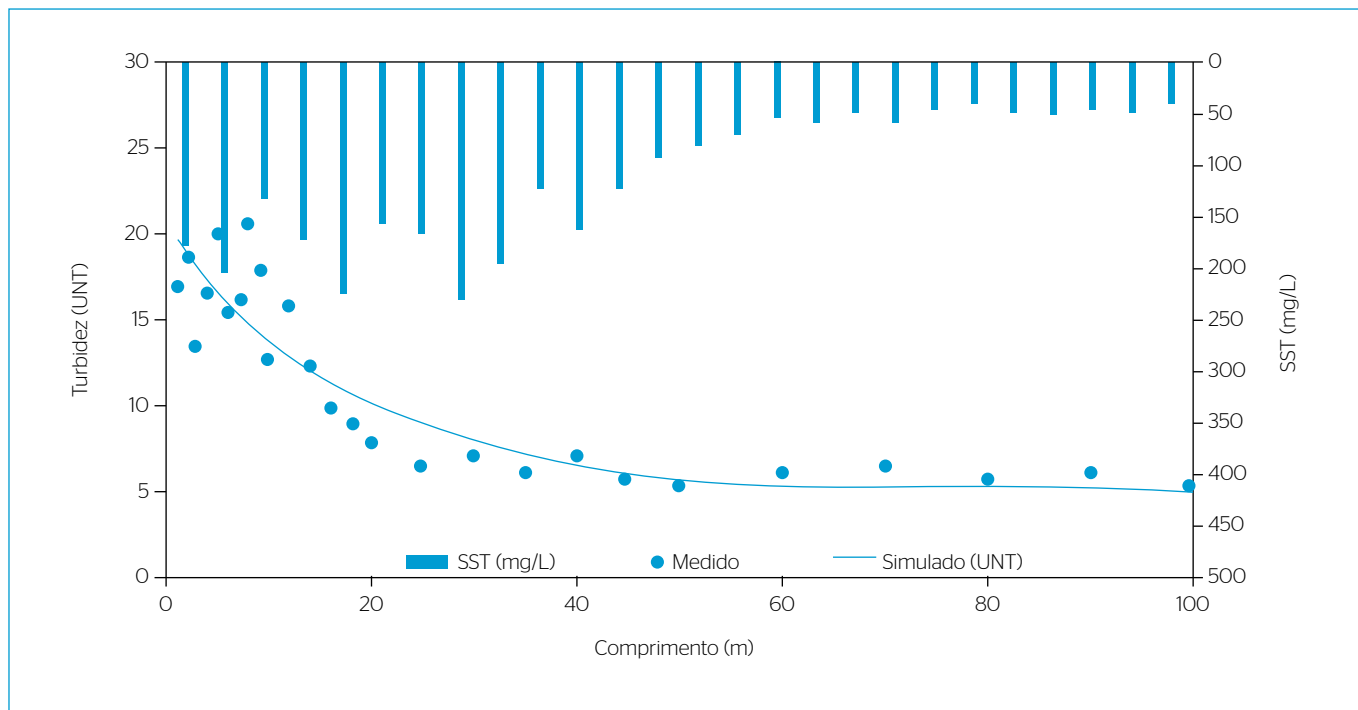


Figura 7 - Concentrações residuais remanescentes de material particulado medidas e simuladas com relação à posição. Resultados: em unidades de turbidez no eixo principal das ordenadas; e em sólidos suspensos totais, no eixo secundário das ordenadas. Condições dos ensaios: C_0 de 195 $mg.L^{-1}$; q de 0,15 $m^3/s.m^2$; t_b de 25 min; t_b/t_r de 2,4.

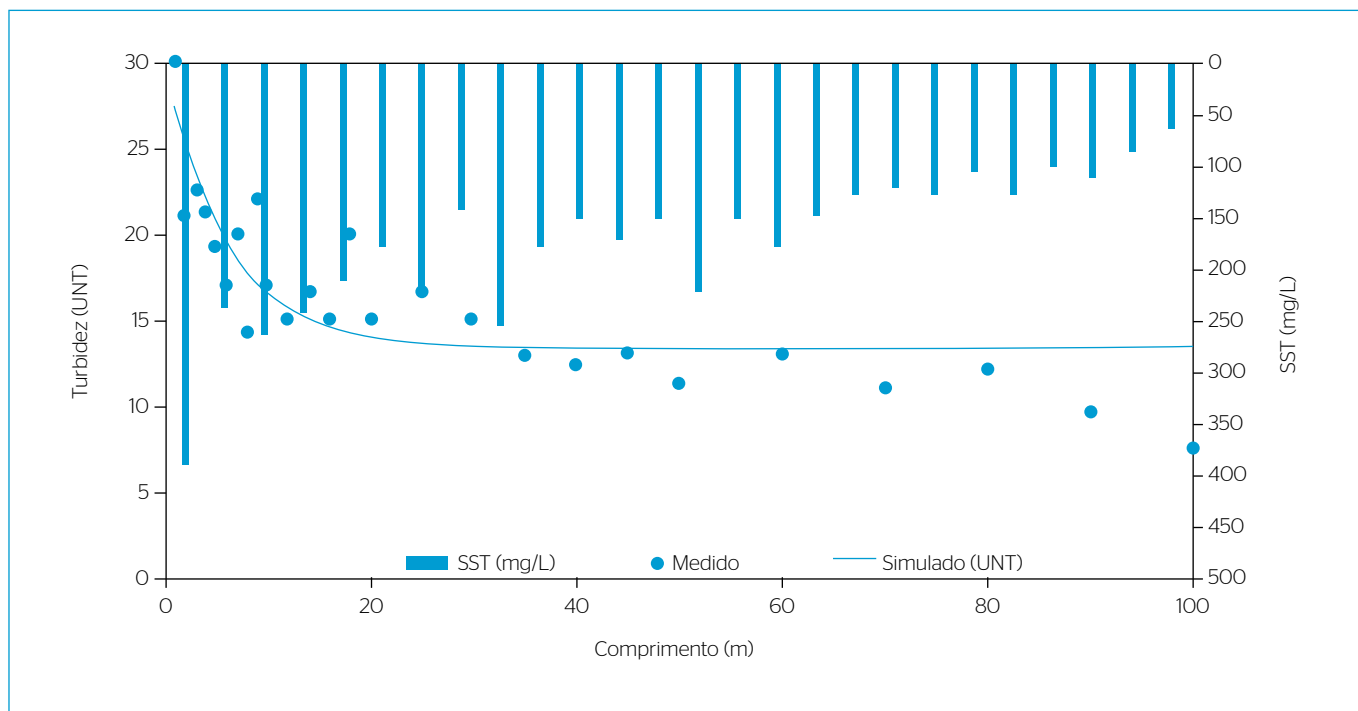


Figura 8 - Concentrações residuais remanescentes de material particulado medidas e simuladas com relação à posição. Resultados: em unidades de turbidez, no eixo principal das ordenadas; e em sólidos suspensos totais, no eixo secundário das ordenadas. Condições dos ensaios: C_0 de 195 $mg.L^{-1}$; q de 0,15 $m^3/s.m^2$; t_b de 35 min; t_b/t_r de 3,3.

intervalo $0,005 \leq k_d \leq 0,015 \text{ s}^{-1}$ e 85% no intervalo $0,007 \leq k_d \leq 0,012 \text{ s}^{-1}$. Assim, pode-se inferir que os valores de k_d tendem a se concentrar em faixas mais estreitas para escoamento com maior tendência ao equilíbrio (Estado Estacionário), fato que ocorre para maiores quocientes t_b/t_r . Evidentemente, a taxa de remoção por comprimento do canal depende também das características do material particulado em suspensão e qualquer extrapolação deve ser avaliada com ressalvas.

A relação diretamente proporcional às concentrações finais (C^*) para diferentes hidrogramas e concentrações iniciais (C_0) afluentes ao canal gramado foi observada em todos os casos e pode ser visualizada na Figura 10. Por meio dessa figura, nota-se que, independentemente do hidrograma, concentrações afluentes maiores tendem a produzir

Tabela 9 - Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 3 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial (C_0) no canal gramado e erro médio relativo em módulo (E), para ensaio com a vazão de entrada de 10,0 l/s, q de 0,15 m³/m².s e t_b de 15 min. t_b/t_r de 1,4.

C_0 (mg/L)	C_0 (UNT)	k_d (s ⁻¹)	C^* (mg/l)	C^* (UNT)	Erro* (%)
65	7,9	0,0125	24,4	3,2	5
130	14,0	0,0200	52,8	6,3	-3
195	18,0	0,0267	54,5	6,5	-7
263	21,0	0,0140	63,4	7,4	-6
327	26,0	0,0029	61,5	7,2	-8
400	30,0	0,0016	140,1	14,1	-5

*Refere-se à média dos erros com referência a turbidez ao longo dos 26 pontos de amostragem distribuídos nos 100 m de extensão do canal gramado

Tabela 10 - Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 3 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial (C_0) no canal gramado e erro médio relativo em módulo (E), para ensaio com a vazão média de entrada de 12,2 l/s, q de 0,15 m³/m².s e t_b de 25 min. t_b/t_r de 2,4.

C_0 (mg/L)	C_0 (UNT)	k_d (s ⁻¹)	C^* (mg/l)	C^* (UNT)	Erro* (%)
65	8,7	0,0051	14,3	1,9	-8
130	15,0	0,0092	33,7	4,3	-7
195	17,0	0,0087	41,2	5,1	-3
327	25,7	0,0091	94,1	10,3	-1
400	32,0	0,0115	116,0	12,2	-2

*Refere-se à média dos erros com referência a turbidez ao longo dos 26 pontos de amostragem distribuídos nos 100 m de extensão do canal gramado

Tabela 11 - Parâmetros obtidos por meio do ajuste não linear da Equação 3 aos dados experimentais para diferentes valores de concentração inicial (C_0) no canal gramado e erro médio relativo em módulo (E), para ensaio com a vazão média de entrada de 9,2 l/s, q de 0,15 m³/m².s e t_b de 35 min. t_b/t_r de 3,3.

C_0 (mg/L)	C_0 (UNT)	k_d (s ⁻¹)	C^* (mg/l)	C^* (UNT)	Erro* (%)
65	8,0	0,012	44,1	5,4	-2
130	14,0	0,012	68,2	7,9	-3
195	18,0	0,023	129,7	9,6	-3
327	25,7	0,0087	95,9	10,4	-1

*Refere-se à média dos erros com referência a turbidez ao longo dos 26 pontos de amostragem distribuídos nos 100 m de extensão do canal gramado

maiores residuais a jusante do canal gramado e que o comportamento pode ser explicado por uma reta com valor de coeficiente de determinação (R^2) variando de 0,71 a 0,98. Verifica-se também que o menor coeficiente angular foi obtido para t_b/t_r de 1,4, indicando menor sensibilidade de C^* diante de C_0 , provavelmente devido ao intervalo restrito em que foram observadas vazões simultâneas de afluentes e efluentes ao canal gramado (Tabela 6 e Figura 8), quando comparada aos demais hidrogramas investigados.

Tabela 12 - Turbidez residual remanescente medida e calculada para C_0 de 65 mg/L nos últimos 20 m do canal gramado, nas posições 80; 90 e 100 m.

t_b (min) [t_b/t_r]	Posição (m)	Turb. Med. (UNT)	Turb. Calc. (UNT)	Erro (%)
15 [1,4]	80	3,6	3,2	12
	90	3,2	3,2	0
	100	-	-	-
25 [2,4]	80	2,4	2,8	15
	90	3,3	2,5	23
	100	2,5	2,3	6
35 [3,3]	80	5,7	5,4	5
	90	6,8	5,4	20
	100	5,5	5,4	1

Tabela 13 - Turbidez residual remanescente medida e calculada para C_0 de 195 mg/L nos últimos 20 m do canal gramado, nas posições 80; 90 e 100 m.

t_b (min) [t_b/t_r]	Posição (m)	Turb. Med. (UNT)	Turb. Calc. (UNT)	Erro (%)
15 [1,4]	80	5,0	6,5	30
	90	7,2	6,5	10
	100	7,7	6,5	15
25 [2,4]	80	5,6	5,2	6
	90	6,1	5,2	16
	100	5,1	5,1	1
35 [3,3]	80	12	9,6	-20
	90	9,6	9,6	0
	100	7,5	9,6	28

Tabela 14 - Turbidez residual remanescente medida e calculada para C_0 de 327 mg/L nos últimos 20 m do canal gramado, nas posições 80; 90 e 100 m.

t_b (min) [t_b/t_r]	Posição (m)	Turb. Med. (UNT)	Turb. Calc. (UNT)	Erro (%)
15 [1,4]	80	8,0	7,2	11
	90	9,5	6,0	37
	100	14,3	5,1	65
25 [2,4]	80	8,9	10,4	17
	90	10,7	10,4	3
	100	9,5	10,3	8
35 [3,3]	80	8,9	10,6	19
	90	10,7	10,5	2
	100	9,5	10,5	10

Na Figura 11 foram agrupados os valores de C^* calculados e C^* medidos, sendo os dados medidos obtidos pela média dos últimos 20 m do canal nas posições de 80, 90 e 100 m correspondentes a um subconjunto dos dados de calibração. Verifica-se que, embora tenham sido observados maiores erros médios nas posições da jusante do canal, quando comparados com a média de todo conjunto de 26 posições monitoradas, os valores calculados e ajustados concentram-se satisfatoriamente em torno da reta de referência de ajuste perfeito (1:1) para todos hidrogramas investigados. Tais resultados são fortes indícios da representatividade do modelo, e

de seus parâmetros associados, na avaliação do desempenho de canal gramado para remoção de material particulado em suspensão.

Em linhas gerais, pode-se dizer que o hidrograma e concentrações afluentes interferem no desempenho do canal gramado e que essas relações podem ser expressas pelo quociente t_b/t_T e pelos parâmetros (k_d e C^*) da Equação 4, que descreve o decaimento da concentração residual remanescente ao longo do comprimento do canal. Embora exista uma série de simplificações, decorrentes das hipóteses lançadas para o estado estacionário, acredita-se que o escoamento predominantemente unidirecional

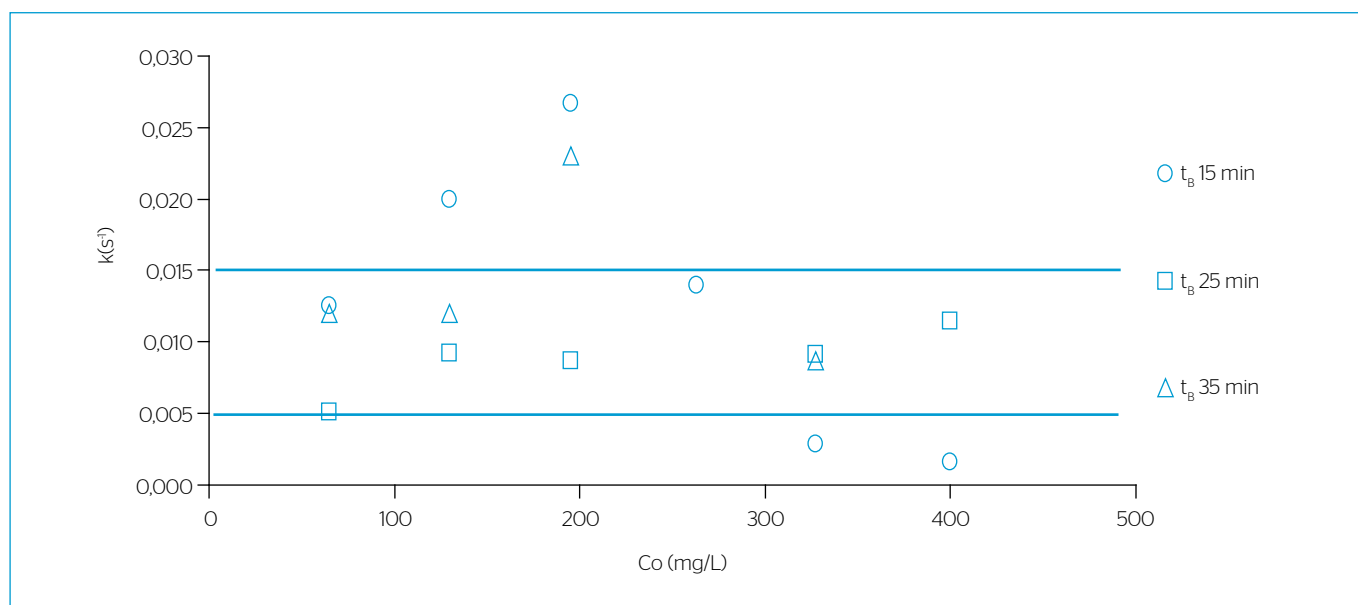


Figura 9 - Valores da constante de decaimento (k_d) para diferentes hidrogramas e concentrações iniciais (C_o) afluentes ao canal gramado.

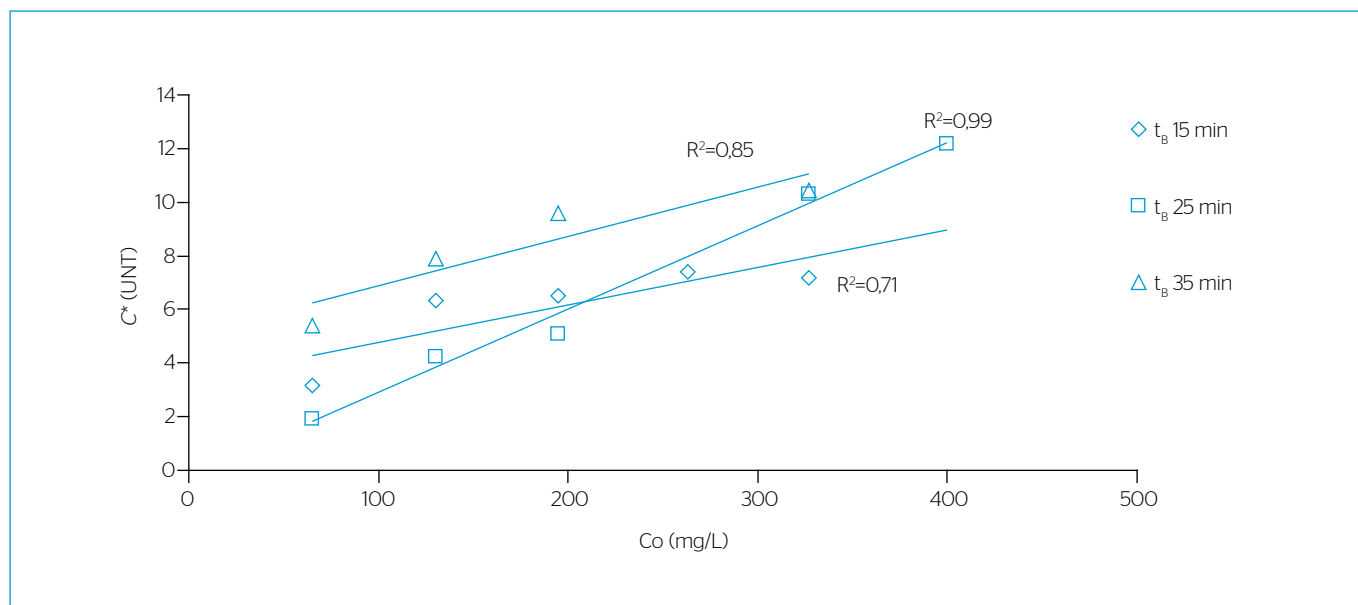


Figura 10 - Relação entre as concentrações finais (C^*) para diferentes hidrogramas e concentrações iniciais (C_o) afluentes ao canal gramado.

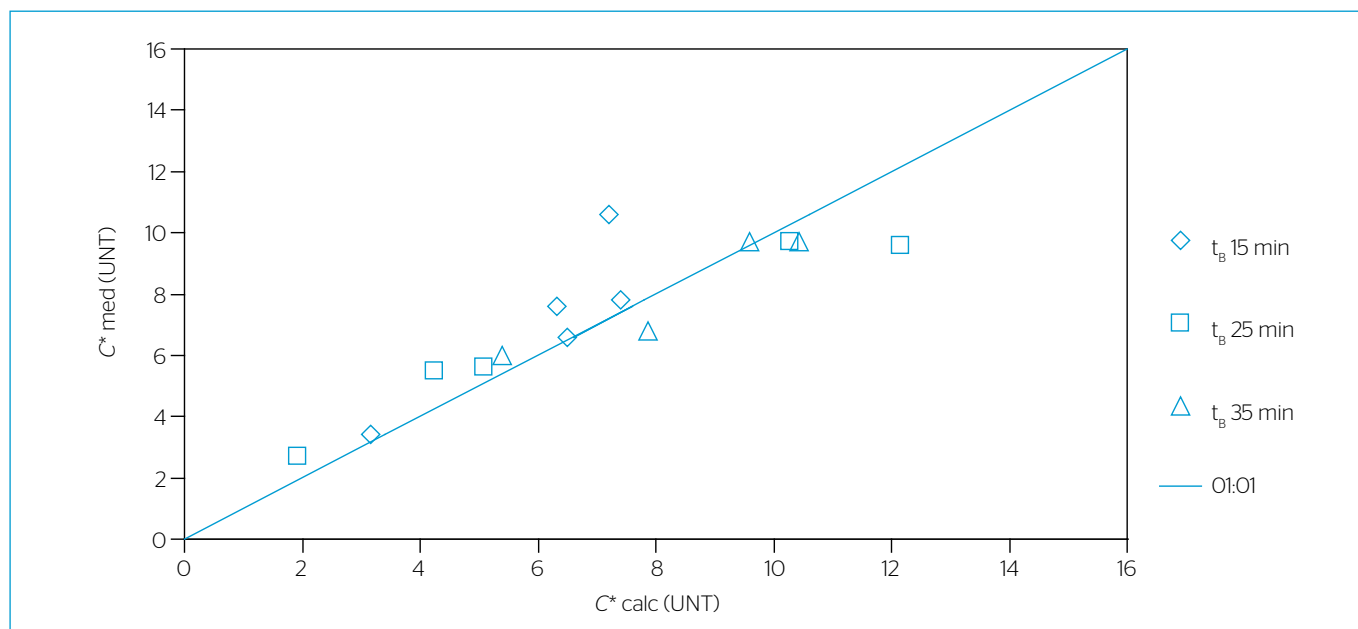


Figura 11 - Valores de C^* calculados e C^* medidos, sendo os dados medidos obtidos pela média dos últimos 20 m do canal nas posições de 80, 90 e 100 m.

no canal gramado e sua geometria francamente linear favorecem o pressuposto da dispersão longitudinal nula, presente na formulação original da Equação 4. Tal observação é reforçada pelo fato de que o modelo pode ser aplicado aos três hidrogramas investigados, com erros médios muito semelhantes.

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados nesse trabalho buscaram avaliar o efeito do hidrograma, da concentração afluente ao canal gramado, do comprimento e da lâmina de água no desempenho da remoção de material particulado. Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir:

A eficiência máxima de remoção de material particulado ao longo do comprimento do canal gramado variou de 47 a 81% em posições de 20 a 90 m.

Considerando todas as concentrações investigadas, verificou-se que para t_b de 15 minutos a média das máximas eficiências foram da ordem de $64 \pm 3\%$ para posição de 31 ± 26 m. Para t_b de 25 minutos, a média das máximas foram da ordem de $73 \pm 3\%$ para posições de 59 ± 24 m. Finalmente, para t_b de 35 minutos a média das máximas eficiências obtidas foram da ordem de $65 \pm 3\%$ nas posições de 73 ± 15 m.

O quociente t_b/t_T indicou que quanto maior a duração do evento maior a distância requerida para uma determinada eficiência de remoção.

Verificou-se que 70% dos valores da constante de decaimento (k_d) estão entre $0,005$ e $0,015 \text{ s}^{-1}$, e, ao desconsiderar o hidrograma representado por t_b de 15 minutos, 90% dos dados estão contidos no intervalo $0,005 \leq k_d \leq 0,015 \text{ s}^{-1}$ e 85% no intervalo $0,007 \leq k_d \leq 0,012 \text{ s}^{-1}$. Foi identificada relação direta e proporcional da concentração de equilíbrio (C^*) e concentrações iniciais (C_0).

REFERÊNCIAS

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington.
- CUNGE, J. A.; HOLLY, F. M., Jr.; VERWEY, A. (1980) *Practical aspects of computational river hydraulics*. London: Pitman. 420p.
- GIRONÁS, J.; ROESNER, L.; ROSSMAN, L.; DAVIS, J. (2010) A new applications manual for the Storm Water Management Model (SWMM). *Environmental Modelling & Software*, v. 25, p. 813-814.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.I. (1996). *Treatment wetlands*. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- LEVENSPIEL, O. (2000) *Engenharia das Reações Químicas*. 3 ed. Edgard Blücher, São Paulo.
- MORUZZI, R.B.; FELIPE, M.C.; BARBASSA, A.P. (2016) Avaliação e modelagem matemática da remoção de material particulado em canal gramado construído em escala real. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH*. v. 21, n.1.

MORUZZI, R.M., FELIPE, M., BARBASSA, A.P., SÍRIO, D.L.N. (2017). Avaliação do desempenho de canal gramado na remoção de material suspenso em escoamento superficial pluvial. *Eng Sanit Ambient*. Epub Mar 30, 2017. DOI: 10.1590/S1413-41522017142045.

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

PRINCE GEORGE'S COUNTY. (1999) *Low-Impact Development Design Strategies and Integrated Design Approach*. Maryland: Department of Environmental Resources, 150 p.

ROSSMAN, L.A. (2006) *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.

SCHOLES L.; REVITT D. M.; ELLIS J.B. (2008). A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, v. 88, n. 3, p. 467-78.

TAVANTI, D.R.; BARBASSA, A.P. (2012) Análise dos desenvolvimentos urbanos de baixo impacto e convencional. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.17, p.1-10.

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