

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

BRUNO OLIVEIRA LIMA

**TRANSPORTE DE MATERIAL DISSOLVIDO PELO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL PRODUZIDO POR UM SIMULADOR DE CHUVA SOBRE
UMA SUPERFÍCIE IMPERMEÁVEL**

POÇOS DE CALDAS/MG

2017

BRUNO OLIVEIRA LIMA

**TRANSPORTE DE MATERIAL DISSOLVIDO PELO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL PRODUZIDO POR UM SIMULADOR DE CHUVA SOBRE
UMA SUPERFÍCIE IMPERMEÁVEL**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas, *campus* Poços de Caldas. Área de concentração: Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Silveira

Co-Orientador: Prof. Dr. Jorge M. G. P. Isidoro

POÇOS DE CALDAS/MG

2017

L732t Lima, Bruno Oliveira.

Transporte de material dissolvido pelo escoamento superficial produzido por um simulador de chuva sobre uma superfície impermeável / Bruno Oliveira Lima. – Poços de Caldas, 2017. 69 f. –

Orientador: Alexandre Silveira.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, MG, 2017. Bibliografia.

1. Engenharia sanitária. 2. Recursos hídricos. 3. Modelagem física. 4. Chuvas – Métodos de simulação. I. Silveira, Alexandre. II. Título.

CDD: 628.1

BRUNO OLIVEIRA LIMA

**INFLUÊNCIA DA DENSIDADE DA OCUPAÇÃO URBANA NO TRANSPORTE
DE POLUENTES DISSOLVIDOS PELO ESCOAMENTO SUPERFICIAL
PRODUZIDO POR UM SIMULADOR DE CHUVA SOBRE UMA SUPERFÍCIE
IMPERMEÁVEL**

A banca examinadora abaixo-assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciência e Engenharia Ambiental, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas.

Área de Concentração: Ciência e Engenharia Ambiental.

Aprovado em: 26 de junho de 2017.

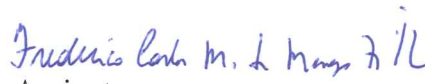
Prof Dr. Alexandre Silveira

Instituição: UNIFAL-MG


Assinatura

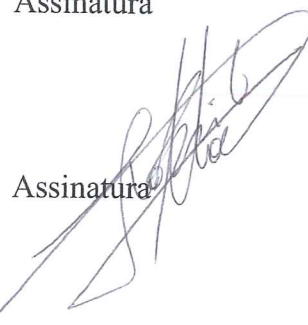
Prof Dr. Frederico Carlos Martins de Menezes Filho

Instituição: UFV


Assinatura

Prof Dr. Rafael Brito de Moura

Instituição: UNIFAL-MG


Assinatura

Dedico, com especial carinho, ao meu pai Enio e à minha mãe Ezi, que nem por um segundo deixaram de me incentivar e acreditar no meu potencial.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, professor Alexandre Silveira, pela paciência, persistência e motivação.

Ao professor Jorge Isidoro, agradeço o incentivo e os diversos conselhos e que, mesmo de longe, sempre se mostrou acessível.

À minha família, sou grato sempre pelo amor e apoio incondicional.

Aos amigos que aqui fiz e que ficarão por toda a vida, agradeço pelos momentos de recarga de energia e distração.

À Gabisela, que sem sombra de dúvidas, foi minha maior incentivadora, sempre presente nos momentos marcantes desta conquista.

À Débora, pelo auxílio em todos os momentos que precisei, seja em casa, seja na universidade. Sempre presente. Muito obrigado.

Aos técnicos do laboratório de Engenharias, especialmente ao Marcel e ao Guilherme, pela paciência, pelo companheirismo e pela imensa ajuda.

E agradeço a todos que de alguma forma me acompanharam nessa jornada.

RESUMO

O crescimento populacional e, em consequência, das cidades demandam uma maior atenção à gestão das águas urbanas. O aumento das áreas urbanas e impermeáveis e sua relação com o transporte de material solúvel devem ser estudados a fim de trazer esclarecimentos quanto ao melhor planejamento a ser utilizado pelo poder público. Objetivou-se, com este trabalho, estudar a influência da densidade de ocupação no transporte de um material solúvel (com o objetivo de simular um poluente dissolvido) e no escoamento superficial urbano, utilizando um modelo em escala reduzida. Um simulador de chuva com intensidade de $43\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ sobre uma superfície impermeável com blocos dispersos, simulando uma ocupação urbana, foi utilizado na montagem experimental. Foram obtidos hidrogramas de diferentes cenários com o objetivo de analisar se a presença de blocos influencia no escoamento superficial e no transporte de material solúvel. Para avaliar a influência da densidade de ocupação urbana no transporte de poluentes foram levantados polutogramas dos diferentes cenários, variando a posição do poluente na área e a densidade de ocupação. Foi proposto o uso de um delineamento experimental denominado Central Composto Rotacional (DCCR), que analisou cinco variáveis dependentes (tempo inicial e final do transporte, tempo em que foi atingido o pico do polutograma, valor desse pico e massa transportada) em função das variáveis independentes: posição do poluente em relação ao exutório e densidade de ocupação da superfície impermeável. Analisando-se os dados, percebeu-se que todas as variáveis dependentes são influenciadas pelo efeito linear da posição do poluente. O efeito quadrático é relevante para o modelo de todas as variáveis, exceto o tempo final. O efeito linear da densidade mostrou-se influente para o tempo de pico, o valor deste e a massa transportada. Já o efeito quadrático da densidade só se mostrou relevante para o tempo inicial de transporte. Da mesma forma, a interação entre as variáveis independentes só foi relevante para o tempo de pico. Foi possível concluir, então, que a posição do poluente influencia todas as variáveis analisadas, porém a densidade de ocupação não influenciou o tempo final de transporte. Concluiu-se, ainda, que a presença de blocos influencia o tempo de início do hidrograma, porém a densidade de ocupação não se mostrou significativa para as densidades investigadas.

Palavras-chave: Simulador de chuva de larga escala. Transporte de material dissolvido. DCCR. Modelagem física.

ABSTRACT

The population growth demands greater attention to urban water management. The increase of impermeable areas and their relation with the transport of soluble material must be studied in order to bring clarification and help the authorities to planning actions to ensure the population's safety. The objective of this work was to study the influence of occupancy density on the transportation of a soluble material (in order to simulate a dissolved pollutant) and urban surface runoff, using physical modeling. A rainfall simulator was used, with an intensity of $43\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Hydrographs of the different scenarios were used to analyze if the presence of blocks has influence on the surface runoff. In order to evaluate the influence of the density of urban occupation in the transport of pollutants, the pollutants of the different scenarios were made, varying the position of the pollutant in the area and the density of occupation. It was proposed the use of a Rotational Compound Central Design (CCRD), which analyzed five dependent variables (initial and final transportation time, time at which the peak of the pollutogram was reached, value of this peak and the total mass transported). Working on the data, it was noticed that all the dependent variables are influenced by the linear effect of the position of the pollutant. The quadratic effect is relevant for the model of all variables except the final time. The linear effect of the density was influential for the peak time, the value of this and the mass transported. The quadratic effect of density was only relevant for the initial transport time. The interaction between the independent variables was only relevant for the peak time. It was possible to conclude that the pollutant position was relevant for all variables analyzed, but the occupation density did not influence the final transport time. It was also concluded that the presence of blocks has influences on the beginning of the hydrograph, but the occupation density was not relevant for the densities evaluated.

Keywords: Large-Scale Rainfall Simulator. Transportation of dissolved material. CCRD. Physical modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo hidrológico.....	14
Figura 2 – Divisores de uma bacia hidrográfica com base nos divisores topográficos de água.	15
Figura 3 – Fluxograma das etapas do projeto	27
Figura 4 – Simulador de chuva. a) Vista externa da estrutura que cobre e cerca o simulador de chuva e a bacia experimental. b) Vista interna do aparato	28
Figura 5 – Representação esquemática do simulador de chuva e o sistema hidráulico	29
Figura 6 – Configuração dos doze ensaios propostos pelo delineamento experimental, variando a posição do poluente e a densidade de ocupação	32
Figura 7 – Disposição dos blocos sobre a superfície impermeável, de acordo com a densidade de ocupação	34
Figura 8 – Exemplos de experimentos. a) Ensaio com 80 blocos (12,8%); b) Ensaio com 160 blocos (25,6%)	35
Figura 9 – Disposição do poluente na superfície experimental em relação ao exutório	37
Figura 10 – Curva de calibração - condutividade elétrica e concentração de sólidos totais dissolvidos	37
Figura 11 – Distribuição espacial da intensidade da precipitação, obtida pelo <i>software</i> Surfer, em mm.h ⁻¹	39
Figura 12 – Hidrogramas referente a uma precipitação de 4 minutos para diferentes densidades de ocupação da superfície experimental	41
Figura 13 – Relação entre os volumes de água escoados para as diferentes densidades de ocupação	41
Figura 14 – Superfície de resposta para o T _i (s), relacionando com a posição do sal (m), a densidade de ocupação (%)	44
Figura 15 – Valores experimentais do T _i em função dos valores previstos pelo modelo ajustado	44

Figura 16 – Superfície de resposta para o parâmetro T_f (s) relacionando com a posição do sal (m).....	46
Figura 17 – Valores experimentais do T_f em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.....	46
Figura 18 – Superfície de resposta para o T_p (s), relacionando com a posição do sal (m), a densidade de ocupação (%).....	48
Figura 19 – Valores experimentais do T_p em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.....	48
Figura 20 – Superfície de resposta referente ao maior valor de pico obtido ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) variando-se a posição do poluente (m) e a densidade de ocupação (%).....	50
Figura 21 – Valores experimentais do Pico em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.....	50
Figura 22 – Superfície de resposta para o total de poluente transportado (g) em função da densidade de ocupação (%) e posição do poluente (m).....	52
Figura 23 – Valores experimentais da Massa em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.....	52
Figura 24 – Polutograma para um cenário sem blocos, comparando as diferentes posições do poluente.....	53
Figura 25 – Polutograma de uma mesma posição de NaCl (a mais afastada do exutório), variando a densidade de ocupação da área.....	54
Figura 26 – Polutograma do poluente disposto na posição 2 variando a densidade de ocupação da área.....	55
Figura 27 – Polutograma do poluente disposto na posição 3 variando a densidade de ocupação da área.....	55
Figura 28 – Polutograma do poluente disposto na posição 4 variando a densidade de ocupação da área.....	56
Figura 29 – Polutograma do poluente disposto na posição 5, a mais próxima do exutório, variando a densidade de ocupação da área.....	57
Figura 30 – Análise da tendência dos erros para as cinco variáveis dependentes.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplos de fontes dos sedimentos e contaminantes associados às bacias	24
Tabela 2 – Diferentes níveis das variáveis independentes estudadas	31
Tabela 3 – Ensaios propostos de acordo com o DCCR.....	31
Tabela 4 – Código utilizado para as variáveis dependentes	33
Tabela 5 – Ensaios para validação do modelo proposto.....	38
Tabela 6 – Valores encontrados experimentalmente para os ensaios propostos	42
Tabela 7 – Coeficientes de regressão para a resposta T_i	43
Tabela 8 – Coeficientes de regressão para a resposta T_f	45
Tabela 9 – Coeficientes de regressão para a resposta T_p	47
Tabela 10 – Coeficientes de regressão para a resposta Pico.....	49
Tabela 11 – Coeficientes de regressão para a resposta Massa	51
Tabela 12 – Valores encontrados experimentalmente e os valores previstos pelo modelo estatístico proposto.....	58
Tabela 13 – Erros encontrados entre o valor previsto pelo modelo e o valor obtido experimentalmente	60

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS.....	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 BACIA HIDROGRÁFICA	14
3.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	16
3.3 EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NO CICLO HIDROLÓGICO	18
3.4 SIMULADORES DE CHUVA.....	20
3.5 TRANSPORTE DE POLUENTES DISSOLVIDOS E SEDIMENTOS.....	23
4 METODOLOGIA.....	27
4.1 SIMULADOR DE CHUVA.....	27
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SIMULADOR DE CHUVA.....	29
4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	30
4.4 CONFIGURAÇÃO DOS ENSAIOS.....	34
4.5 OBTENÇÃO DOS HIDROGRAMAS.....	35
4.6 POLUTOGRAMAS.....	36
4.7 VALIDAÇÃO DO MODELO.....	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
5.1 COEFICIENTE DE UNIFORMIDADE	39
5.2 HIDROGRAMAS.....	40
5.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	42
5.3.1 ANÁLISE DO T_I.....	43
5.3.2 ANÁLISE DO T_F	45
5.3.3 ANÁLISE DO T_P	46
5.3.4 ANÁLISE DO PICO	49
5.3.5 ANÁLISE DA MASSA	51
5.4 POLUTOGRAMAS.....	53
5.5 VALIDAÇÃO DO MODELO.....	59
6 CONCLUSÕES	62
REFERÊNCIAS.....	64

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento das cidades, principalmente a partir do século XIX, alinhado a uma ocupação urbana desordenada, os problemas de saneamento e de saúde pública aumentaram significativamente. Neste contexto, considera-se de suma importância que a gestão das águas urbanas seja considerada como elemento de projeto urbanístico, o que permite mitigar alguns impactos ambientais. Jacobson (2011) destacou, dentre os impactos ambientais advindos da urbanização, as mudanças na qualidade e quantidade de escoamento superficial; o aumento da produção de material sólido; e ainda a possível alteração química (pH) e física (cor, turbidez) dos corpos hídricos.

Um sistema adequado de drenagem urbana pode reduzir gastos com manutenção de vias públicas, diminuir a perda de vidas humanas, reduzir a proliferação de doenças transmitidas pela água, evitar possíveis enchentes e desabamentos, entre outros problemas que são causados pelo aumento das áreas impermeáveis e do número de edificações.

O crescimento das áreas urbanas faz com que aumente o número de veículos utilizados, loteamentos novos, entre outras potenciais fontes de poluentes nos grandes centros. O entendimento detalhado do processo de acúmulo e transporte de poluentes urbanos é essencial para a correta tomada de decisões quanto ao gerenciamento urbano, para minimizar impactos indesejados. Outro ponto importante é a densidade de ocupação urbana, pois uma área com um maior número de prédios, ruas pavimentadas e áreas impermeáveis pode gerar mais poluentes e alterar a qualidade e a quantidade do escoamento das águas urbanas.

Para uma bacia urbana, existem dificuldades para se realizar o monitoramento de impactos relacionados ao escoamento superficial em escala real, como por exemplo dificuldade operacional e impossibilidade de se controlar variáveis inerentes ao processo, tais como o tamanho da área de controle e a ocorrência ou não da precipitação. Entre as alternativas estão o uso de modelagem computacional e/ou modelos físicos reduzidos.

Uma das ferramentas utilizadas para estudos de escoamento superficial é o modelo físico (SILVEIRA et al., 2016; FELICE, 2017). Modelos físicos em escala reduzida podem proporcionar dados quantitativos precisos, mesmo utilizando modelos simplificados. Outra vantagem importante é que este tipo de modelo possibilita, pela troca de componentes, comparações entre diferentes situações, como diferentes intensidades de chuva. É válido ainda ressaltar a sua característica didática, podendo ser utilizado como ferramenta para demonstrar diferentes fenômenos físicos. A modelagem física, então, pode ser utilizada em diferentes áreas, como engenharia estrutural (MELO, 2011), arquitetura (PEREIRA et al., 2012), hidráulica (REIS, 2015), entre outras.

São muitas as dificuldades para se trabalhar em campo os efeitos da urbanização sob a ótica da precipitação e suas implicações. Por conta disso, novos estudos passaram a utilizar simuladores de chuva em modelos físicos. Os simuladores são importantes pois permitem aumentar o controle experimental sobre as variáveis associadas à precipitação natural, como intensidade e duração da chuva. Encontram-se na literatura diversas configurações de simuladores que visam atender o objetivo dos experimentos propostos. Os simuladores podem variar o número de bocais, se são portáteis ou não e, ainda, o tamanho da área de controle. No caso deste estudo, o simulador de chuva é considerado de larga escala, devido ao seu tamanho (100m^2), e aliado ao uso de um modelo físico para simular uma bacia urbana impermeável se torna, até então, inédito no meio acadêmico.

Diante do exposto, objetiva-se com este estudo avaliar a influência da densidade das edificações no escoamento superficial em áreas urbanas e simular o transporte de material dissolvido, utilizando a modelagem física, associada ao uso de um simulador de chuvas.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é investigar a influência da densidade de ocupação no transporte de material solúvel e no escoamento superficial urbano, utilizando a modelagem física.

Os objetivos específicos são apresentados a seguir:

- a) Analisar se a posição do material na área estudada influencia no transporte do mesmo.
- b) Avaliar se a densidade de ocupação interfere no transporte de um material solúvel em uma área impermeável.
- c) Investigar se a presença de prédios influencia o hidrograma.
- d) Determinar se o uso do delineamento experimental proposto é adequado ao tipo de experimento realizado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 BACIA HIDROGRÁFICA

O estudo do ciclo hidrológico é dividido em diversas fases, como precipitação, infiltração, escoamento superficial, entre outros (Figura 1). Pode ser estudado em diversas escalas, como para todo o ecossistema da Terra ou apenas um pequeno jardim em casa. No entanto, quanto maior a área, mais difícil o controle deste balanço. Segundo Silveira (2001) utilizam-se as bacias hidrográficas (BH) como o elemento fundamental de análise do ciclo, pois a bacia pode ser considerada um sistema físico, sujeito a entradas de água, por meio da precipitação, que através do escoamento e evapotranspiração geram saídas de água.

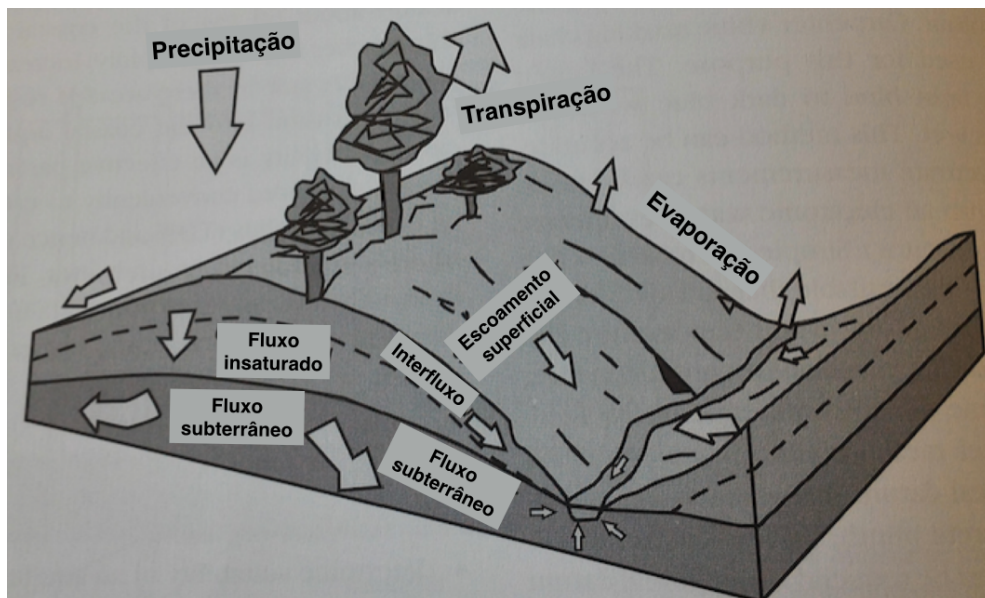


Figura 1 – Ciclo hidrológico.
Fonte: Adaptado de Gupta (2011).

Para Dingman (2002) bacia hidrográfica é definida como a área que, com base na topografia, contribui com toda a água que passa por uma dada seção do canal. Uma bacia hidrográfica não possui um tamanho padrão, podendo ser dividida em sub-bacias e cada uma destas podem ser consideradas uma bacia por si só (COLLISCHONN; TASSI, 2008). Sua área é estimada a partir

da delimitação dos divisores da bacia em um mapa topográfico, conforme a Figura 2.

Geralmente a área é definida em função do tipo de estudo ou trabalho que se pretende realizar. Por exemplo, para estudos em bacias urbanas, é considerada uma bacia pequena aquelas cuja área de drenagem seja inferior a 2,5 km² ou com tempo de concentração inferior a 1 hora. Já bacias de médio porte podem chegar a 1000 km² de área e 12 horas de tempo de concentração. Esta classificação é importante para escolher o método mais apropriado para o cálculo das vazões de cheia, podendo ser o método racional para pequenas bacias ou a teoria do hidrograma unitário aplicável a bacias médias (PORTO et al., 2001).

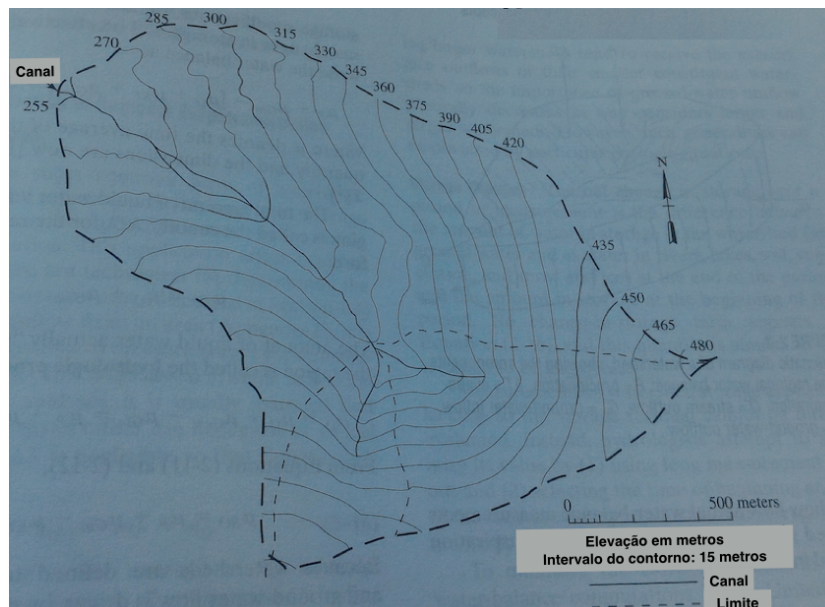


Figura 2 – Divisores de uma bacia hidrográfica com base nos divisores topográficos de água.

Fonte: Adaptado de Dingman (2002).

Uma variável importante no estudo das bacias é o comprimento da linha de drenagem principal (L), pois está relacionado ao tempo de concentração da bacia, que é o tempo que uma gota de água de chuva demora para percorrer toda a bacia e chegar ao seu exutório. Este tempo (T_c , em minutos), para bacias urbanas, é influenciado pelo comprimento do coletor pluvial ou canal principal, em km, e a declividade média, adimensional, ao longo do talvegue (S), conforme pode ser visto na equação de Carter (equação 1) (SILVEIRA, 2005).

$$T_c = 0,0977L^{0,6}S^{-0,3} \quad (1)$$

Muitas são as características que podem ser estudadas em uma bacia hidrográfica, por isso em 1964 foi publicado uma pesquisa, por um órgão americano (USBR – US Department of Interior, Bureau of Reclamation), sobre 32 bacias localizadas na Etiópia. O objetivo era identificar quais variáveis influenciavam o regime hidrológico local, como por exemplo: uso do solo; tipo do solo; topografia; etc. Gebrehiwot et al. (2011) então analisaram este estudo e publicaram um novo identificando as variáveis que são mais suscetíveis ao gerenciamento público a fim de desenvolver e assegurar que haja água em períodos de seca. Concluíram que o uso do solo é de extrema importância para evitar a redução dos recursos hídricos e que este estudo pode ser utilizado em bacias semelhantes que não possuem dados de precipitação e vazão, por exemplo.

3.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial é, segundo Gupta (2011), a parcela de água que não é totalmente absorvida pelo solo e se desloca na superfície da bacia hidrográfica. Durante este processo, o escoamento pode carrear partes do solo, nutrientes e outros materiais como óleos, pesticidas e fertilizantes, que eventualmente alcançam um corpo hídrico.

Se a bacia é rural, com cobertura vegetal, grande parte do escoamento infiltra, porém em bacias urbanas, o escoamento sofre com a interferência humana por meio de superfícies impermeáveis e sistemas de esgotos pluviais (TUCCI, 2001), dificultado em muito a infiltração e logo aumentado o escoamento superficial.

O escoamento que ocorre em uma bacia pode ser dividido em quatro componentes, conforme Gupta (2011) lista: (i) escoamento superficial direto, gerado pela chuva excedente que escoam diretamente sobre a superfície; (ii) escoamento sub-superficial, que ocorre numa camada mais próxima da

superfície; (iii) o escoamento subterrâneo; e (iv) a precipitação direta sobre o canal. Geralmente, o escoamento é benéfico, porém sob grande volume de chuva pode levar à ocorrência de enchentes, inundações, podendo causar grande impacto em áreas urbanas, agrícolas e industriais.

Fatores como a intensidade e a duração da precipitação, área, forma, permeabilidade do solo e capacidade de infiltração, e fatores de natureza fisiográficas, influenciam o escoamento superficial (PINTO et al., 1976). Para o estudo do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica, é necessário conhecer algumas grandezas que o caracterizam: vazão do curso d'água principal, o coeficiente de escoamento superficial da bacia; e o tempo de concentração, que já foi definido, para uma bacia urbana, na seção anterior (BARBOSA, 2007).

Para Barbosa (2007), a vazão (ou descarga superficial, Q) representa o volume de água que atravessa certo ponto, na unidade de tempo, podendo ser utilizado como unidades, geralmente, $m^3.s^{-1}$ (para rios) e $L.s^{-1}$ (para pequenos cursos d'água). Já o coeficiente de escoamento superficial (C) é definido por Dingman (2002) como a razão entre o volume escoado superficialmente e o volume de água precipitado, sendo que este depende do tipo de uso de solo da bacia hidrográfica e é adimensional.

Na literatura é possível encontrar diversos trabalhos tratando do aumento do escoamento superficial. Miller et al. (2014), por exemplo, investigaram o que a mudança de uma bacia rural para uma sub-urbana causava no escoamento superficial, também utilizando duas bacias adjacentes como controle. Um dos resultados obtidos foi que a mudança em uma bacia rural, com o aumento da cobertura impermeável, pode ter um impacto maior no pico e duração da vazão do que em uma área urbana já existente e consolidada. Os autores recomendam considerar os sistemas de drenagem e atenuação de enchentes no processo de urbanização de uma bacia.

Enchentes, desabamentos, disseminação de doenças, entre outros problemas, são causados pelo aumento das áreas impermeáveis decorrente da urbanização, como visto anteriormente. Muitos autores buscam soluções e alternativas para diminuir essas ocorrências, já que não é possível eliminá-

las. É o caso dos pesquisadores Mentens et al. (2006), que se questionaram se os chamados telhados verdes são a solução para o problema do escoamento em um século tão “urbanizado”. Para responder a tal pergunta, os autores analisaram 18 publicações sobre o assunto realizadas nos últimos vinte anos. Concluíram que esse tipo de telhado retém mais água no inverno do que no verão e que, se aplicado em 10% dos prédios (em Bruxelas), resultaria em uma redução de 2,7% no escoamento da região. Essa alternativa ocasiona em uma redução no efeito do escoamento, no entanto, segundo os autores, deve ser acompanhada de outras formas de aumento de infiltração ou retenção de água.

Araújo et al. (2000) pesquisaram a utilização de pavimentos permeáveis em áreas urbanas, visando reduzir a vazão drenada superficialmente, bem como aumentar a recarga de água subterrânea. Foram analisados, além do solo compactado, diferentes tipos de pavimentos: impermeáveis, semi-impermeáveis e permeáveis. Os testes foram efetuados utilizando simulações de chuvas, com duração de 10 minutos e intensidade de $111,9 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Os autores concluíram que, em pavimentos impermeáveis, praticamente toda a chuva gera escoamento superficial, valor em média 44% acima do encontrado no solo compactado. No caso do pavimento permeável, praticamente não houve escoamento superficial, demonstrando assim que seu uso em áreas de estacionamento, por exemplo, pode amortecer as cheias nível local.

3.3 EFEITOS DA URBANIZAÇÃO NO CICLO HIDROLÓGICO

A urbanização crescente e a mudança no uso do solo têm trazido enormes implicações na geração de escoamentos superficiais. Segundo Gupta (2011), a urbanização envolve excessivo crescimento das áreas físicas urbanas como resultado de processos migratórios para áreas já consolidadas ou áreas em processo de crescimento. Para Taylor (2007) áreas urbanas são aquelas na qual o ecossistema é significativamente modificado pelos assentamentos humanos (prédios, casas, ruas) e suas atividades associadas (infraestrutura).

Zimmermann et al. (2006) concluíram, em um estudo sobre usos de solos na Amazônia brasileira, que a alteração da cobertura do solo afeta as propriedades hidráulicas do mesmo, ainda que não ocorra a total retirada de vegetação. A troca das florestas primárias por pastagens ou mesmo por plantações de caráter arbóreo acarreta mudanças no comportamento do escoamento. Com esse argumento em destaque, é fácil perceber que a urbanização se constitui em um grande problema, já que com ela a vegetação é substituída por áreas impermeáveis, concreto e outros materiais.

Em uma época em que mais da metade da população mundial mora em áreas urbanas, Kabisch e Haase (2011) estudaram as tendências da urbanização na Europa, considerando duas vertentes: crescimento e declínio de cidades. Concluíram que, a partir de 1991, as pequenas aglomerações estão em declínio, levando a população a buscar por localidades de tamanho médio e grande, que atendam melhor às suas necessidades sociais e econômicas. Essa tendência deve ser considerada no planejamento das cidades, especialmente no que se refere à diminuição das áreas verdes e permeáveis.

Para Milaré (2005), o grande problema é que há um elevado índice de urbanização, porém, inversamente, há um baixíssimo nível de urbanismo. E isto se reflete principalmente no “inchaço” populacional e na falta das estruturas urbanas necessárias, como: moradia; transporte; saneamento básico; entre outras. Segundo Rolim (2006), “a urbanização é o processo da transição de uma sociedade rural para uma outra cada vez mais urbanizada”. Este fenômeno ocorre atualmente com enorme frequência. Cohen et al. (2003) preveem que a população urbana dos países ricos saltará de 75% para 83% entre os anos de 2000 e 2030. Já Tucci (2003) apresenta dados em que a porcentagem de moradores de cidades brasileiras passou de 55 para 76%, desde 1960. Ou seja, aproximadamente 160 milhões de brasileiros vivem nas cidades, ocupando 0,25% do território nacional. Seguindo esta linha, um relatório divulgado pela ONU (2013), mostra que existem atualmente mais de 80 cidades no mundo com população acima de 3 milhões de pessoas. Entre outros inúmeros problemas sociais e econômicos, este crescimento de forma

desordenada causa uma falta de gestão integrada das águas urbanas, ocasionando diversos impactos.

Existem inúmeros estudos sobre os impactos da urbanização em bacias hidrológicas, a resposta destas a eventos de chuvas e as consequências tanto no aumento do escoamento superficial quanto na diminuição do escoamento de base. Sillanpää e Koivusalo (2014), por exemplo, observaram as mudanças hidrológicas de uma pequena bacia urbana durante cinco anos ao longo do seu processo de urbanização enquanto monitoravam outras bacias que permaneceram em estado praticamente natural (bacias de controle). Essas bacias de controle foram essenciais para distinguir os impactos hidrológicos causados pela urbanização (mudanças nas características do escoamento), daqueles causados pelas mudanças nas condições meteorológicas (aumento no escoamento devido ao derretimento da neve).

3.4 SIMULADORES DE CHUVA

Para o estudo do escoamento superficial, transporte de poluentes, erosão do solo, entre outros diversos campos, muitas vezes é comum a utilização de modelos físicos ou ferramentas computacionais, visto a dificuldade que pode existir em trabalhar algumas variáveis em campo. Uma ferramenta bastante utilizada, em laboratório ou mesmo em estudos de campo, é o simulador de chuva, que pode auxiliar na obtenção de dados que necessitariam da chuva natural.

O uso do simulador não é um campo de estudo novo e desde 1965 já era estudado por Chery e Donald (1965) que propuseram a configuração de um aparato e o testaram a fim de verificar sua aplicabilidade experimental. Outro exemplo é Imeson (1977) que propôs a utilização de um pequeno simulador de chuva, portátil, para ser usado em terrenos difíceis.

Grierson e Oades (1977), em 1977, já pesquisavam o uso de um simulador de chuvas para trabalhos em erosão do solo e escoamento, sempre buscando por características próximas às da chuva natural. No entanto, são

poucos os trabalhos conhecidos que utilizam esta ferramenta para gerar escoamento em uma área impermeável, simulando bacias urbanas (*e.g.* REIS, 2015). É ainda rara a aplicação de simuladores de precipitação em trabalhos sobre a qualidade da água urbana.

Devido à dificuldade que pode haver em se realizar certos estudos de campo, no qual é necessário levar o equipamento para a realização das atividades, Herngren et al. (2005), sugeriram que o projeto de um simulador de chuva apresentasse algumas características, cabendo a tal aparato: ser portátil, de fácil montagem e operação; possuir a distribuição do tamanho das gotas, a velocidade terminal e a energia cinética similares ao encontrado nas precipitações naturais; e criar intensidades de chuvas adequadas ao propósito do estudo. Para desenvolver um simulador assim caracterizado, os pesquisadores utilizaram três bocais, modelo Veejet 80100, localizados a 2,4 m de altura de uma área de 3 m². Estes autores concluíram que o design adotado superou as dificuldades normalmente encontradas no projeto de um simulador de precipitação para superfícies pavimentadas.

Pérez-Latorre et al. (2010), testaram duas configurações diferentes para simuladores de chuva. A primeira constituía-se de um bocal (*full cone jet*), situado a 2 m de altura. Para obter uma precipitação variável, uma válvula solenoide, controlada por computador, foi inserida antes do bocal. A segunda configuração possuía três bocais (*plane-jet*), que poderiam ser utilizados simultaneamente ou não, fixados a diferentes alturas (1,0; 1,2; e 1,4 m), e um manômetro para o controle da pressão da água. O objetivo deste trabalho era indicar qual o método mais adequado para o estudo de escoamento superficial. Para tal, foram realizados alguns testes quanto à intensidade da precipitação, ao tamanho da gota e à energia cinética. Concluiu-se que os dois simuladores proveram razoáveis intensidades de precipitação, considerando o local do estudo (Mediterrâneo). O simulador 2 apresentou resultados mais realistas para o clima local, sendo mais simples de operar e mais barato que a primeira configuração.

Dependendo da área de estudo e das variáveis desejadas, o simulador possui diferentes configurações. Sousa e Siqueira (2011) tinham como objetivo desenvolver e calibrar um simulador de chuva para pesquisas em hidrologia

urbana. Chegaram à conclusão que um aparato de 2,8 m de altura, com dois bocais sobre uma área total de 3 m², era o mais ideal para se obter resultados de precipitação perto do natural.

No caso do estudo de erosão, Abudi et al. (2012) buscaram encontrar um aparato portátil para ser usado em campo. A área ideal encontrada foi de pelo menos 1 m², e o bocal deveria estar a 2 m acima do solo. Outra configuração, utilizada por Corona et al. (2013), propõe o uso de um sistema com quatro linhas de 11 ou 12 bocais comuns, montados em uma estrutura de 4 por 4 m por 2 m de altura. O simulador foi testado com duas configurações diferentes: 46 e 24 bocais. Foram realizadas três experiências, variando a intensidade da precipitação e as misturas iniciais de solo, obtendo-se com isso diferentes resultados quanto ao escoamento superficial. Concluiu-se que o simulador de precipitação proposto permite gerar chuvas realísticas tanto para altas intensidades de precipitação, quanto para baixas. O *design* escolhido privilegia o seu uso em campo, devido à leveza e facilidade de operação, reproduzindo adequadamente escoamento superficial e infiltração sobre diferentes intensidades de precipitação.

No caso de experimentos sobre erosão no solo, Iserloh et al. (2012) desenvolveram um simulador de chuva pequeno e portátil, de fácil utilização. Este simulador possui um design compacto, leve e com baixo consumo de energia e água. O bocal escolhido, devido a características como capacidade de gerar uma chuva de intensidade de 40 mm·h⁻¹ em uma área de 0,3 m² e um baixo consumo de água, está localizado a 2 m acima do solo e possui aceitáveis padrões de tamanho de gota e distribuição espacial da precipitação.

Outro trabalho importante foi realizado por Aksoy et al. (2012) e tinha como objetivo projetar um simulador de chuva que poderia ser utilizado, em escala laboratorial, em estudos de escoamento e transporte de sedimentos sob uma calha bidimensional. Esta calha, de 650 cm de comprimento, 136 cm de largura e 17 cm de profundidade, poderia alcançar uma inclinação de até 20%, tanto transversal quanto longitudinalmente. A função desta calha era apontar de qual forma era dado o escoamento, formando ou não sulcos na parcela de solo ali contido. Os autores concluíram que os objetivos almejados foram alcançados, já que o simulador de chuva desenvolvido apresentou

características similares às chuvas naturais, podendo reproduzir o mesmo evento diversas vezes. Tal reprodutibilidade facilita, ainda, a utilização do simulador em estudos sobre mecanismos de transportes de sedimentos.

A maioria das pesquisas assume que tempestades chegam instantaneamente sobre a área urbana de drenagem e permanecem estacionárias. Lima e Singh (2003) perceberam que chuvas geradas por tempestades em movimento são mais difíceis de serem trabalhadas. Destarte, o principal objetivo do trabalho realizado por eles era criar um simulador de chuva que retratasse este movimento, principalmente em relação à geração de escoamento superficial, que é afetado pela tempestade. Os resultados indicaram consideráveis diferenças no volume escoado, no pico de vazão e no formato do hidrograma, para diferentes movimentos da tempestade, concluindo que pode haver distintas respostas hidrológicas em uma mesma área.

3.5 TRANSPORTE DE POLUENTES DISSOLVIDOS E SEDIMENTOS

A urbanização é responsável por grandes transformações na bacia hidrográfica, seja pelo aumento das áreas impermeáveis como rodovias, telhados, estacionamentos; seja pelo aumento na quantidade de resíduos sólidos, sedimentos e poluentes que são criados e lançados aos corpos d'água e à rede de drenagem urbana.

O transporte de sedimentos através de uma bacia urbana é complexo e com pouco entendimento ainda sobre o caminho que esses poluentes tomam a partir da sua fonte até os corpos hídricos receptores. Como em outros sistemas aquáticos, este transporte se dá pela ação da água, pela conexão da parte terrestre do sistema urbano com a rede de canais (TAYLOR; OWENS, 2009). As fontes desses sedimentos e poluentes são as mais diversas, como pode ser visto na Tabela 1.

Segundo Poletto e Merten (2007), em áreas urbanas com uma infraestrutura mais limitada é possível perceber que os impactos aos recursos

hídricos são mais graves, especialmente pela falta de coleta de resíduos sólidos, tratamento de efluentes e falta de pavimentação nas ruas.

Tabela 1 – Exemplos de fontes dos sedimentos e contaminantes associados às bacias.

Material	Fontes
Sedimentos (orgânicos e inorgânicos)	Erosão a partir do meio rural, florestas, bancos de areia, estradas urbanas e construções, entre outros.
Metais e metalóides (Ag, Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn, As)	Geológicas, minas, indústria, drenagem ácida, tratamento de esgoto e escoamento urbano.
Nutrientes (P, N)	Escoamento urbano e agrícola, tratamento de água e esgoto.
Componentes orgânicos (pesticidas, herbicidas, hidrocarbonetos, dioxinas)	Tratamento de esgoto, indústria e agricultura.
Radionuclídeos (^{137}Cs , ^{129}I , ^{239}Pu , ^{230}Th , ^{99}Tc)	Indústria de energia nuclear, fins militares, geológicos e agricultura (fonte secundária).

Fonte: adaptado de Taylor e Owens, 2009.

O transporte de poluentes por enxurradas é um dos problemas mais significativos em áreas urbanas, trazendo inúmeros impactos na qualidade da água. Por conta disso, a modelagem da qualidade da água de enxurrada tem um importante papel no desenvolvimento de estratégias de gerenciamento, visando estimar e controlar a concentração de poluentes originada. A formação de poluentes é complexa na natureza, sendo influenciada pela precipitação, pelo escoamento, clima, uso do solo e características da superfície.

Egodawatta et al. (2007) trabalham com a problemática do transporte de poluentes em rodovias urbanas, usando como ferramenta um simulador de precipitação, que traz grande flexibilidade e controle de parâmetros fundamentais da precipitação, tais como a intensidade e a duração. Foram

analisadas três diferentes rodovias urbanas, sob diferentes intensidades e durações de chuvas. Concluiu-se que o transporte de poluentes foi influenciado, de forma correlata, pela intensidade e duração da precipitação e pelo volume escoado. A equação de transporte de poluentes usualmente utilizada foi modificada para acrescentar um outro termo: fator capacidade, que varia de 0 a 1. Os resultados dessa pesquisa indicam que eventos de precipitação têm uma capacidade específica de mobilizar poluentes, removendo apenas uma parte deles. Precipitações de até 40 mm.h⁻¹ mobilizam até 50% dos poluentes. Eventos acima de 90 mm.h⁻¹ possuem uma grande capacidade de mobilização de poluentes sólidos.

Revitt et al. (2014) investigaram as fontes e os impactos da poluição proveniente de um estacionamento de carro, que é tipicamente impermeável (concreto, asfalto), possuindo elevado coeficiente de escoamento superficial. Segundo os autores, emissões vindas dos meios de transportes contribuem significativamente para o acúmulo e difusão de poluentes (sólidos, metais, nutrientes e poluentes orgânicos) nas superfícies urbanas, que geralmente são lavadas pela água da chuva e descarregadas nos corpos hídricos.

Em um outro trabalho, Wang et al. (2011) pesquisaram o acúmulo e a remoção de poluentes provenientes de fontes não-pontuais urbanas, na área do condado de Los Angeles, Estados Unidos. Para investigar este fenômeno, eles utilizaram dados coletados durante 3 anos, que analisavam a intensidade da chuva, duração da mesma, sólidos totais, quantidade de Zinco (Zn), Cobre (Cu), Kjeldahl-N (KN), e ainda o número de dias sem evento de precipitação. Aplicaram dois modelos diferentes, um que levava em consideração que havia poluente residual de um evento anterior e um outro modelo que considerava que não havia poluente residual. Concluíram que o acúmulo de poluentes está relacionado ao número de dias que não ocorreu precipitação anteriormente e que os modelos se adequaram melhor para o Cu e Zn. O modelo que considera o poluente residual, para esta área em particular, é mais adequado que o outro, garantido resultados mais próximos à realidade.

Utilizando o software *SWMM*, Zug et al. (1999) estudaram cinco bacias urbanas, localizadas na França, com distintas características (por exemplo, grau de impermeabilidade variando de 22 a 78%; inclinação média da bacia

de 0,36 a 6,5%; etc.). O objetivo era propor a modificação e validação de um modelo proposto inicialmente pelo software relativo ao transporte de poluentes. Concluíram que o novo modelo apresentado é capaz de abranger uma maior faixa de precipitação e consegue ainda reproduzir corretamente os valores de pico do polutograma de sólidos solúveis e prever satisfatoriamente como iniciam e terminam estes polutogramas.

O aumento do número de veículos nas ruas instigou Hong et al. (2016) a investigar a contaminação do escoamento superficial nas rodovias. Para tanto, utilizando o modelo H-R associado ao software *FullSWOF*, realizaram as simulações que foram comparadas aos dados coletados durante cerca de 7 meses de análise de uma avenida localizada perto de Paris. Tinham por objetivo comprovar se o modelo era suficiente para simular o escoamento superficial e o transporte de sólidos solúveis. Concluíram que o uso combinado do modelo com o software proporciona dados bem representativos quanto ao fluxo da água e a qualidade da mesma.

4 METODOLOGIA

Para melhor visualização e entendimento do desenvolvimento da metodologia proposta, foi elaborado o fluxograma (Figura 3) que evidencia resumidamente as etapas executadas.

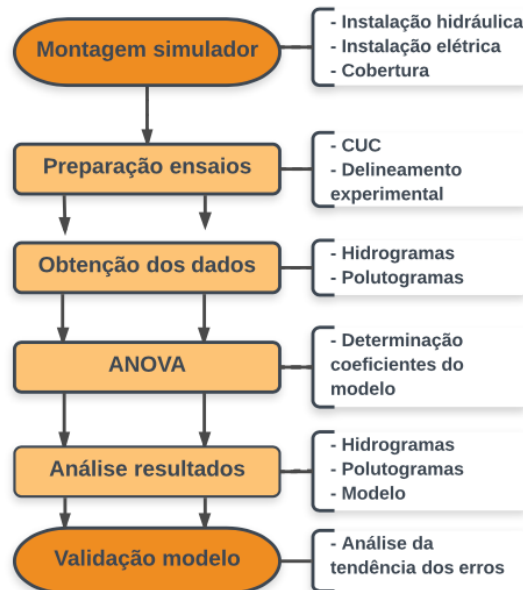


Figura 3 – Fluxograma das etapas do projeto.
Fonte: Do autor.

4.1 SIMULADOR DE CHUVA

Foi utilizado um simulador de chuva sobre uma superfície impermeável, com área de 100 m², inclinação de cada vertente de 2,5% no sentido transversal e de 5,0% no sentido longitudinal. As duas vertentes da superfície são separadas por uma calha metálica para onde converge o escoamento, conferindo um formato de “V” à superfície. A área tem base em concreto e recebeu tratamento especial com aplicação de tinta Epóxi. O aparato é coberto e cercado por uma estrutura de metal e de policarbonato, evitando assim possíveis interferências externas, como ventos e a própria chuva natural. A

Figura 4 mostra a estrutura que protege o simulador de chuva e sua vista interna.

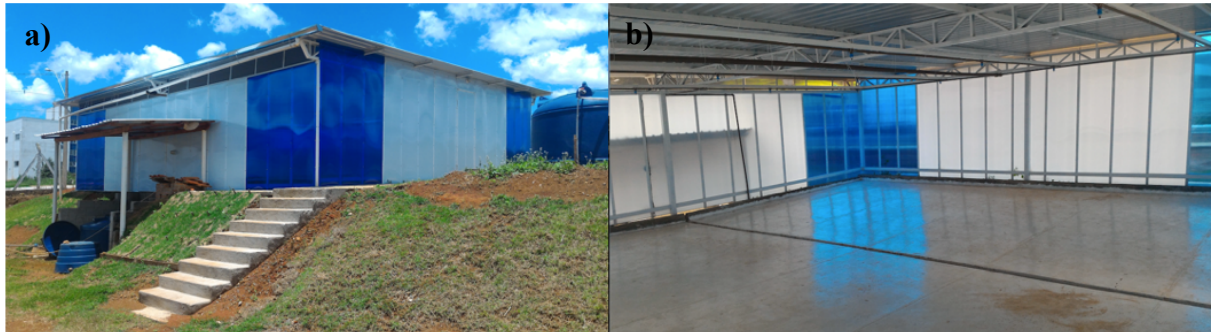


Figura 4 – Simulador de chuva. a) Vista externa da estrutura que cobre e cerca o simulador de chuva e a bacia experimental. b) Vista interna do aparato.

Fonte: Do autor.

O sistema hidráulico do simulador é apresentado na Figura 5. O sistema de alimentação pressuriza 16 bocais (*Spraying System*[®], *FullJet HH-W 1/4*), espaçados de 2,5 em 2,5 m. A água é bombeada do reservatório de alimentação (1) através de uma tubulação com diâmetro de 1”, reduzido para uma tubulação com diâmetro 3/4” onde estão instalados os bocais. Um dreno com diâmetro de 1”, instalado com um registro de esfera no final desta tubulação, permite que a pressão de trabalho (equilíbrio) seja mais rapidamente atingida ao ligar o sistema. Também tem a função de drenar a água presente na tubulação fazendo com que a vazão nos bocais diminua rapidamente ao desligar o sistema.

Após o escoamento pela superfície, a água é recolhida no reservatório de coleta (2) e depois era possível retorná-la ao reservatório de alimentação (sistema fechado), caso fosse necessário. A bomba 1, da marca Eletroplas, modelo ICS:110A, tem potência de 1 cv e a bomba 2, marca Eletroplas, modelo MCSE-200, tem potência de 2 cv. Nas sucções das bombas foram instalados filtros de tela para proteção dos bocais e das bombas. Antes dos bocais estão instalados: um registro, para o controle da intensidade; um manômetro, para controle da pressão na tubulação; e uma válvula solenóide, para um melhor controle da abertura do fluxo de água que passa pelos bocais.

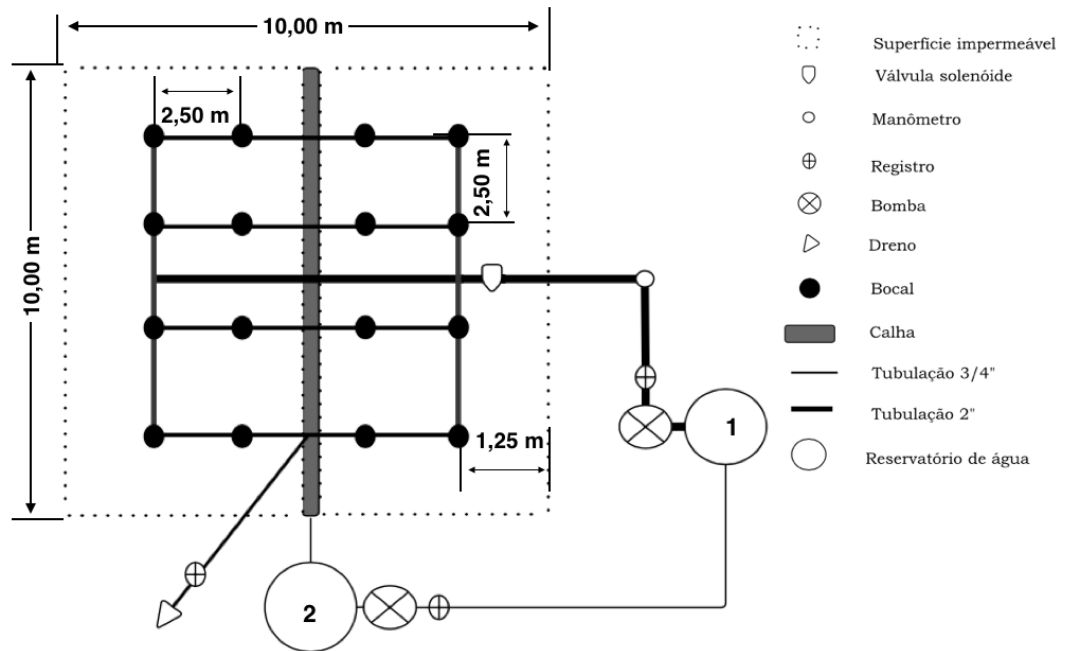


Figura 5 – Representação esquemática do simulador de chuva e o sistema hidráulico. Fonte: Do autor.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SIMULADOR DE CHUVA

Após ser completada toda a montagem elétrica, hidráulica e de infraestrutura do simulador de chuva, foi possível iniciar a caracterização espacial e da intensidade média de precipitação do mesmo. A intensidade média de precipitação, i , e o coeficiente de uniformidade, foram obtidos realizando-se o seguinte experimento: a superfície impermeável, de 100m^2 , foi dividida em 100 quadrados de 1m de lado; no centro de cada um destes quadrados, foi colocado um recipiente de coleta, com a massa conhecida; então, o simulador foi ligado por 10 minutos e após este tempo os recipientes foram secados por fora e pesados novamente. Este procedimento foi realizado três vezes, com uma pressão aferida de 2,05 bar.

Para medir a uniformidade espacial da chuva foi utilizado o Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC). O CUC tem como medida de dispersão o desvio médio (Christiansen, 1941). É calculado em função do número de observações ($n=100$), da altura precipitada no coletor c (x_c), em mm, e a altura média precipitada nos recipientes (\bar{x}), também em mm. O resultado é dado em porcentagem (equação 2).

$$CUC = \left(1 - \frac{\sum_{c=1}^n |x_c - \bar{x}|}{n\bar{x}} \right) \quad (2)$$

A intensidade de precipitação média é dada pelo somatório do volume precipitado obtido em cada recipiente (m^3), dividido pela área da entrada do recipiente (m^2) e pelo tempo do ensaio (h).

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Com o objetivo de se correlacionar diferentes variáveis que podem afetar um experimento, foi utilizado o delineamento experimental Composto Central Rotacional (DCCR) fatorial 2^n , pois permite o ajuste de modelos com várias variáveis (eg. MATTIETTO e MATTA, 2012; CORRÊA et al., 2014). O delineamento auxilia na redução do número de ensaios e permite uma análise estatística mais completa. Neste estudo, foram utilizadas duas variáveis independentes: a densidade de ocupação da superfície impermeável; e a posição do poluente solúvel em relação ao exutório da bacia experimental.

Após a definição das variáveis independentes, o delineamento exige a escolha dos níveis em que essas variáveis serão testadas. Primeiramente foi preciso escolher os pontos -1 e +1. Devido a posição do poluente na superfície, em relação as linhas de blocos, foram escolhidos os valores de 2,1m e 7,9m, respectivamente. Com isso o valor central para esta variável foi de 5m, com uma amplitude de 2,9m. Os blocos utilizados para simular a densidade de ocupação eram de poliestireno expandido de 40 x 40 x 60 cm. No caso da densidade de ocupação, o fator limitante era a malha de linhas e colunas que deveria ser múltipla de 10. Assim, foram escolhidos para os pontos -1 e +1, respectivamente, as densidades de 14,4% (90 blocos) e 24,0% (150 blocos). O referencial 0 (zero), ou seja, o valor central, consistia, então de 19,2% (120 blocos) para a densidade de ocupação, com 4,8% de amplitude de variação (30 blocos). Por fim, calculou-se o valor de α (alfa), que é utilizado para o cálculo dos pontos axiais a serem utilizados no experimento. No caso do DCCR, o α é

calculado de acordo com a equação 3, sendo n o número de variáveis.

$$\alpha = (2^n)^{1/4} = 1,41 \quad (3)$$

O valor encontrado para α , nesse caso, 1,41, é multiplicado pela amplitude escolhida, para a obtenção dos níveis extremos. A Tabela 2 mostra os diferentes níveis codificados para as variáveis independentes: X_1 – posição do poluente em relação ao exutório, em metros; e X_2 – densidade de ocupação da bacia experimental, em porcentagem (%).

Tabela 2 – Diferentes níveis das variáveis independentes estudadas

Variáveis independentes	Código	Níveis codificados das variáveis independentes				
		-1,41	-1	0	+1	+1,41
Posição poluente (m)	X_1	0,9	2,1	5,0	7,9	9,1
Densidade ocupação (%)	X_2	12,8	14,4	19,2	24,0	25,6

Fonte: Do autor.

A Tabela 3 mostra o roteiro de ensaios que serão efetuados, de acordo com o DCCR, para a obtenção de dados mais confiáveis.

Tabela 3 – Ensaios propostos de acordo com o DCCR

Testes	Variáveis independentes			
	Posição do poluente (m)		Número de blocos	
	Valor real	Valor codificado	Valor real	Valor codificado
1	2,1	-1	90	-1
2	7,9	1	90	-1
3	2,1	-1	150	1
4	7,9	1	150	1
5	5,0	0	120	0
6	5,0	0	120	0
7	5,0	0	120	0
8	5,0	0	120	0
9	9,1	-1,41	120	0
10	0,9	-1,41	120	0
11	5,0	0	80	-1,41
12	5,0	0	160	1,41

Fonte: Do autor.

A Figura 6 apresenta as diferentes configurações dos ensaios que foram realizados, com blocos de poliestireno expandido.

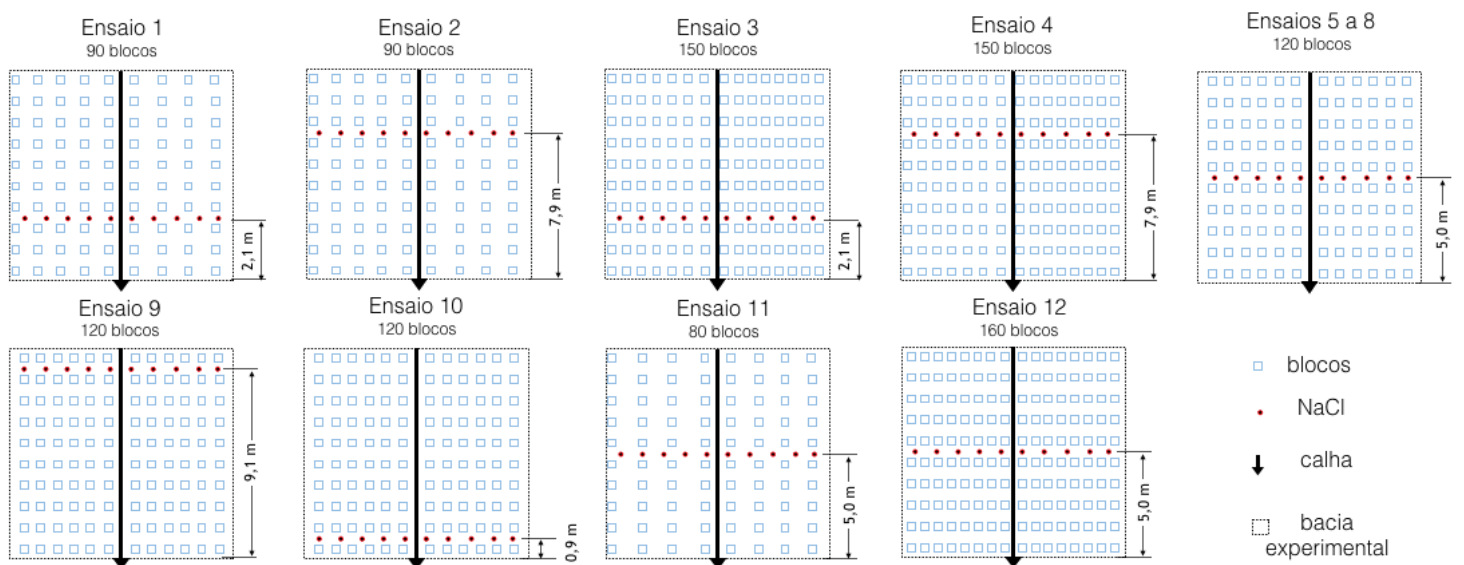


Figura 6 – Configuração dos doze ensaios propostos pelo delineamento experimental, variando a posição do poluente e a densidade de ocupação.

Fonte: Do autor.

Para a análise estatística foi aplicada a Análise de Regressão Múltipla a fim de se estimar os parâmetros do modelo de regressão, que correlaciona as variáveis dependentes e independentes, fornecendo ainda o coeficiente de determinação do modelo (R^2). Segundo Rodrigues e Iemma (2014), o “ R^2 fornece uma medida da proporção da variação explicada pela equação de regressão em relação à variação total das respostas” e varia de 0 a 100%. As variáveis dependentes foram analisadas em um nível de significância de 5% ($p < 0,05$)

A adequação do modelo proposto foi avaliada pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk e o ajuste dos dados experimentais ao modelo foi testado com um nível de significância de 95% (p -valor análise residual $< 0,05$). Valores superiores ao p -valor, indicam que os resíduos seguem uma distribuição normal (GRANATO, 2014).

O teste da falta de ajuste é utilizado para aceitar ou rejeitar a hipótese de que a equação proposta é adequada ou não para descrever os dados. A hipótese é aceita se o p -valor for superior ao nível de significância (RODRIGUES e IEMMA, 2014).

Tabela 4 – Código utilizado para as variáveis dependentes

Variáveis dependentes		
Código	Unidade	Conceito
T _i	(s)	Instante da detecção do poluente no exutório.
T _f	(s)	Instante do último registro do poluente no exutório.
T _p	(s)	Tempo de pico do poluente.
Pico	($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Valor de pico do poluente.
Massa	(g)	Massa total de poluente transportado.

Fonte: Do autor.

Com base nos resultados obtidos pela análise de regressão é possível obter uma função polinomial de segunda ordem, que estabelece o modelo estatístico preditivo das variáveis resposta (Tabela 4). Esta equação (eq. 4) obtém uma resposta (Y) relacionando: o coeficiente relativo à interseção do plano com o eixo resposta (β_0); os coeficientes lineares (β_1 e β_2) relativos a cada variável independente (X_1 e X_2); o coeficiente das variáveis quadráticas dessas variáveis (β_{11} e β_{22}); e ainda o coeficiente de interação entre as variáveis independentes (β_{12}).

$$Y_i = (\beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \beta_{11} \cdot X_1^2 + \beta_{22} \cdot X_2^2 + \beta_{12} \cdot X_1 \cdot X_2) \quad (4)$$

Os valores das variáveis independentes variam de -1,41 a 1,41. O menor valor refere-se à menor posição do poluente na superfície impermeável (0,9m) e à menor densidade de ocupação (12,8%). Analogamente, o maior valor refere-se à maior posição do poluente (9,1m) e à maior densidade (25,6%).

Utiliza-se a equação 5 para transformar os valores pretendidos (V_p) em valores entre -1,41 e 1,41 que podem ser utilizados na equação 4 (X_i), sendo V_0 o valor médio das variáveis independentes e V_A o valor da amplitude da referida variável.

$$X_i = \frac{V_p - V_0}{V_A} \quad (5)$$

4.4 CONFIGURAÇÃO DOS ENSAIOS

Foram utilizadas diferentes configurações de ensaios, relativas à densidade de ocupação da bacia experimental. A primeira configuração, com uma densidade zero (sem nenhum bloco) foi utilizada como cenário controle. Para os ensaios com densidade de ocupação foram utilizados blocos de poliestireno expandido que possuem as seguintes dimensões: 40 x 40 x 60 cm. As densidades utilizadas foram: 12,8% (80 blocos); 14,4% (90 blocos); 19,2% (120 blocos); 24,0% (150 blocos); e 25,6% (160 blocos). Para cada configuração, os blocos foram dispostos pela superfície impermeável de forma equidistante, espaçados igualmente em 10 linhas, variando apenas o número de colunas. A Figura 7 apresenta a disposição dos blocos de acordo com a densidade de ocupação.

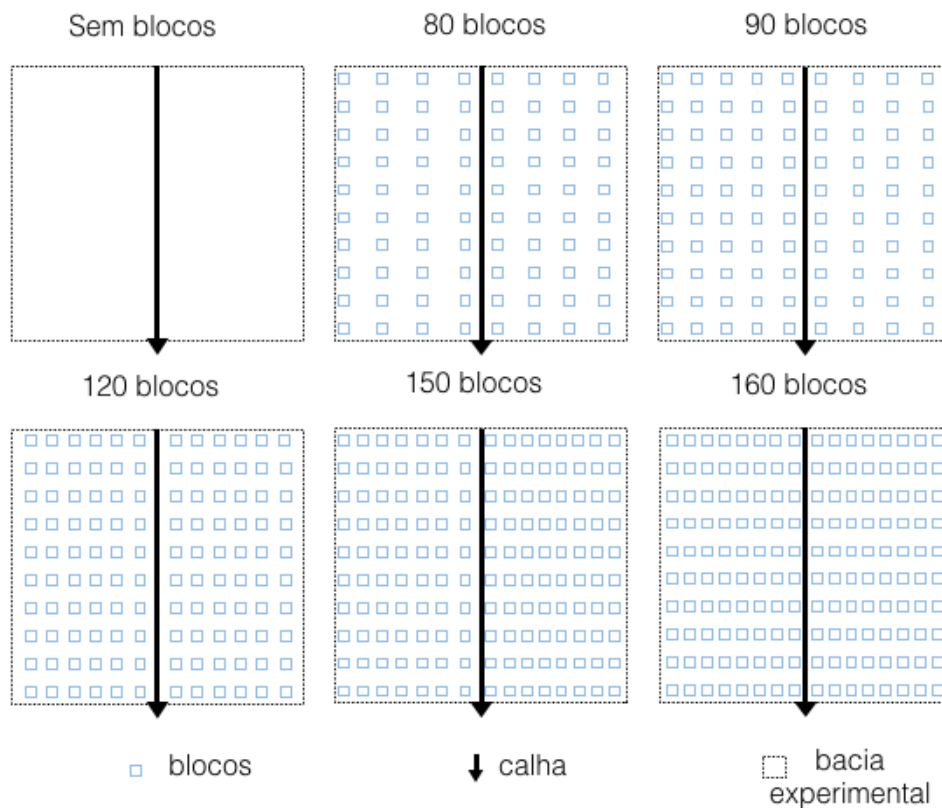


Figura 7 – Disposição dos blocos sobre a superfície impermeável, de acordo com a densidade de ocupação.

Fonte: Do autor.

A Figura 8 mostra os ensaios para os cenários com menos blocos (12,8%) e mais blocos (25,6%).

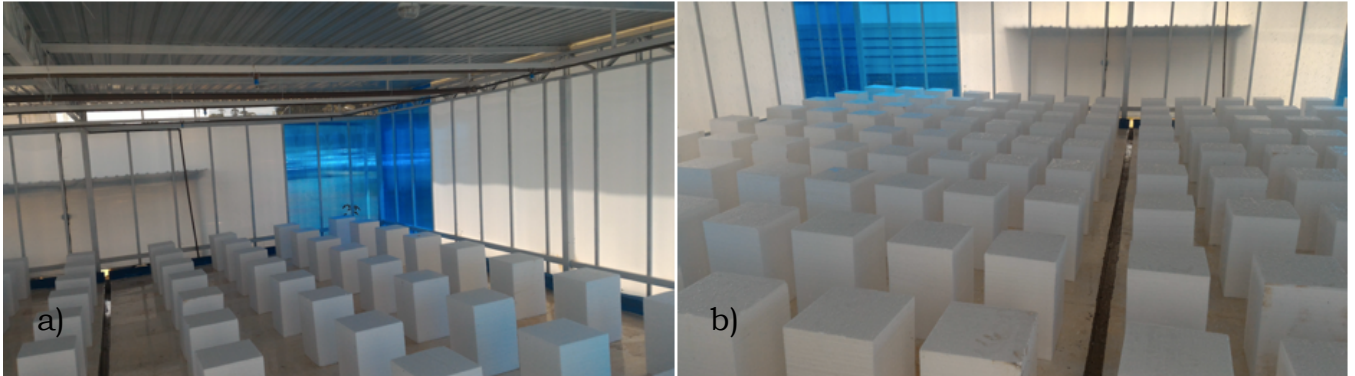


Figura 8 – Exemplos de ensaios. a) Ensaio com 80 blocos (12,8%); b) Ensaio com 160 blocos (25,6%).

Fonte: Do autor.

4.5 OBTENÇÃO DOS HIDROGRAMAS

Os hidrogramas foram obtidos a partir do monitoramento do nível de água do reservatório de coleta, por meio de uma sonda *levellogger* da marca Solinst, *model 3001*, que mede o nível da água em intervalos de 1 segundo. Os hidrogramas foram determinados para uma duração de precipitação de 4 minutos e foram coletados dados durante 10 minutos do escoamento superficial.

A sonda está localizada dentro do reservatório de coleta, em posição diametralmente oposta ao local de entrada da água para minimizar o efeito da turbulência. A partir da variação de nível no reservatório, os volumes afluentes ao reservatório foram calculados em intervalos discretos de 1 segundo, permitindo a obtenção dos hidrogramas.

Devido à alta precisão da sonda, o hidrograma apresenta muitas oscilações (ruídos). Com o objetivo de suavizar os dados, foi proposta a utilização do filtro Savitzky-Golay (SG), que geralmente é aplicado em dados com pequenos ruídos (SAVITZKY e GOLAY, 1964). Este é um filtro digital que se tornou mais popular, especialmente para tratamento de espectros de cromatografia e espectrofotometria, que utiliza um ajuste polinomial, obtido

pelo método dos mínimos quadrados, para calcular a nova média, possibilitando a sua aplicação em dados com picos acentuados (Rodrigues, 2003).

4.6 POLUTOGRAMAS

Para analisar o comportamento do transporte do poluente solúvel em uma superfície impermeável foi realizado um ensaio utilizando cloreto de sódio (NaCl). O sal foi colocado em estufa a 100°C por no mínimo 24 horas antes de serem realizados os experimentos, para que fosse retirada a umidade do mesmo. Na bacia experimental, foram marcados no chão 10 círculos de 6 centímetros de diâmetro, espaçados uniformemente, em cinco linhas diferentes, sempre medidas a partir do exutório: 0,9m; 2,1m; 5m; 7,9m; 9,1m. Esta medida é para tentar garantir ao máximo a repetibilidade do experimento. A Figura 9 mostra a disposição do poluente sobre a superfície impermeável. Em cada círculo foram colocados 2 gramas de sal, totalizando 20 gramas de poluente em cada experimento.

Ao final da calha que leva a água ao reservatório de coleta, foi colocado um condutivímetro, marca Vernier, modelo CON-BTA, que registrou a condutividade da água com intervalo de 1s durante os 4 minutos de precipitação mais 6 minutos para que a toda a água escoe pela bacia. Após os ensaios, essa água era descartada, por conta da concentração de NaCl presente.

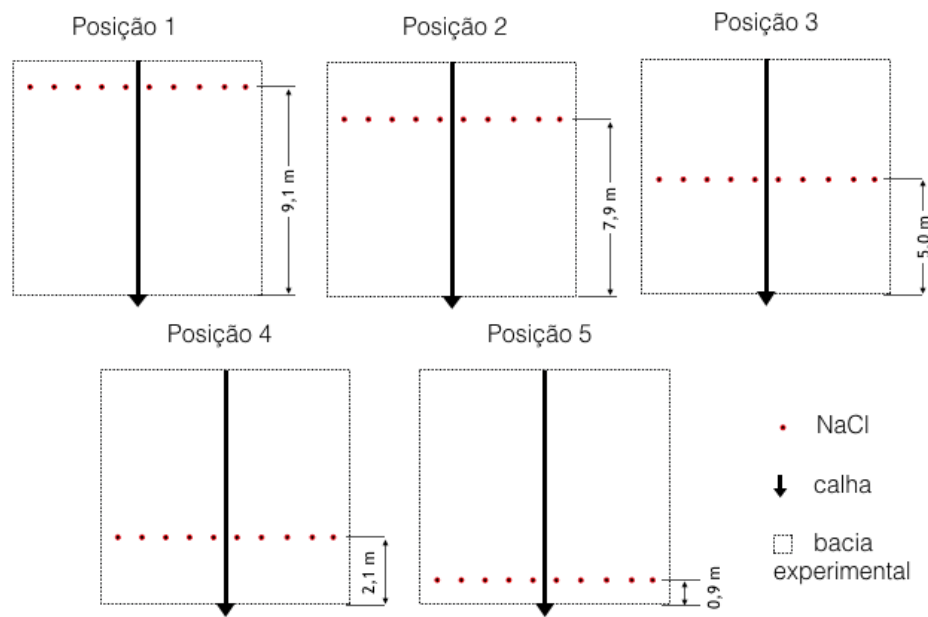


Figura 9 – Disposição do poluente na superfície experimental em relação ao exutório.
Fonte: Do autor.

Para a obtenção da massa total escoada pela superfície impermeável (g), foi utilizado a curva de calibração (Figura 10) proposta por Felice (2017), para converter a condutividade obtida pelo condutivímetro em concentração de sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). O valor da condutividade presente na água de abastecimento do simulador de chuva foi subtraído para o cálculo da massa em cada medida de condutividade.

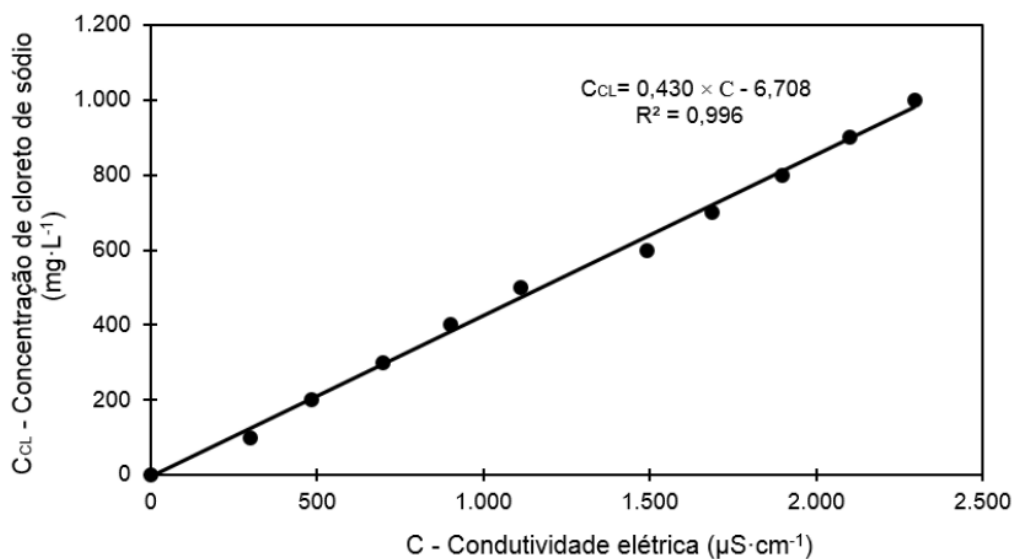


Figura 10 – Curva de calibração - condutividade elétrica e concentração de sólidos totais dissolvidos.

Fonte: Felice, 2017.

4.7 VALIDAÇÃO DO MODELO

O delineamento experimental foi utilizado para a obtenção de um modelo estatístico para as variáveis dependentes de acordo com a posição do poluente na superfície impermeável e a densidade de ocupação da área. Com o intuito de determinar se o delineamento experimental utilizado se mostrou adequado ao tipo de experimento realizado, além dos ensaios propostos pelo delineamento, foram realizados outros ensaios para a validação do modelo, conforme a Tabela 5.

Tabela 5 – Ensaios para validação do modelo proposto

Ensaios	X₁- Posição poluente (m)	X₂ – Densidade de ocupação (%)
1	0,9	12,8
2	2,1	12,8
3	7,9	12,8
4	9,1	12,8
5	0,9	14,4
6	5,0	14,4
7	9,1	14,4
8	2,1	19,2
9	7,9	19,2
10	0,9	24,0
11	5,0	24,0
12	9,1	24,0
13	0,9	25,6
14	2,1	25,6
15	7,9	25,6
16	9,1	25,6

Fonte: Do autor.

Os resultados encontrados nestes ensaios foram então comparados aos obtidos pelas equações que o modelo propôs, a fim de verificar sua aplicabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 COEFICIENTE DE UNIFORMIDADE

A distribuição espacial da intensidade de chuva foi feita por meio do software Surfer e pode ser vista na Figura 11. O coeficiente médio de uniformidade de Christiansen, calculado de acordo com a equação 2, foi de $(64,5 \pm 0,3)\%$. A intensidade média de precipitação do simulador de chuva utilizada nos ensaios foi de $43,4 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ na superfície da bacia.

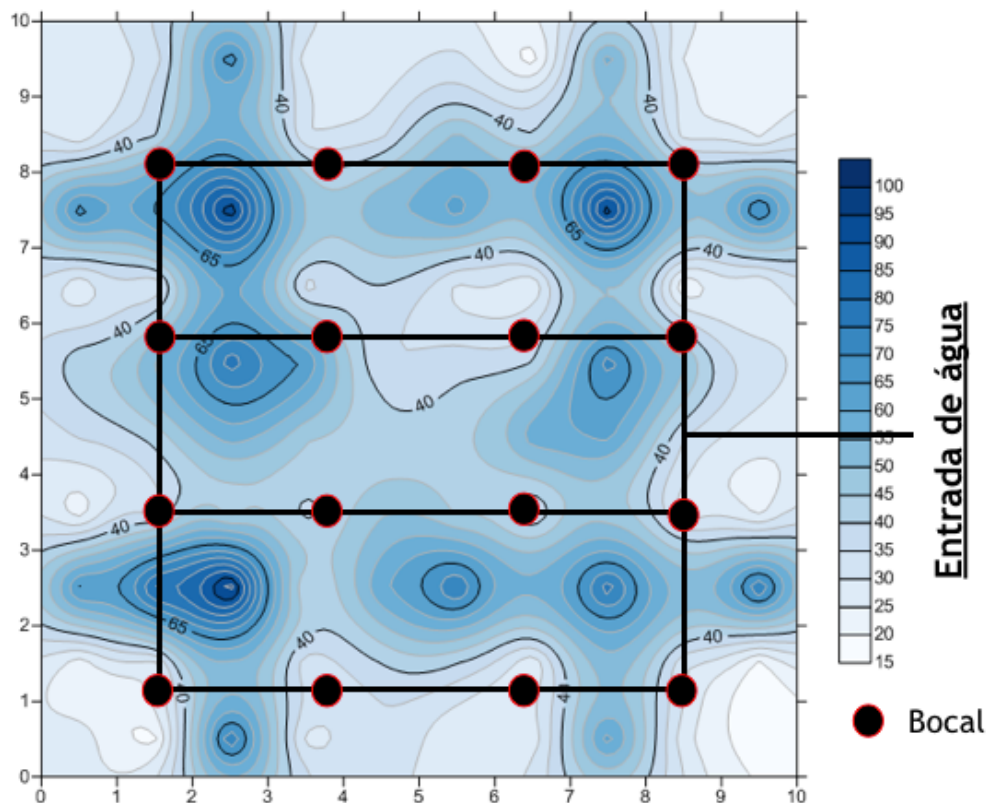


Figura 11 – Distribuição espacial da intensidade da precipitação, obtida pelo *software* Surfer, em $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

Fonte: Do autor.

É possível perceber que na interseção entre as áreas de influência dos bocais há uma maior intensidade de precipitação, com picos de até $100 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Porém, nas áreas que não possuem a influência de mais de um bocal,

nas extremidades, por exemplo, essa intensidade média chega a cerca de $20 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

Segundo Mantovani (2001), valores de CUC entre 60 e 70% são considerados ruins. No entanto, esta classificação é feita para sistemas de irrigação por aspersão convencional e para áreas menores que 100m^2 . Em um experimento similar, com 3 bocais e uma área de 8m^2 , Felice (2017) obteve um CUC de 77,0%.

5.2 HIDROGRAMAS

De acordo com a metodologia proposta, foram realizados testes para a obtenção dos hidrogramas. A Figura 12 apresenta os hidrogramas obtidos experimentalmente para os seis diferentes cenários (sem blocos e com diferentes densidades de blocos, Figura 7). Observa-se que o hidrograma do cenário sem blocos apresentou ascensão e recessão adiantada em relação aos demais cenários, possivelmente porque não havia nenhum objeto para aumentar o tempo de percurso da água que escoava pela superfície impermeável. No entanto, quando as hidrógrafas atingem o patamar, é possível perceber que todas possuem aproximadamente o mesmo valor de pico ($1,2 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$). Ainda de acordo com a Figura 12, percebe-se que o cenário sem blocos tem o menor tempo de escoamento (360s), porém todos os outros cenários (com blocos) apresentaram tempo de escoamento de 380 segundos.

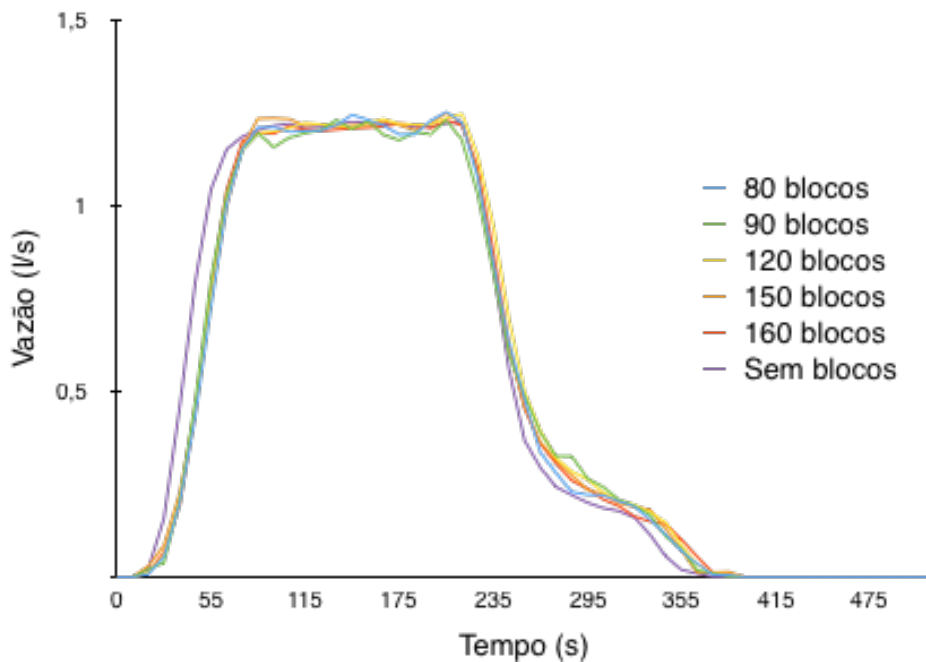


Figura 12 – Hidrogramas referente a uma precipitação de 4 minutos para diferentes densidades de ocupação da superfície experimental.

Fonte: Do autor.

O volume de água escoado durante os experimentos foi calculado integrando-se os hidrogramas e o maior volume (294,7 litros) foi obtido para o cenário sem blocos. A Figura 13 apresenta os volumes escoados em cada cenário adimensionalizados pelo maior volume escoado (sem blocos).

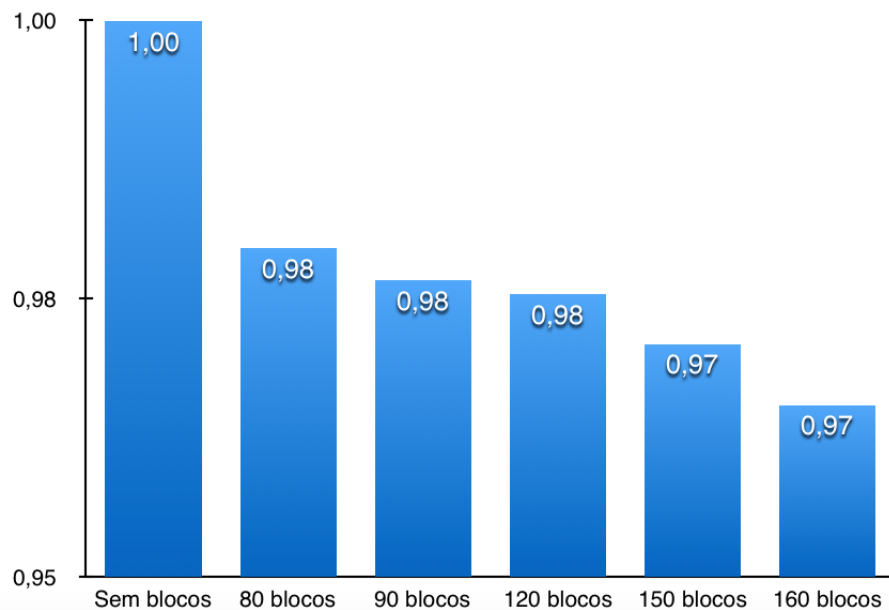


Figura 13 – Relação entre os volumes de água escoados para as diferentes densidades de ocupação.

Fonte: Do autor.

É possível perceber que quantos mais blocos, menor o volume escoado. Isso se deve ao fato de que os blocos dificultam o escoamento, retendo água, portanto, quanto mais blocos, menor o volume escoado. A diferença entre o maior volume coletado (294,7 litros) e o menor (284,5 litros), para 160 blocos, foi de cerca de 10 litros (3,5%).

5.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Conforme apresentado na Tabela 3, foi empregado um DCCR fatorial 2ⁿ com 4 repetições na condição central e 4 ensaios nos pontos axiais, totalizando 12 ensaios. Os dados foram analisados utilizando o software *Protimiza Experimental Design*. A Tabela 6 apresenta os resultados encontrados para as variáveis dependentes de acordo com a posição do poluente na superfície impermeável (X_1) e a densidade de ocupação (X_2), seguindo o delineamento proposto.

Tabela 6 – Valores encontrados experimentalmente para os ensaios propostos

Ensaio	X₁	X₂	T_i (s)	T_f (s)	Massa (g)	Pico ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	T_p (s)
1	2,1	14,4	22,0	183,0	18,8	1415,0	37,0
2	7,9	14,4	56,0	215,0	15,0	409,0	83,0
3	2,1	24,0	16,0	192,0	16,9	964,0	28,0
4	7,9	24,0	64,0	218,0	14,0	391,0	138,0
5	5,0	19,2	41,0	199,0	15,8	740,0	70,0
6	5,0	19,2	42,0	233,0	16,1	675,0	49,0
7	5,0	19,2	38,0	178,0	15,6	646,0	71,0
8	5,0	19,2	36,0	181,0	15,9	690,0	70,0
9	9,1	19,2	80,0	216,0	13,9	296,0	131,0
10	0,9	19,2	30,0	150,0	18,9	1677,0	53,0
11	5,0	12,8	26,0	202,0	17,2	934,0	62,0
12	5,0	25,6	35,0	222,0	14,4	755,0	81,0

Fonte: Do autor.

5.3.1 ANÁLISE DO T_i

O valor de T_i (instante de detecção do poluente no exutório) variou de 16s (ensaio 3) a 80s (ensaio 9), conforme a Tabela 6. Os coeficientes obtidos pela análise de regressão múltipla para a variável dependente T_i estão apresentados na Tabela 7. Foram considerados significativos o fator intersecção com o eixo resposta (β_0), o efeito linear (β_1) e quadrático (β_{11}) da posição do poluente, e o efeito quadrático da densidade de ocupação, sendo que o modelo é capaz de explicar 98% da variabilidade dos dados (R^2). A análise residual e a falta de ajuste ficaram acima de 0,05, sendo aceitas as hipóteses de normalidade e de ajuste dos dados.

Tabela 7 – Coeficientes de regressão para a resposta T_i

Fatores	Coeficiente regressão	Coeficiente reduzido	Erro padrão	t-valor	p-valor	
	β_0	39,25	39,25	1,76	22,3	5,3e-07**
X_1	β_1	19,09	19,09	1,24	15,3	4,8e-06**
	β_{11}	7,06	7,06	1,39	5,08	2,2e-03**
X_2	β_2	1,84	--	1,24	1,48	0,19 ^{n.s.}
	β_{22}	-5,19	-5,19	1,39	-3,73	0,01*
X_1X_2	β_{12}	3,5	--	1,76	1,99	0,09 ^{n.s.}

$R^2 = 0,980$; $R^2_{aj} = 0,963$; p-valor (modelo) = < 5,28e-05;
p-valor (análise residual) = 0,961; p-valor (falta de ajuste) = 0,260

n.s. = não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Fonte: Do autor.

Com base nestes coeficientes obtidos, é possível obter a equação da variável dependente T_i , com formato análogo à equação 4. Para esse parâmetro, o modelo proposto considera a posição do poluente (tanto em seu efeito linear quanto quadrático) e o efeito quadrático da densidade de ocupação. Os valores utilizados na equação 6 são referentes ao coeficiente de regressão reduzido, que é recalculado após excluir os fatores não significativos.

$$Y_{T_i} = (39,25 + 19,09 \cdot X_1 + 7,06 \cdot X_1^2 - 5,19 \cdot X_2^2) \quad (6)$$

A Figura 14 apresenta a superfície resposta para a variável T_i . De acordo com esta figura, a posição do poluente sobre a área de drenagem (X_1) é o que mais influência no parâmetro tempo inicial da detecção do transporte em contraponto à densidade de ocupação. Quanto mais longe do exutório está localizado o NaCl, mais demorada é essa detecção inicial. Observa-se que a influência da densidade no tempo inicial é quadrática, por isso para uma mesma distância, densidades intermediárias possuem um tempo inicial maior.

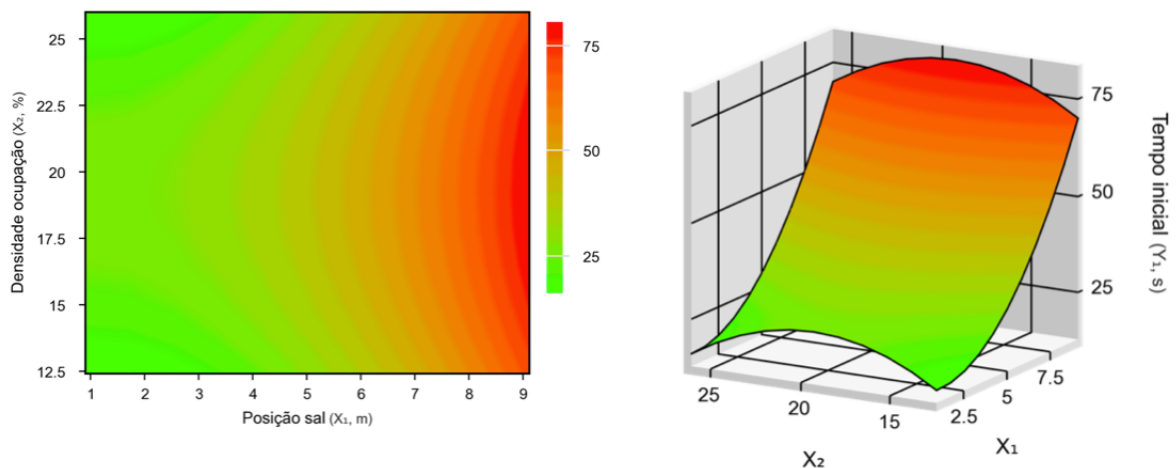


Figura 14 – Superfície de resposta para o T_i (s), relacionando com a posição do sal (m), a densidade de ocupação (%).

Fonte: Do autor.

A Figura 15 representa os resultados experimentais em função dos resultados previstos pelo modelo ajustado.

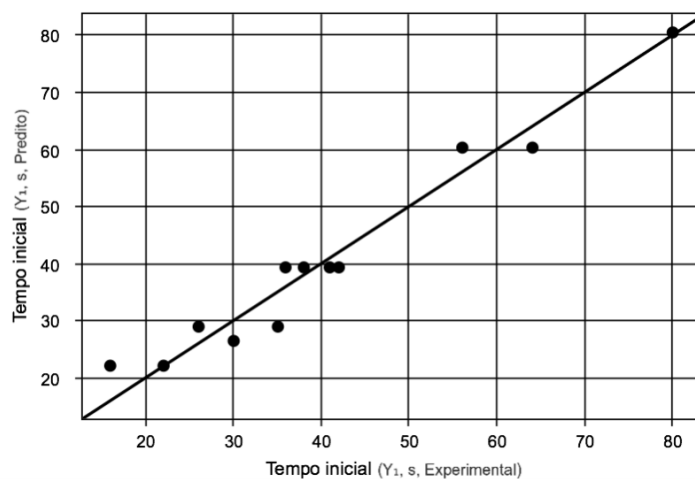


Figura 15 – Valores experimentais do T_i em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.

Fonte: Do autor.

5.3.2 Análise do T_f

Para a variável T_f (instante final do poluente), foi encontrado como único parâmetro relevante, o efeito linear da posição do poluente, com um R^2 de 65%, o menor encontrado entre as variáveis dependentes. A Tabela 8 apresenta os coeficientes de regressão para o T_f .

Tabela 8 – Coeficientes de regressão para a resposta T_f

Fatores	Coeficiente regressão	Coeficiente reduzido	Erro padrão	t-valor	p-valor	
	β_0	197,75	199,08	9,45	20,9	<0,001**
X_1	β_1	18,92	18,92	6,68	2,83	0,03*
	β_{11}	-6,25	--	7,47	-0,84	0,43 n.s.
X_2	β_2	5,04	--	6,68	0,75	0,48 n.s.
	β_{22}	8,25	--	7,47	1,10	0,31 n.s.
X_1X_2	β_{12}	-1,50	--	9,45	-0,16	0,88 n.s.

$R^2 = 0,647$; $R^2_{aj} = 0,352$; p-valor (modelo) = < 0,183;
p-valor (análise residual) = 0,541; p-valor (falta de ajuste) = 0,942

n.s. = não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Fonte: Do autor.

Com relação a análise residual e a falta de ajuste, os valores encontrados foram satisfatórios, acima de 0,05 (0,541 e 0,942 respectivamente). Para a previsão do instante final de detecção do transporte de poluente, o modelo proposto é uma equação linear, cujo apenas a posição do NaCl disposto na área é relevante (equação 7). O valor utilizado de é referente à correção do coeficiente após a exclusão dos fatores não significativos.

$$Y_{Tf} = (199,08 + 18,92 \cdot X_1) \quad (7)$$

Analisando a Figura 16 é possível ver que o último segundo de detecção do transporte do cloreto de sódio é linearmente proporcional à posição do sal disposto na área, sendo o menor valor encontrado cerca de 172 segundos, independente da densidade de ocupação, e o máximo valor encontrado foi de 225s.

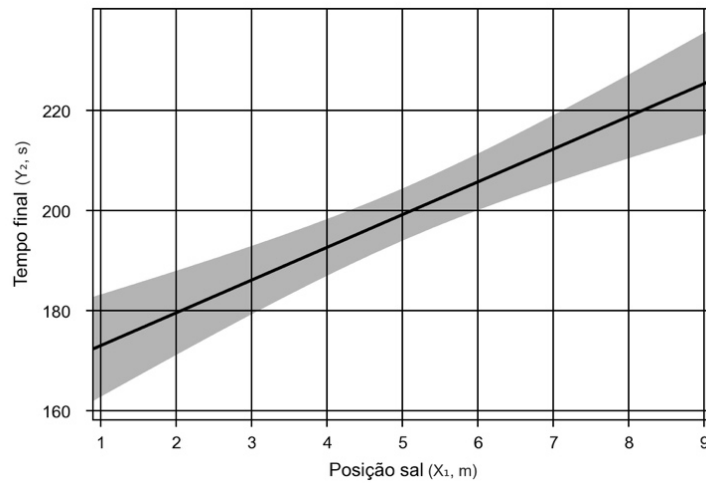


Figura 16 – Superfície de resposta para o parâmetro T_f (s) relacionando com a posição do sal (m).

Fonte: Do autor.

A Figura 17 apresenta os resultados experimentais em função dos resultados previstos pelo modelo ajustado.

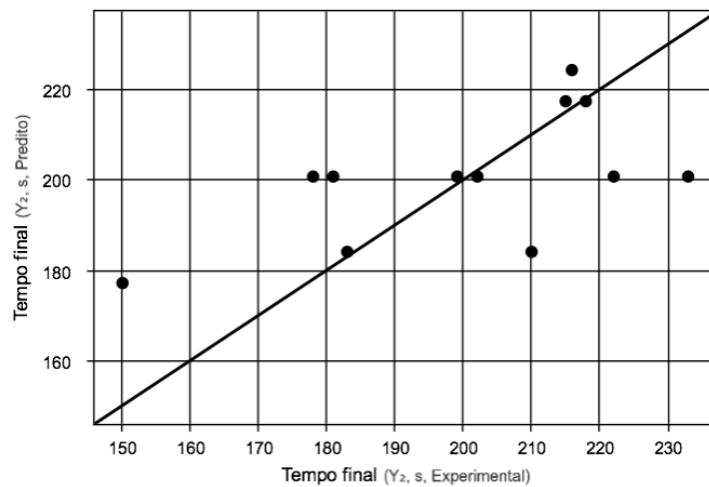


Figura 17 – Valores experimentais do T_f em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.

Fonte: Do autor.

5.3.3 Análise do T_p

O instante em que o valor de pico é alcançado é afetado pelo efeito linear da posição do poluente e da densidade de ocupação, bem como da interação

entre eles (Tabela 9). Os valores variam entre 28s (ensaio 3) e 138s (ensaio 4). A ocorrência desses valores nestes ensaios era esperada, pois nos ensaios de tempo inicial o menor valor encontrado também foi no ensaio 3, e o ensaio 4 obteve o segundo maior valor de início (Tabela 6). O modelo é capaz de responder 93% da variância experimental.

Tabela 9 – Coeficientes de regressão para a resposta T_p

Fatores		Coeficiente regressão	Coeficiente reduzido	Erro padrão	t-valor	p-valor
	β_0	65,00	65,55	5,98	10,87	<0,001**
X_1	β_1	33,29	33,29	4,23	7,87	<0,001**
	β_{11}	10,94	10,80	4,73	2,31	0,06 n.s.
X_2	β_2	9,11	9,11	4,23	2,15	0,75 n.s.
	β_{22}	0,69	--	4,73	0,14	0,89 n.s.
X_1X_2	β_{12}	16,00	16,00	5,98	2,67	0,04*

$R^2 = 0,930$; $R^2_{aj} = 0,871$; p-valor (modelo) = < 2,18e-03;
p-valor (análise residual) = 0,563; p-valor (falta de ajuste) = 0,477

n.s. = não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Fonte: Do autor.

Tanto a análise residual quanto a falta de ajuste encontram-se dentro do estabelecido (acima de 0,05). Para o cálculo do instante em que ocorre o valor de pico do polutograma é necessário considerar os valores dos coeficientes da regressão múltipla reduzida do efeito linear da variável X_1 e a interação entre os dois ($X_1 \cdot X_2$). Após a exclusão do fator de maior p-valor (β_{22}), os coeficientes foram recalculados e tanto o efeito quadrático da variável X_1 quanto o efeito linear da variável X_2 ficaram dentro do p-valor estabelecido (0,40 e 0,53), conforme a equação 8.

$$Y_{T_p} = (65,55 + 33,29 \cdot X_1 + 10,80 \cdot X_1^2 + 9,11 \cdot X_2 + 16,00 \cdot X_1 \cdot X_2) \quad (8)$$

Através da superfície de resposta gerada pelo modelo (Figura 18), percebe-se que quanto mais próximo do exutório (1 m), menor o tempo para atingir o valor de pico da condutividade. De forma análoga, quanto menor a densidade de ocupação (12,5%), aumentando-se a distância do exutório, maior o tempo para atingir o pico, chegando ao seu máximo valor nas condições de maior densidade de ocupação e maior distância do exutório.

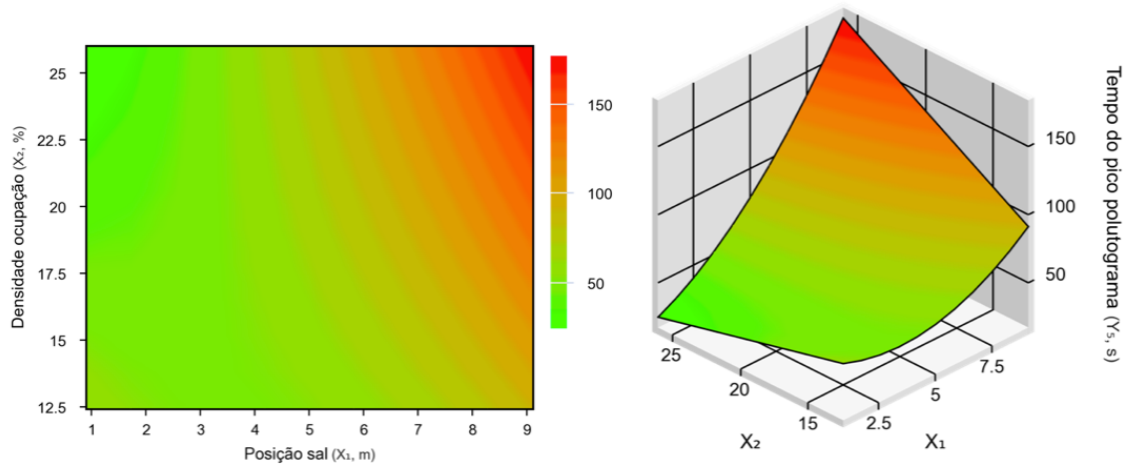


Figura 18 – Superfície de resposta para o T_p (s), relacionando com a posição do sal (m), a densidade de ocupação (%).

Fonte: Do autor.

A Figura 19 apresenta um gráfico dos resultados experimentais em função dos resultados previstos pelo modelo ajustado.

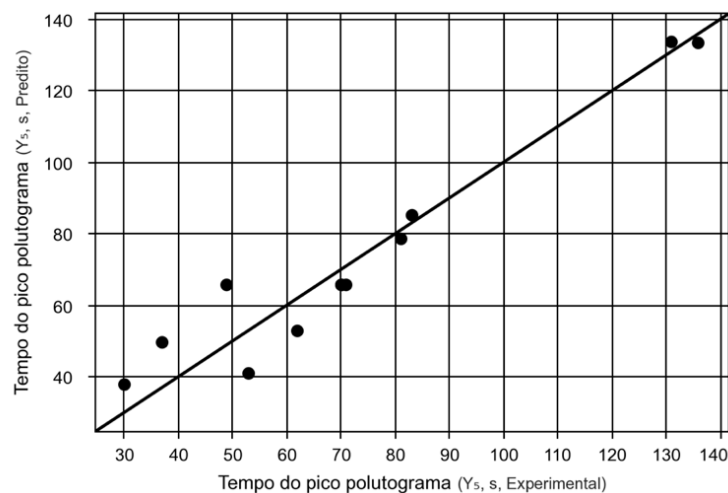


Figura 19 – Valores experimentais do T_p em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.

Fonte: Do autor.

5.3.4 Análise do Pico

A resposta pico do polutograma responde a 97% da variabilidade com significância para os efeitos linear e quadrático da posição do poluente e o efeito linear da densidade de ocupação (Tabela 10). Os valores de pico de condutividade variaram entre (296 e 1677) $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, para os ensaios 9 e 10 respectivamente.

Tabela 10 – Coeficientes de regressão para a resposta Pico

Fatores	Coeficiente regressão	Coeficiente reduzido	Erro padrão	t-valor	p-valor	
X₁	β_0	687,75	726,30	48,78	14,10	<0,001**
	β_1	-441,50	-441,50	34,49	-12,80	<0,001**
	β_{11}	119,19	109,55	38,57	3,09	0,02*
X₂	β_2	-90,27	-90,27	34,94	-2,62	0,04*
	β_{22}	48,19	--	38,57	1,25	0,26 n.s.
X₁X₂	β_{12}	108,25	--	48,78	2,22	0,07 n.s.

$R^2 = 0,969$; $R^2_{aj} = 0,942$; p-valor (modelo) = < 1,958e-04;
p-valor (análise residual) = 0,800 ; p-valor (falta de ajuste) = 0,039

n.s. = não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Fonte: Do autor.

A análise residual apresentou valores dentro do estipulado, porém a falta de ajuste encontrada foi abaixo do estipulado ($p > 0,05$), o que poderia indicar uma não adequação dos dados. No entanto, analisando a soma dos quadrados do erro puro, que é o erro inerente às repetições, observa-se que este é muito pequeno em relação à soma dos quadrados da falta de ajuste (4641 e 114206, respectivamente), o que pode sugerir que a falta de ajuste foi afetada por esse erro ser muito pequeno. Outro ponto que corrobora a adequação dos dados é o valor do R^2 encontrado ser bem alto (97%).

A equação 9 apresenta os parâmetros que influenciam o valor de pico do polutograma (após a correção dos coeficientes), sendo a posição do poluente mais relevante para o seu cálculo.

$$Y_{\text{Pico}} = (726,30 - 441,50 \cdot X_1 + 109,55 \cdot X_1^2 - 90,27 \cdot X_2) \quad (9)$$

Pela Figura 20 percebe-se que os maiores picos de condutividade do polutograma ocorrem nos cenários com menor densidade de ocupação e a posição do poluente mais próxima ao exutório.

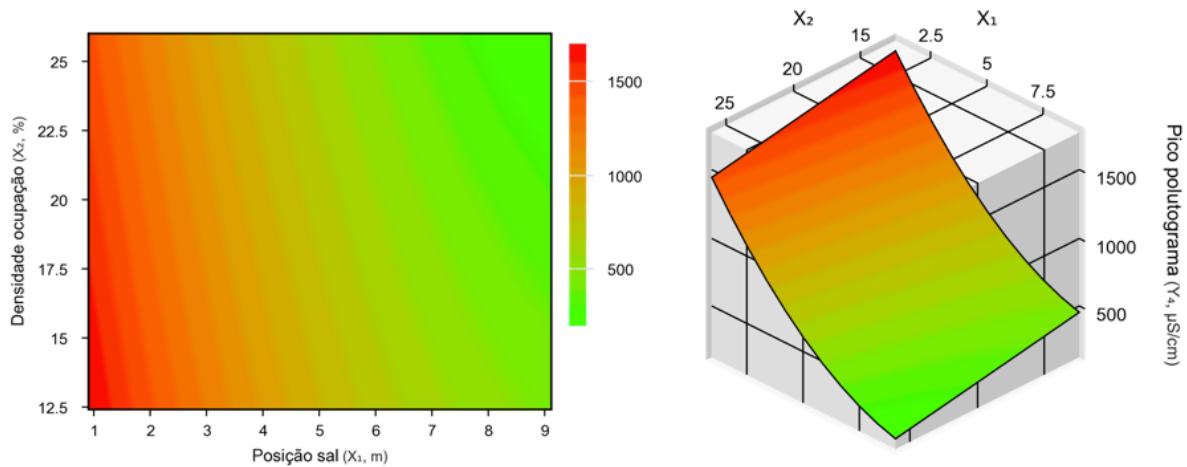


Figura 20 – Superfície de resposta referente ao maior valor de pico obtido ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) variando-se a posição do poluente (m) e a densidade de ocupação (%).

Fonte: Do autor.

A Figura 21 apresenta os resultados experimentais em função dos resultados previstos pelo modelo ajustado..

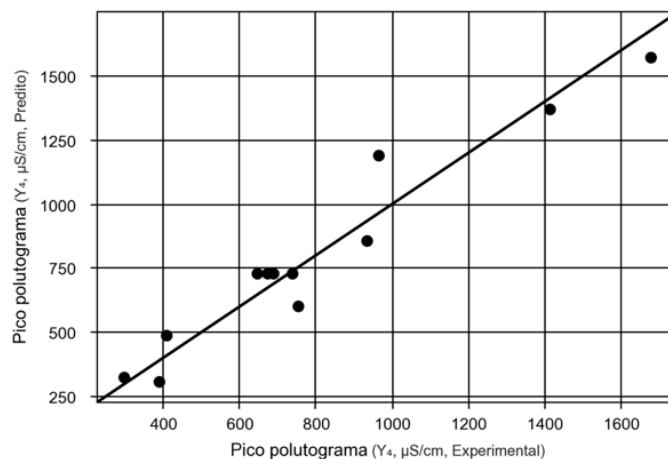


Figura 21 – Valores experimentais do Pico em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.

Fonte: Do autor.

5.3.5 Análise da Massa

O total de massa transportada possui como fatores significantes os efeitos lineares da posição do poluente e densidade de ocupação e o efeito quadrático da posição do poluente. O menor valor de massa de poluente transportado foi de 13,88 g (ensaio 10) e o maior foi de 18,87 (ensaio 9). Estes foram justamente os ensaios nos quais o poluente foi colocado nas posições mais extremas da bacia experimental. Este modelo explica 99% da variabilidade dos dados. A Tabela 11 apresenta os coeficientes de regressão para a análise do transporte da massa do poluente.

Tabela 11 – Coeficientes de regressão para a resposta Massa

Fatores	Coeficiente regressão	Coeficiente reduzido	Erro padrão	t-valor	p-valor	
	β_0	15,82	15,83	0,13	119,86	<0,001**
X_1	β_1	-1,72	-1,72	0,09	-18,43	<0,001**
	β_{11}	0,31	10,31	0,10	2,94	0,03*
X_2	β_2	-0,86	-0,86	0,09	-9,22	<0,001**
	β_{22}	7,0e-03	--	0,10	0,07	0,94 n.s.
X_1X_2	β_{12}	0,21	--	48,78	2,22	0,07 n.s.

$R^2 = 0,986$; $R^2_{aj} = 0,975$; p-valor (modelo) = < 1,618e-05;
p-valor (análise residual) = 0,945 ; p-valor (falta de ajuste) = 0,537

n.s. = não significativo ao nível de 5% de probabilidade.

* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

** = significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Fonte: Do autor.

A análise da massa transportada é semelhante à do valor de pico, visto que o modelo apresenta como fatores significativos o efeito linear e quadrático da posição do NaCl e o linear da densidade de ocupação. O modelo com as variáveis codificadas, incluindo os parâmetros estatisticamente mais significativos a $p < 0,05$ é expresso pela equação 10.

$$Y_{\text{Massa}} = (15,83 - 1,72 \cdot X_1 + 0,31 \cdot X_1^2 - 0,86 \cdot X_2) \quad (10)$$

A quantidade de massa de NaCl transportada é influenciada tanto pela posição do poluente na bacia quanto pela densidade de ocupação. Para uma

mesma posição, quanto menor a densidade de ocupação, maior a massa transportada. Analogamente, para uma mesma densidade de ocupação, quanto mais longe do exutório, menor a quantidade de poluente recuperada (Figura 22).



Figura 22 – Superfície de resposta para o total de poluente transportado (g) em função da densidade de ocupação (%) e posição do poluente (m).

Fonte: Do autor.

A Figura 23 apresenta um gráfico dos resultados experimentais em função dos resultados previstos pelo modelo ajustado. Percebe-se pela figura que os valores estão próximos a reta de inclinação 1:1.

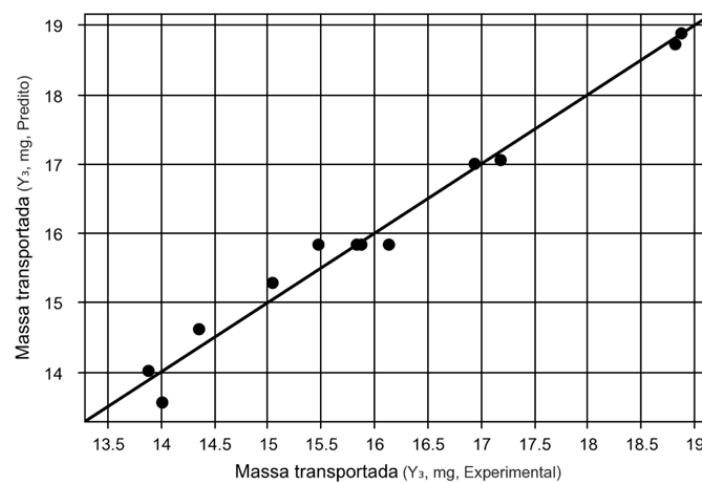


Figura 23 – Valores experimentais da Massa em função dos valores previstos pelo modelo ajustado.

Fonte: Do autor.

5.4 POLUTOGRAMAS

Conforme descrito na metodologia, a posição 5 é a mais próxima do exutório (Figura 9), portanto é a que atinge o maior pico de condutividade ($2836 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pois o poluente alcança o ponto no qual está localizado o condutímetro mais rapidamente. Pela Figura 24 é possível perceber também que quanto mais longe a posição do poluente mais tempo demanda para esse chegar ao exutório (posição 1 - 65 s; posição 5 - 15s), confirmando o que foi observado na superfície de resposta gerada pela equação 8.

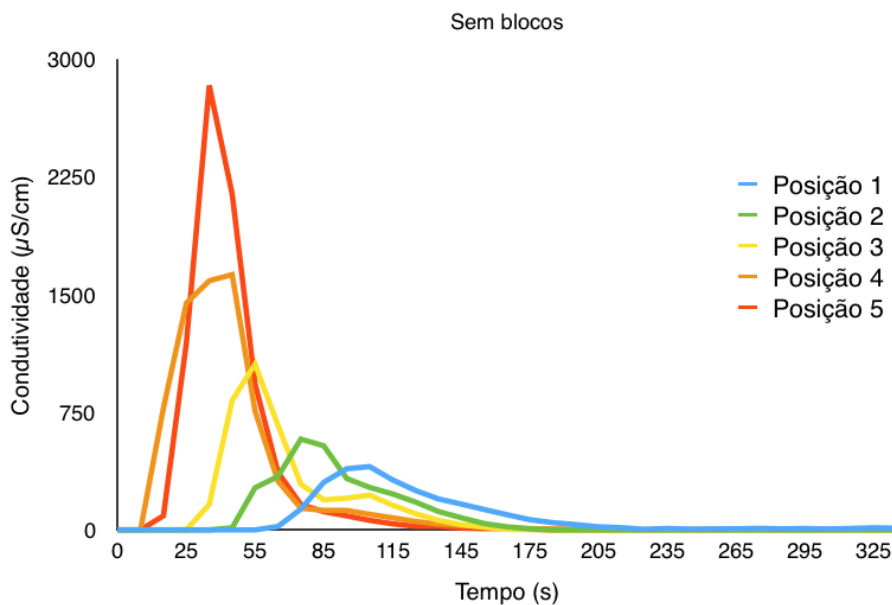


Figura 24 – Polutograma para um cenário sem blocos, comparando as diferentes posições do poluente.

Fonte: Do autor.

A Figura 25 apresenta, para a mesma posição (1, a mais afastada do exutório), os diferentes cenários. É perceptível que a configuração sem blocos atingiu o maior pico de condutividade ($400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), provavelmente por não ter nenhum obstáculo para o transporte do poluente. Comparando as curvas para as configurações com blocos, é possível perceber que possuem praticamente o mesmo valor de pico e o mesmo tempo de transporte do poluente. Pela Figura 14 foi possível perceber que para uma mesma distância, a densidade de ocupação tem um efeito quadrático no tempo de início do

transporte. Por conta desse efeito, percebe-se pela Figura 25 que o tempo inicial para 160 blocos é ligeiramente menor que o tempo registrado para 120 e 150 blocos, corroborando o que foi previsto pela equação 6.

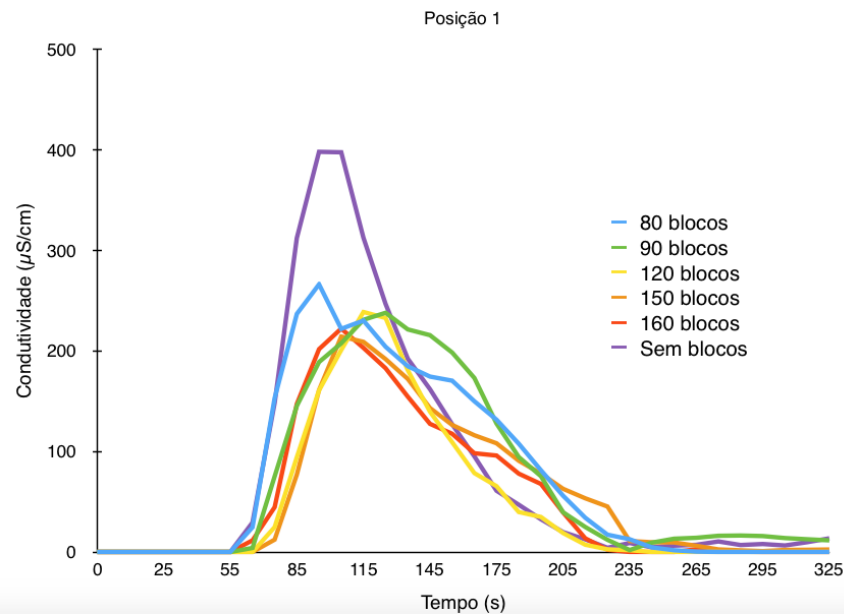


Figura 25 – Polutograma de uma mesma posição de NaCl (a mais afastada do exutório), variando a densidade de ocupação da área.

Fonte: Do autor.

Para a posição 2 (Figura 26) é possível perceber a mesma tendência da figura anterior. O cenário sem blocos possui o maior pico de condutividade ($598 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), e os outros cenários ocupados por blocos possuem aproximadamente a mesma ordem de grandeza para os picos ($448 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $345 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $326 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $361 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $424 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, para as configurações com 80, 90, 120, 150 e 160 blocos, respectivamente). Novamente os polutogramas corroboram a resposta obtida pela análise do tempo inicial de transporte do material dissolvido. O valor de pico também seguiu o previsto pela superfície de resposta da Figura 20. Para uma mesma posição, mais distante do exutório, os valores de pico estão na mesma ordem de grandeza.

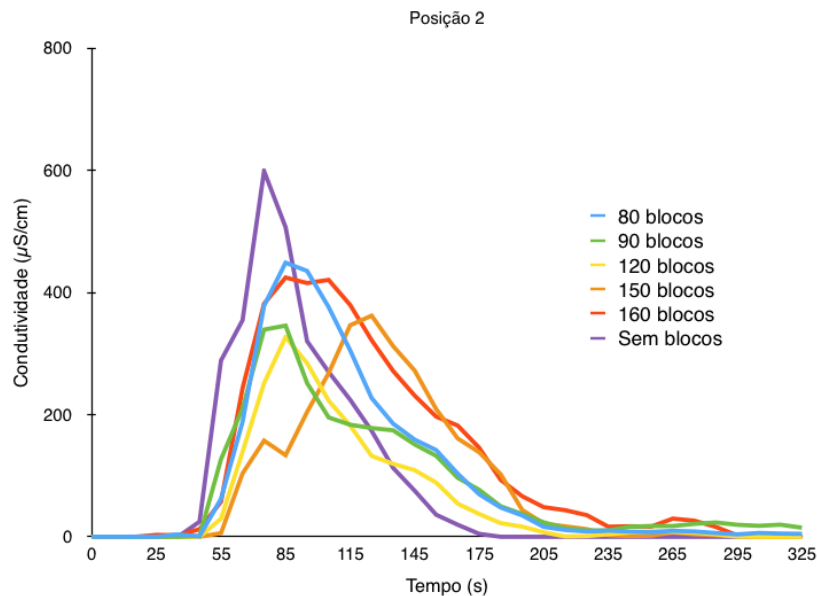


Figura 26 – Polutograma do poluente disposto na posição 2 variando a densidade de ocupação da área.

Fonte: Do autor.

Colocando o poluente na posição 3, para os diversos cenários, é possível ver na Figura 27 que o pico mais proeminente pertence ao ensaio sem blocos, e é justamente o que primeiro cessa o transporte do poluente. Novamente percebe-se que a densidade de ocupação pouco influenciou no valor de pico, conforme observado na Figura 20.

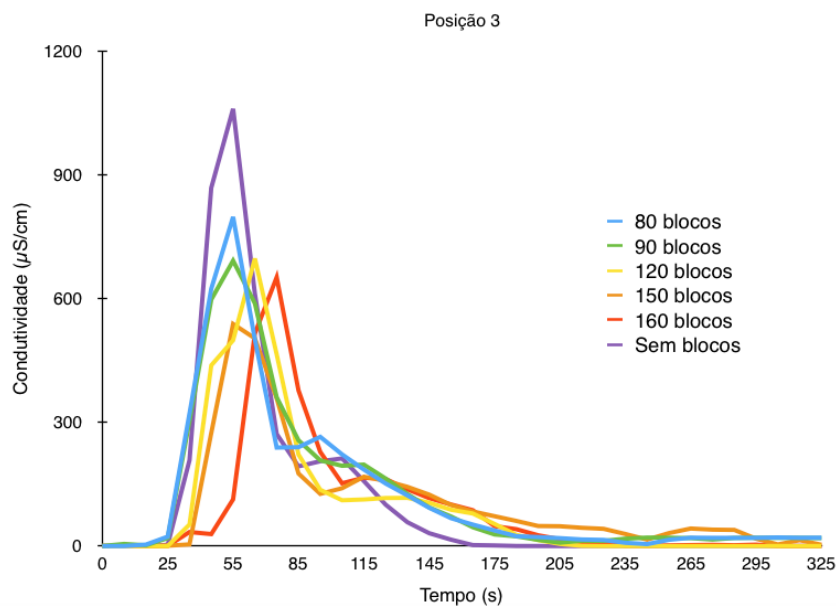


Figura 27 – Polutograma do poluente disposto na posição 3 variando a densidade de ocupação da área.

Fonte: Do autor.

A Figura 28 mostra o transporte do NaCl para a posição 4, localizada a 2,1 m do exutório. Percebe-se que conforme são adicionados os blocos, o valor de pico vai diminuindo. O maior pico, para o cenário sem blocos ($1616 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), possui valor bem próximo ao pico do cenário com 80 blocos ($1436 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Isto pode ocorrer devido a pequena quantidade de linhas de blocos que estão dispostos na bacia, que podem não dificultar o transporte do poluente até o exutório.

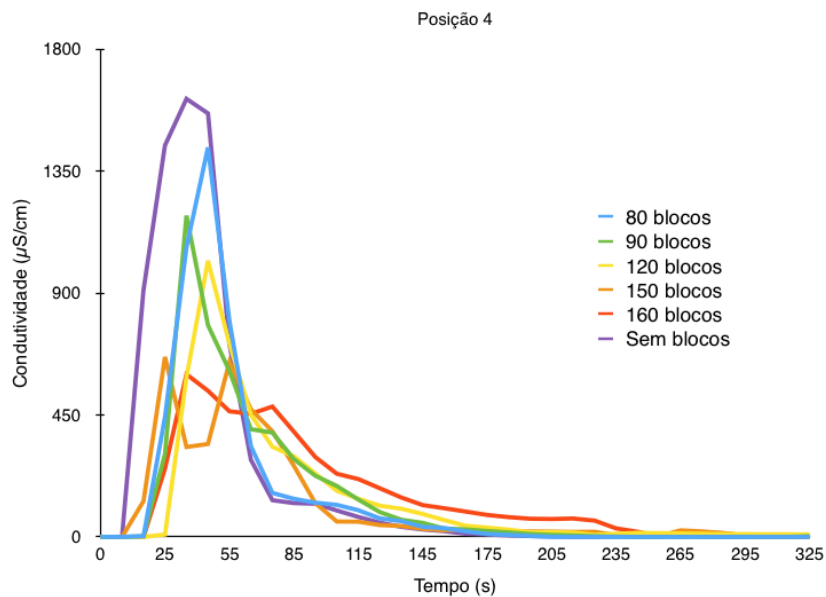


Figura 28 – Polutograma do poluente disposto na posição 4 variando a densidade de ocupação da área.

Fonte: Do autor.

A Figura 29 apresenta os resultados para a posição mais próxima do exutório. Os picos de condutividade variaram bastante (de 1030 a $2833 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), confirmando a tendência de que quanto mais próximo do exutório está localizado o poluente e quanto menor a quantidade de blocos, maior o valor de pico alcançado.

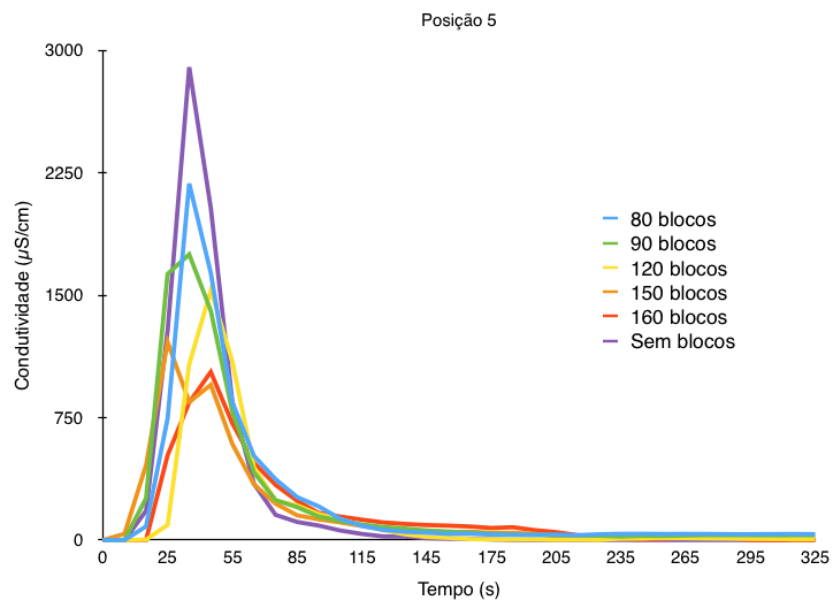


Figura 29 – Polutograma do poluente disposto na posição 5, a mais próxima do exutório, variando a densidade de ocupação da área.

Fonte: Do autor.

Tabela 12 – Valores encontrados experimentalmente e os valores previstos pelo modelo estatístico proposto

Ensaio	X_1	X_2	T_i (s)		T_f (s)		Massa (g)		Pico ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)		T_p (s)	
			Experimental	Previsto	Experimental	Previsto	Experimental	Previsto	Experimental	Previsto	Experimental	Previsto
1	0,9	12,8	16,0	16,1	186,0	172,4	19,34	20,08	3351,0	1693,9	36,0	59,0
2	2,1	12,8	24,0	16,9	180,0	180,2	19,00	19,07	1605,0	1404,6	48,0	52,8
3	7,9	12,8	58,0	55,1	224,0	218,0	15,27	15,63	490,0	521,6	100,0	74,2
4	9,1	12,8	71,0	70,0	249,0	225,8	14,30	15,23	362,0	448,9	103,0	89,3
5	0,9	14,4	13,0	21,2	198,0	172,4	19,24	19,73	2522,0	1656,9	44,0	53,5
6	5,0	14,4	31,0	34,1	195,0	199,1	16,60	16,69	737,0	816,6	64,0	56,4
7	9,1	14,4	74,0	75,1	231,0	225,8	13,92	14,88	256,0	411,9	136,0	102,3
8	2,1	19,2	32,0	27,3	208,0	180,2	17,60	17,86	1280,0	1277,4	48,0	43,1
9	7,9	19,2	62,0	65,5	197,0	218,0	14,25	14,42	398,0	394,4	103,0	109,6
10	0,9	24,0	11,0	21,2	226,0	172,4	18,55	18,01	1694,0	1476,3	30,0	26,6
11	5,0	24,0	44,0	34,1	255,0	199,1	14,38	14,97	672,0	636,0	57,0	74,7
12	9,1	24,0	78,0	75,1	255,0	225,8	13,63	13,16	228,0	231,3	120,0	165,6
13	0,9	25,6	24,0	16,1	247,0	172,4	17,97	17,66	1638,0	1439,3	45,0	21,1
14	2,1	25,6	23,0	16,9	260,0	180,2	16,04	16,65	900,0	1150,1	43,0	33,3
15	7,9	25,6	61,0	55,1	218,0	218,0	13,94	13,21	440,0	267,1	95,0	145,0
16	9,1	25,6	71,0	70,0	227,0	225,8	12,52	12,81	242,0	194,3	114,0	178,6

Fonte: Do autor.

5.5 VALIDAÇÃO DO MODELO

A Tabela 12 apresenta os resultados para os ensaios propostos na Tabela 5, com o objetivo de validar ou não o modelo proposto e comparar os valores observados com os valores previstos pelas equações de 6 a 10.

A Tabela 13 apresenta o erro relativo (%) encontrado entre o valor previsto e o obtido experimentalmente. A variável dependente T_p obteve a maior média de erros (28,3%), talvez por conta de seu modelo ser o mais complexo entre todos os outros (equação 8).

Observa-se que a variável T_i possui um dos maiores erros médios (20,1%), no entanto é perceptível que o valor do ensaio 10 está muito fora da ordem de grandeza dos outros erros, fazendo com que o valor da média se eleve. Excluindo-se esse ponto a média seria de 15,1%.

A terceira maior média de erro observado foi para o pico do polutograma. Isso se deve ao fato de que os ensaios que foram utilizados para a criação do modelo (Tabela 6) obtiveram como valor máximo $1677 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no ensaio 10, sendo este o limite superior do modelo. Porém, observa-se na Tabela 12 que 3 ensaios (1, 5 e 10) resultaram em valores de pico maior que $1677 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo que todos estes ensaios possuem em comum a posição do poluente (0,9m, a mais próxima do exutório).

Considerando o erro médio de 11,2% para a variável T_f , observa-se que mesmo modelo elaborado sendo uma equação linear, com apenas uma variável relevante, este foi capaz de prever bem os valores para outros cenários. O menor erro médio encontrado foi para a predição dos valores da massa de poluente transportada (3,1%).

Tabela 13 – Erros encontrados entre o valor previsto pelo modelo e o valor obtido experimentalmente

Ensaio	X ₁	X ₂	T _i	T _f	Massa	Pico	T _p	Erro (%)
1	0,9	12,8	0,7	7,3	3,8	49,5	64,0	
2	2,1	12,8	29,5	0,1	0,4	12,5	9,9	
3	7,9	12,8	4,9	2,7	2,4	6,5	25,8	
4	9,1	12,8	1,4	9,3	6,5	24,0	13,3	
5	0,9	14,4	63,4	12,9	2,6	34,3	21,7	
6	5,0	14,4	9,9	2,1	0,5	10,8	11,8	
7	9,1	14,4	1,5	2,3	6,9	60,9	24,8	
8	2,1	19,2	14,8	13,4	1,5	0,2	10,3	
9	7,9	19,2	5,6	10,7	1,2	0,9	6,4	
10	0,9	24,0	93,1	23,7	2,9	12,8	11,2	
11	5,0	24,0	22,6	21,9	4,1	5,4	31,0	
12	9,1	24,0	3,7	11,5	3,4	1,5	38,0	
13	0,9	25,6	32,8	30,2	1,7	12,1	53,1	
14	2,1	25,6	26,4	30,7	3,8	27,8	22,5	
15	7,9	25,6	9,6	0,0	5,3	39,3	52,7	
16	9,1	25,6	1,4	0,5	2,3	19,7	56,7	
Média	-	-	20,1	11,2	3,1	19,9	28,3	

Fonte: Do autor.

A Figura 30 apresenta os gráficos referentes as variáveis dependentes estudadas, em relação à tendência do erro, para cada ensaio realizado. Observa-se que para as variáveis dependentes os modelos foram adequados para prever a tendência do comportamento. O valor previsto e o experimental apresentaram, na maior parte dos gráficos, o mesmo comportamento para cada ensaio realizado em condições diferentes, atestando a qualidade do modelo obtido pela análise dos dados.

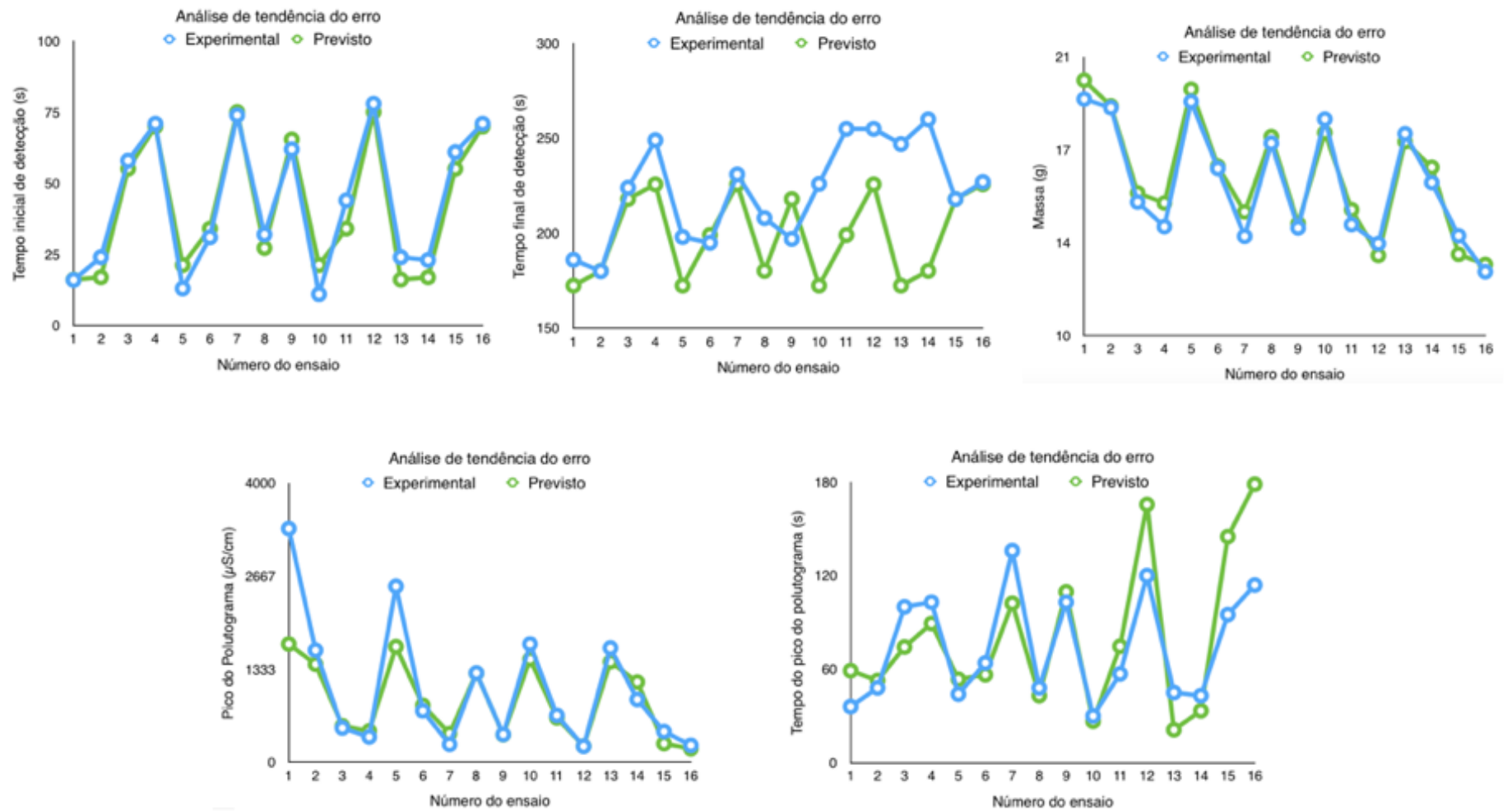


Figura 30 – Análise da tendência dos erros para as cinco variáveis dependentes.
 Fonte: Do autor.

6 CONCLUSÕES

O crescimento desordenado das cidades em consequência do aumento da população urbana demanda cada vez mais planejamento e gestão por parte do setor público em diversas áreas, como saúde, segurança e transporte. A gestão das águas urbanas é de vital importância para a manutenção de uma cidade com boa qualidade de vida, pois a água da chuva pode transportar poluentes e contaminantes, causar enchentes e desabamentos e destruir áreas públicas, como ruas e praças. A comunidade acadêmica tem enorme potencial para auxiliar o poder público nas tomadas de decisões relativas ao desenvolvimento sustentável das comunidades. É importante que as contribuições acadêmicas se alinhem às necessidades da sociedade em geral.

Neste trabalho, a utilização de um modelo físico, simulando uma área urbana, e um simulador de chuva permitiu analisar a dinâmica entre o poluente, uma área impermeável e a precipitação, com relação à posição do poluente e à densidade de ocupação da superfície.

Concluiu-se que, em uma mesma área, para materiais solúveis localizados mais distantes do exutório (posições 3, 4 e 5), a densidade de ocupação não se mostrou relevante. Diferentemente para locais próximos ao exutório da bacia (posições 1 e 2), cuja maior densidade resultou em um transporte mais lento. Analisando-se os diferentes hidrogramas, é possível concluir que há uma diferença no início do escoamento superficial para cenários sem blocos em relação a cenários com blocos. No entanto, esta diferença não ocorre para diferentes densidades de ocupação, pois as hidrógrafas desses cenários possuem o mesmo comportamento (ascensão, platô e recessão similares).

A partir dos polutogramas foi possível analisar a influência da posição do poluente no seu transporte. Concluiu-se que todas as variáveis dependentes estudadas (tempo inicial e final de transporte, tempo em que foi atingido o pico do polutograma, valor desse pico e massa transportada) sofreram influência da posição na área impermeável, conforme pode ser constatado nas equações de 6 a 10. De forma análoga foi analisado a

influência da densidade de ocupação da superfície impermeável. Porém, a densidade não se mostrou relevante para a análise do tempo final de transporte.

Neste trabalho foi proposto o uso de um delineamento experimental, o DCCR, para facilitar e aprimorar a análise dos dados. É possível concluir que este tipo de delineamento se mostrou adequado para este estudo, sendo possível obter modelos estatísticos relevantes para as variáveis estudadas, como foi comprovado pelos ensaios para validação do modelo.

Com este trabalho foram analisados aspectos do transporte de um material solúvel em áreas impermeáveis e a influência da densidade de ocupação em uma área urbana com o objetivo de ganhar conhecimento sobre o processo chuva-vazão, associado a problemas ambientais contemporâneos. Este é apenas o passo inicial, visto que inúmeros estudos podem surgir a partir deste, com diferentes variáveis, como: a variação da intensidade da chuva; diferentes tipos de superfície; variação no tempo de evento da precipitação; e a mudança do tipo de material a ser estudado.

REFERÊNCIAS

- ABUDI, I. et al. Rainfall simulator for field runoff studies. **Journal of Hydrology**, p. 445-454, 2012.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.056>
- AKSOY, H. et al. A rainfall simulator for laboratory-scale assessment of rainfall-runoff-sediment transport processes over a two-dimensional flume. **Catena**, p. 63-72, 2012. doi:10.1016/j.catena.2012.06.009
- ARAÚJO, P. R. De. et al. Avaliação da eficiência dos pavimentos permeáveis na redução de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n 3, p. 21-29, 2000.
- BARBOSA, A. R. J. **Elementos de hidrologia aplicada**, 2007. Disponível em: <www.em.ufop.br/deciv/.../~antenorrodrigues/1_introducao.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2016.
- CHERY Jr.; DONALD L. **Construction, instrumentation, and preliminary verification of a physical hydrologic model**, 1965. Disponível em: http://digitalcommons.usu.edu/water_rep/556. Acesso em: 2 maio 2017.
- CHRISTIANSEN, J. E. The uniformity of application of water by sprinkler systems. **Agricultural engineering**, v. 22, p. 89-92, 1941.
- COHEN, J. E. et al. Human population: the next half century. **Science**, v. 302, p. 1172-1175, 2003. DOI: 10.1126/science.1088665
- COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo hidrologia**. Porto Alegre: IPH UFRGS, 2008.
- CORRÊA, P. F. et al. Utilização de um delineamento composto central rotacional (DCCR) para a produção de biossurfactantes por *Pseudomonas Aeruginosa*. In: **Anais do CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA**, 20, 2014.

CORONA, R. et al. On the estimation of surface runoff through a new plot scale rainfall simulator in Sardinia, Italy. **Procedia Environmental Sciences**, v. 19, p. 875-884, 2013. doi:10.1016/j.proenv.2013.06.097

DINGMAN, S. L. **Physical hydrology**. 2 ed. Waveland Press, 2002.

EGODAWATTA, P. et al. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. **Water Research**, v. 41, p.3025-3031, 2007. doi:10.1016/j.watres.2007.03.037

FELICE, J. G. **Transporte de material em suspensão e dissolvido em modelo físico com superfície impermeável utilizando chuva simulada**. 2017. 59f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) - UNIFAL, Poços de Caldas, 2017.

GEBREHIWOT, S. G. et al. Hydrological characterization of watersheds in the Blue Nile Basin, Ethiopia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 11-20, 2011. doi:10.5194/hess-15-11-2011

GRANATO, D. et. al. Analytical strategy coupled with response surface methodology to maximize the extraction of antioxidants from ternary mixtures of green, yellow, and red teas (*Camellia sinensis* var. *Sinensis*). **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 62, p. 10283-10296, 2014. dx.doi.org/10.1021/jf504480f

GRIERSON, I. T.; OADES, J. M.. A rainfall simulator for field studies of runoff and soil erosion. **Journal of Agric. Engng Res.**, v. 22, p. 37-44, 1977.

GUPTA, S. K. **Modern hydrology and sustainable water development**. New Delhi: Wiley-Blackwell, 2011.

HERNGREN, L. et al. Rainfall Simulation as a Tool for Urban Water Quality Research. **Environmental Engineering Science**, v. 22, n.3, 2005.

HONG, Y. et al. A new approach of monitoring and physically-based modelling to investigate urban wash-off process on a road catchment near Paris. **Water Research**, v. 102, p. 96-108, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.027>

IMESON, A. C. A simple field-portable rainfall simulator for difficult terrain. **Earth Surface Processes**. v. 2, p. 431-436, 1977.

ISERLOH, T. et al. A small portable rainfall simulator for reproducible experiments on soil erosion. **Soil & Tillage Research**, v. 124, p. 131-137, 2012.

JACOBSON, C. R. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 1438-1448, 2011.
doi:10.1016/j.jenvman.2011.01.018

KABISCH, N.; HAASE, D. Diversifying european agglomerations: evidence of urban population trends for the 21st Century. **Population, Space and Place**, v. 17, p. 236-253, 2011. doi: 10.1002/psp.600.

LIMA, J. L. M. P. De; SINGH, V. P. Laboratory experiments on the influence of storm movement on overland flow. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 28, p. 277-282, 2003. doi:10.1016/S1474-7065(03)00038-X

MANTOVANI, E. C. **AVALIA: Programa de Avaliação da irrigação por aspersão e localizada**. Viçosa: UFV, 2001

MATTIETTO, R. A.; MATTA, V. M. Utilização de um delineamento composto central rotacional para avaliação microbiológica de polpas de açaí pausterizado. In: **Anais do CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA**, 19, 2012.

MELO, L. R. T. **Monitoração de Modelos Físicos Reduzidos para Investigação do Comportamento de Estruturas em Escala Real**. 2011, 261f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – USP, São Paulo, 2011.

MENTENS, J. et al. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? **Landscape and urban planning**, v. 77, p.217-226, 2006.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente: doutrina, jurisprudência, glossário**. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2005.

MILLER, J. D. et al. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover.

Journal of Hydrology, v. 515, p. 59-70, 2014.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>

PEREIRA, F. O. R. et al. Quão confiáveis podem ser os modelos físicos em escala reduzida para avaliar a iluminação natural em edifícios? **Ambiente Construído**, v. 12, n.1, p.131-147, Porto Alegre, 2012.

PÉREZ-LATORRE, F. J. et al. A comparison of two variable intensity rainfall simulators for runoff studies. **Soil & Tillage Research**, v. 107, p. 11-16, 2010. doi:10.1016/j.still.2009.12.009

PINTO, N. L. S. et al. **Hidrologia básica**. São Paulo: Blucher, 1976.

POLETO, C.; MERTEN, G.H. Urban watershed studies in Southern Brazil.

Journal of Urban and Environmental Engineering, v. 1, n. 2, p. 70-78,

2007. doi: 10.4090/juee.2007.v1n2.070078

PORTO, R. L. et al. Drenagem Urbana. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

REIS, S. S. Dos. **Influência da densidade e da altura de edificações na transformação de precipitação-escoamento utilizando chuva simulada em modelo reduzido de bacia hidrográfica urbana com diferentes declividades**. 2015. 94f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) – UNIFAL, Poços de Caldas, 2015.

REVITT, D. M. et al. The sources, impact and management of car park runoff pollution: a review. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 552-567, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.041>

RODRIGUES, M.I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de experimentos e otimização de processos**. 3 ed. Campinas, SP: Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor, 2014.

RODRIGUES, O. JR. **Desenvolvimento de um programa computacional para o tratamento de sinais obtidos pela ressonância paramagnética eletrônica na dosimetria de doses altas**. 2003, 151f. Tese (Doutorado na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações). USP, São Paulo, 2003.

ROLIM, C. **Urbanização: cidades, desenvolvimento, sistemas urbanos**, Curitiba, 2006.

SAVITZKY, A.; GOLAY, M.J.E. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. **Analytical Chemistry**, 1964.

SILLANPÄÄ, N.; KOIVUSALO, H. Impacts of urban development on runoff event characteristics and unit hydrographs across warm and cold seasons in high latitudes. **Journal of Hydrology**, v. 521, p. 328-340, 2014.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.008>

SILVEIRA, A. et al. Modelling runoff on ceramic tile roofs using the kinematic wave equations. **Water Science and Technology**, v. 73, p. 2824-2831, 2016. doi:10.2166/wst.2016.148

SILVEIRA, A. L. L. Da. Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n 1, p. 5-23, 2005.

_____. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

SOUSA, S. F. J.; SIQUEIRA, E. Q. Development and calibration of rainfall simulator for urban hydrology research. In: **Anais do INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE**, 12, 2011, Porto Alegre.

TAYLOR, K.G. Urban environments, In: PERRY C.T.; TAYLOR K.G. (Ed) **Environmental Sedimentology**. Oxford: Blackwell, 2007. p. 191-222.

TAYLOR, K. G.; OWENS, P. N. Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. **Soils Sediments**, v.9, p. 281-303, 2009. DOI 10.1007/s11368-009-0103-z

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001.

_____. Drenagem urbana. **Cienc. Cult.** [online], v.55, n.4, p. 36-37, 2003. ISSN 2317-6660.

UNITED NATIONS (ONU). **Demografic yearbook 2013**. Geneva, 2013.

WANG, L. et al. Urban nonpoint source pollution buildup and washoff models for simulating storm runoff quality in the Los Angeles County. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1932-1940, 2011.
doi:10.1016/j.envpol.2011.03.019

ZIMMERMANN, B. et al. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006.

ZUG, M. et al. Pollution wash-off modelling on impervious surfaces: calibration, validation, transposition. **Water Science & Technology**, v. 39, n. 2, p. 17-24, 1999. Doi:10.1016/S0273-1223(99)00004-9