

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO



CAMILA DE CARVALHO AGRA

**Metodologia para estimativa de Cargas Poluentes em bacias
urbanas. Estudo de caso: bacia do Riacho do Sapo**

Maceió
2017

CAMILA DE CARVALHO AGRA

Metodologia para estimativa de Cargas Poluentes em bacias urbanas. Estudo de caso: bacia do Riacho do Sapo

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador:

Prof. Dr. Vladimir Caramori Borges de Souza

Co-orientador:

Profa. Dra. Nelia Henriques Callado

Maceió
2017

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central

Bibliotecária Responsável: Helena Cristina Pimentel do Vale

A277m Agra, Camila de Carvalho.
Metodologia para estimativa de cargas poluentes em bacias urbanas.
Estudo de caso : bacia do Riacho do Sapo / Camila de Carvalho Agra. –
2017.
106 f. : il.

Orientador: Vlademir Caramori Borges de Souza.
Coorientadora: Nelia Henrique Callado.
Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) –
Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Programa
de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. Maceió, 2017.

Bibliografia: f. 99-104.
Apêndice: f. 105-106.

1. Poluição difusa. 2. Poluição - Bacias urbanas. 3. Saneamento urbano.
I. Título.

CDU: 628.19(813.5)



Folha de Aprovação

CAMILA DE CARVALHO AGRA

METODOLOGIA PARA ESTIMATIVA DE CARGAS POLUENTES EM
BACIAS URBANAS. ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIACHO DO SAPO

Dissertação apresentada no dia 27 de abril de 2017 ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Prof. Dr. Vladimir Caramori Borges de Souza
(Orientador- PPGRHS-UFAL)

Prof.^a Dr.^a Nélia Henriques Callado
(Coorientadora- PPGRHS-UFAL)

Banca examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim
(Examinador interno – PPGRHS-UFAL)

Prof. Dr. Eduardo Mario Mendiondo
(Examinador externo – EESC/USP)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelo dom da vida e por ser minha fonte de energia.

À minha família, por toda a dedicação e empenho na minha educação e por todo o esforço em me proporcionar o melhor. Em especial, à minha mãe, irmã e tias que acompanharam cada etapa dessa dissertação.

Ao Rafael, pelo amor e cuidado de sempre, acreditando em mim mesmo nos momentos mais difíceis. Pelo apoio incondicional e pela paciência para escutar minhas indagações e conversas a respeito de poluição difusa e riacho do Sapo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Vladimir Caramori, pelo auxílio e conhecimento transmitido, responsável por grande parcela de minha formação acadêmica. Agradeço também a todos os professores do PPGRHS pelos ensinamentos e formação crítica, em especial ao Prof. Dr. Eduardo Lucena, Profa. Dra. Nélia Callado e Prof. Dr. Roberto Caffaro, que me ajudaram com os materiais e ensaios de laboratório. À técnica de laboratório Nadjane Leite, pelo auxílio e esclarecimento de dúvidas nos ensaios microbiológicos e físico-químicos.

Aos meus amigos do mestrado pelos momentos de distração, tornando a jornada de trabalho mais amena. Em especial, obrigada à Renata, Marconi, Tardelly e Juliana pelo auxílio nas coletas de campo, essenciais para realização deste trabalho, e pelas discussões sobre os mais diversos assuntos. À Tainara, Stephanie, Alane e Cristiano, pelos cafés e intervalos que tornaram a rotina mais alegre.

Ao projeto Casadinho, que proporcionou minha ida a EESC/USP, pela experiência única de aprendizado e crescimento pessoal. Obrigada também a Pariconha pelo acolhimento e companheirismo durante o semestre em São Carlos.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo apoio financeiro proporcionado durante o desenvolvimento deste trabalho.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização desta dissertação.

RESUMO

A poluição difusa existente nos centros urbanos contribui consideravelmente para a degradação dos corpos hídricos, embora sua determinação ainda seja uma atividade complexa. As redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas poluentes, que podem ser obtidas pela estimativa de polutogramas, sendo relacionadas ainda com a incidência de doenças de veiculação hídrica. Na cidade de Maceió/AL, existem diversos exemplos de bacias com notória poluição difusa, entre elas a bacia do riacho do Sapo, um dos principais afluentes do riacho Reginaldo. Nesse contexto, o objetivo principal deste trabalho foi desenvolver uma metodologia para estimar as cargas anuais de poluentes em uma bacia urbana, levando em consideração períodos seco e chuvoso, e aplicar o procedimento na bacia do riacho do Sapo para ser validado. Para isso foram construídos polutogramas de quatro eventos monitorados para diferentes parâmetros de qualidade da água, originando posteriormente polutogramas unitários da bacia por meio de uma metodologia adaptada de hidrogramas unitários, sendo possível estimar a carga anual de poluentes em 2016. Os resultados da validação mostram que as cargas são significativas desde a cabeceira da bacia do Sapo, na Grotta do Cigano, onde durante período seco são maiores os valores de parâmetros microbiológicos e matéria orgânica, enquanto que na foz predominam os nutrientes. No ano de 2016, apesar da ocorrência de chuvas abaixo da média, o riacho do Sapo recebeu cargas de 3,1 ton de fósforo total, 5,5 ton de nitrogênio amoniacal, $27,1 \times 10^{16}$ UFC de coliformes totais e $6,5 \times 10^{16}$ UFC de *E. coli*. O uso da barragem hidráulica como ferramenta de limpeza do riacho também gera uma carga de poluentes considerável que é despejada de forma concentrada no riacho Reginaldo. O uso de PCR indicou a veiculação de leptospirose na cabeceira da bacia, principalmente após período chuvoso. Verificou-se que a metodologia pode ser uma ferramenta útil na estimativa de cargas anuais em bacias urbanas e que a validação teve uma boa representação do riacho do Sapo no ano de 2016.

Palavras-chave: Poluição difusa, Cargas anuais, Polutogramas.

ABSTRACT

The diffuse pollution existing in urban centers contributes considerably to the degradation of water bodies, although its determination is still a complex activity. The urban drainage networks are responsible for the transmission of these pollutant loads, which can be obtained by estimating of pollutographs, and are still related to the incidence of waterborne diseases. In Maceió / AL, there are several examples of basins with notable diffuse pollution, among them the Sapo basin, one of the main tributaries of the Reginaldo stream. In this context, the main objective of this work was to develop a methodology to estimate the annual loads of pollutants in an urban basin, taking into account dry and rainy periods, and apply the procedure in the Sapo stream basin to be validated. For this purpose, four monitored events were produced for different parameters of water quality, and then produced unitary pollution of the basin with a methodology adapted from unit hydrographs, and it is possible to estimate the annual pollutant load in 2016. The validation results show that the loads are significant from the river spring of the Sapo basin in Grota do Cigano, where during the dry period the values of microbiological parameters and organic matter are higher, while in the river mouth the nutrients predominate. In 2016, despite the occurrence of below-average rainfall, Sapo Creek received loads of 3.1 tons of total phosphorus, 5.5 tons of ammoniacal nitrogen, 27.1×10^{16} CFU of total coliforms and 6.5×10^{16} CFU of *E. coli*. The use of the hydraulic dam as a creek cleaning tool also generates a considerable amount of pollutant that is concentrated in the Reginaldo stream. The use of PCR indicated the presence of leptospirosis at the head of the basin, mainly after rainy season. It was verified that the methodology can be a useful tool in the estimation of annual loads in urban basins and that the validation had a good representation of the Sapo Creek in the year of 2016.

Key words: Diffuse pollution, Annual Loads, Pollutographs.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Resumo dos objetivos, metodologias e resultados.....	16
Figura 2 - Representação do polutograma e sua relação com a precipitação e o hidrograma. .	21
Figura 3 – Hidro-polutograma.....	22
Figura 4 - Polutogramas de Nitrogênio e Fósforo gerados por modelagem.....	23
Figura 5 - Discretização do polutograma	23
Figura 6 - Fluxograma representativo da metodologia adotada para validação.....	35
Figura 7 - Localização da Bacia do Riacho do Sapo.....	36
Figura 8 - Perfil longitudinal do percurso do riacho do Sapo.	37
Figura 9 - Mapa de Uso e Ocupação da bacia do riacho do Sapo.....	38
Figura 10 – Localização dos pontos de coleta e dos pluviômetros instalados na bacia.	39
Figura 11 - Pluviômetros instalados na bacia.....	40
Figura 12 - Lâmina d'água no vertedor durante tempo seco (esquerda) e chuvoso (direita)....	41
Figura 13 - Discretização do polutograma.	47
Figura 14 – Relação entre chuva e carga na construção do polutograma.....	48
Figura 15 – Polutogramas parciais das parcelas de chuva.....	48
Figura 16 – Equações de convolução para geração do polutograma unitário.	49
Figura 17 – Resíduos as margens do canal e limpeza sendo realizada pela SLUM.....	54
Figura 18 - Confluência do riacho do Sapo e riacho Reginaldo em tempo seco, no bairro do Poço.....	55
Figura 19 - Comparação entre os dados dos três pluviômetros instalados na bacia.....	56
Figura 20 - Polígono de Thiessen com as áreas de influência de cada pluviômetro instalado na bacia.....	57
Figura 21 - Comparação da precipitação de 2016 com a média história da região.....	57
Figura 22 - Hidrograma e hietograma do 1º evento monitorado.....	58
Figura 23 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 1º evento.	59
Figura 24 - Polutograma de Nitrogênio Amoniacal do 1º evento.	60
Figura 25 - Polutograma de Fósforo Total do 1º evento.	60
Figura 26 - Polutograma de Sólidos Sedimentáveis do 1º evento.....	61
Figura 27 - Hidrograma e hietograma do 2º evento monitorado.....	62
Figura 28 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 2º evento.	62
Figura 29 - Polutograma de Nitrogênio Amoniacal do 2º evento.	63
Figura 30 - Polutograma de Fósforo Total do 2º evento.	63

Figura 31 - Hidrograma e hietograma do 3° evento monitorado.....	64
Figura 32 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 3° evento.	65
Figura 33 - Polutograma de DQO do 3° evento.	65
Figura 34 - Polutograma de Nitrogênio Amoniacal do 3° evento.	66
Figura 35 - Polutograma de Fósforo Total do 3° evento.	66
Figura 36 - Polutogramas da série de sólidos do 3° evento.....	67
Figura 37 - Hidrograma e hietograma do 4° evento monitorado.....	68
Figura 38 - Foz do riacho do Sapo durante o aumento de vazão na coleta do dia 09/09/2016.	68
Figura 39 - Canal com sólidos sedimentáveis acumulados ao longo da Av. Dona Constança. Fonte: Autora.....	69
Figura 40- Barragem Hidráulica utilizada para limpeza do canal na Av. Cid Scala.	69
Figura 41 - Limpeza do canal próximo à foz após o uso da barragem hidráulica.....	70
Figura 42 – Variação de turbidez ao longo da coleta.	70
Figura 43 – Polutograma de DQO do 4° evento.	71
Figura 44 – Polutograma Microbiológico do 4° evento.	71
Figura 45 - Polutograma de Nitrogênio Amoniacal do 4° evento.	72
Figura 46 - Polutograma de Fósforo Total do 4° evento.	72
Figura 47 - Polutograma de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis do 4° evento.	73
Figura 48 – Formação de espuma e nível elevado após o vertedor na foz do Sapo.	75
Figura 49 - Valores de pH e turbidez ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.....	76
Figura 50 - Placas com meio de cultura para análise de coliformes das coletas de 6h, 14h, 15h, 16h e 18h.	76
Figura 51 - Cargas de coliformes totais e <i>E. coli</i> ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.	77
Figura 52 - Cargas de DQO ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.	77
Figura 53 - Cargas de nitrogênio amoniacal ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo. ...	78
Figura 54 - Cargas de fósforo total ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.	78
Figura 55 - Cargas de sólidos totais ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.	79
Figura 56 – Perfil de bandas estabelecidas pelo Low Mass Ladder (Invitrogen®)	81
Figura 57 – Visualização das bandas das amostras 1, 2 e 3.	82
Figura 58 - Visualização das bandas das amostras 4, 5, 6 e 7.	82
Figura 59 – Resultado da eletroforese das amostras de interesse.....	83
Figura 60 – Polutogramas unitários de Fósforo Total.	87
Figura 61 – Ajuste do modelo para o 1° evento – Fósforo Total.....	88

Figura 62 - Ajuste do modelo para o 3º evento – Fósforo Total.	88
Figura 63 - Polutogramas unitários de Nitrogênio Amoniacal.....	89
Figura 64 - Ajuste do modelo para o 1º evento – Nitrogênio Amoniacal.	90
Figura 65 - Ajuste do modelo para o 3º evento – Nitrogênio Amoniacal.	90
Figura 66 - Polutogramas unitários de Coliformes Totais.....	91
Figura 67 - Ajuste do modelo para o 1º evento – Coliformes Totais.	91
Figura 68 - Ajuste do modelo para o 3º evento – Coliformes Totais.	92
Figura 69 - Polutogramas unitários de E. coli.	92
Figura 70 - Ajuste do modelo para o 1º evento – E. coli.....	93
Figura 71 - Ajuste do modelo para o 3º evento – E. coli.....	93
Figura 72 – Diagramas de caixa da duração de eventos em 2016 na bacia do Sapo.....	94
Figura 73 – Curva S de Fósforo Total.	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparação das cargas de poluição das águas pluviais e servidas.....	17
Tabela 2 - Síntese de resultados de estudos recentes sobre cargas de poluentes.....	20
Tabela 3 - Localização dos pontos de estudo (DATUM WGS84).....	39
Tabela 4 - Campanhas realizadas neste estudo.....	40
Tabela 5 – Parâmetros selecionados para estudo.....	42
Tabela 6 – Amostras analisadas para ensaio de metais pesados e TOG.....	42
Tabela 7 – Análises bacteriológicas.	43
Tabela 8 – Sequência dos oligonucleotídeos e tamanho dos amplicons usados nas ampliações	44
Tabela 9 - Chuvas antecedentes as amostragens de tempo seco.	52
Tabela 10 - Cargas obtidas nas coletas de tempo seco.	52
Tabela 11 - Concentrações de poluentes em tempo seco.	54
Tabela 12 - Concentração de poluentes na foz do riacho do Sapo e em pontos do riacho Reginaldo.....	55
Tabela 13 – Concentrações de metais pesados e óleos e graxas nos 4 pontos analisados no dia 05/12/2016.....	56
Tabela 14 - Precipitação antecedente ao evento do dia 06/06/2016.....	59
Tabela 15 - Valores de turbidez ao longo do 1º evento.	61
Tabela 16 - Precipitação antecedente ao evento do dia 07/07/2016.....	62
Tabela 17 – Precipitação na bacia antecedente a coleta do dia 19/08/2016.....	64
Tabela 18 – Concentrações de metais pesados durante a limpeza do canal.....	73
Tabela 19 – Carga gerada na foz do riacho do Sapo pelo uso da barreira hidráulica.....	73
Tabela 20 – Concentrações de Metais Pesados e Teor de Óleos e Graxas no perfil do dia.	80
Tabela 21 – Identificação das amostras submetidas a técnica de PCR e seus respectivos valores de turbidez.	81
Tabela 22 – Precipitações incrementais de 20 min ao longo dos eventos discretizados nos 3 pluviômetros.	85
Tabela 23 – Massa de Coliformes Totais gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.	85
Tabela 24 - Massa de E. coli gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.	86

Tabela 25 - Massa de Nitrogênio Amoniacal gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.	86
Tabela 26 - Massa de Fósforo Total gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.	87
Tabela 27 – Massa de poluentes gerada em período chuvoso no ano de 2016 na foz do riacho do Sapo.	95
Tabela 28 – Massa de poluentes gerada em período seco no ano de 2016 na foz do riacho do Sapo.	95

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Objetivo Geral	15
1.2	Objetivos Específicos	15
1.3	Síntese Metodológica.....	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	Qualidade da Água do Sistema de Drenagem	17
2.2	Poluição Difusa.....	18
2.3	Cargas de Poluentes	19
2.4	Polutogramas	21
2.5	Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade das Águas Pluviais	24
2.6	Metais Pesados e Óleos e Graxas Totais	29
2.7	Doenças de Veiculação Hídrica e PCR.....	31
3	PROPOSTA METODOLÓGICA PARA OBTENÇÃO DE CARGAS POLUENTES	35
3.1	Fluxograma da aplicação da proposta metodológica ao Riacho do Sapo.....	35
3.2	Área de Estudo.....	36
3.3	Coletas de Campo	38
3.3.1	Medições de vazões	40
3.3.2	Análises físico-químicas	41
3.3.3	Avaliação microbiológica	43
3.4	Cargas e Polutogramas	45
4	VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA NA BACIA DO RIACHO DO SAPO	52
4.1	Levantamento de Carga em Tempo Seco	52
4.2	Levantamento de Carga em Tempo Chuvoso.....	56
4.2.1	1º evento.....	58
4.2.2	2º evento.....	61
4.2.3	3º evento.....	63
4.2.4	4º evento.....	67

4.3	Perfil do Dia.....	74
4.4	PCR.....	80
4.5	Discretização do Polutograma	84
4.6	Polutograma Unitário.....	87
4.6.1	Fósforo Total.....	87
4.6.2	Nitrogênio Amoniacal.....	89
4.6.3	Coliformes Totais	90
4.6.4	E. coli	92
4.7	Cargas Anuais	93
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	97

1 INTRODUÇÃO

A relação entre crescimento populacional, urbanização e degradação da qualidade da água superficial tem sido bastante estudada nas últimas décadas (SARTOR et al., 1972; IDE, 1984; PIMENTEL, 2009). Inicialmente, a poluição dos corpos d'água era associada apenas aos esgotos domésticos não tratados ou despejos industriais, sendo percebido posteriormente que parte dessa poluição ocorre devido à contribuições difusas.

O escoamento advindo de fontes urbanas, como por exemplo pela descarga de telhados e superfícies impermeabilizadas, foi reconhecido como altamente poluidor e preocupante a partir do final dos anos 60, passando a ser alvo de diversos estudos (WEIBEL et al., 1964; BURM et al., 1968; BRYAN, 1971).

Além disso, conforme discutido por Baptista e Nascimento (1996), as soluções clássicas de drenagem urbana não contemplam os problemas de qualidade da água, sendo comum no Brasil os problemas de inadequação do funcionamento do sistema de drenagem causados por deposição de sedimentos, que têm origem em processos erosivos intensificados pela urbanização e/ou por deficiências na limpeza urbana, entre outros intervenientes.

Segundo Porto (1995), o escoamento superficial da água carrega o material solto ou solúvel que encontra até os corpos hídricos, levando, portanto, cargas poluidoras bastante significativas. As redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas, que se constituem em importantes fontes de degradação de rios, lagos e estuários.

As cargas difusas têm origens diversificadas, sendo que as concentrações dos poluentes variam de acordo com a área, com o uso do solo (residencial, comercial, industrial, rural), com eventos de precipitação e ao longo de um mesmo evento. Contribuem ainda para a poluição difusa o lixo acumulado nas ruas e calçadas, os resquícios de combustíveis, entulhos de construção, óleos e graxas, resíduos animais, entre diversos fatores.

Dessa forma, a poluição encontrada no escoamento superficial urbano é composta principalmente de sedimentos, nutrientes, substâncias que consomem oxigênio, metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, bactérias e vírus patogênicos (TUCCI, 2007). Para representar a qualidade da água, geralmente são utilizados parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Além disso, existem técnicas de biologia molecular que podem ser usadas para avaliação da qualidade da água, verificando a presença de patógenos na mesma. Entre estes métodos está

a PCR (Reação em Cadeia da Polimerase), que com o uso de *primers* específicos permite à amplificação de um fragmento de DNA da amostra e posterior detecção do gene de estudo.

Assim, visando minimizar os efeitos da presença de poluentes e, conseqüentemente, a degradação da qualidade nos corpos d'água das bacias urbanas é necessário um planejamento para controle e melhor aproveitamento dos recursos hídricos. Para isto, é imprescindível obter-se inicialmente a estimativa e análise de dados relativos à qualidade e quantidade de água.

Recentemente, diversos trabalhos têm se dedicado ao estudo das cargas de poluentes em bacias urbanas (ZAFFANI, 2012; QI et al., 2014; SÉBASTIAN et al., 2015; HUILIANG et al., 2015; ZHAO et al., 2015; MCKEE e GILBREATH, 2015). Porém, segundo McKee e Gilbreath (2015), os estudos concluídos nos últimos anos não fizeram nenhuma tentativa para ajustar a estimativa de cargas anuais levando em consideração fatores climáticos, como o aumento das cargas no período chuvoso.

Na cidade de Maceió, existem diversos exemplos de bacias urbanas com notória poluição difusa. Entre elas, está a bacia do Riacho do Sapo, que se encontra completamente inserida na área urbana e localizada na parte baixa da bacia do Riacho Reginaldo, uma das principais bacias hidrográficas da região. Com 4,4 km de extensão, o Riacho do Sapo tem suas águas em canal aberto, em sua maioria, o que causa impactos na população, visto que o riacho passa por locais de grande circulação na cidade (PEPLAU, 2013).

Neste sentido, estudos têm sido realizados nas bacias urbanas de Maceió, como é o caso de Pimentel (2009) que analisou o comportamento quali-quantitativo do riacho Reginaldo. Posteriormente, Tauber (2013) avaliou a qualidade da água do Riacho do Sapo e o impacto das ações antrópicas no local. Neste mesmo ano, Gama (2013) desenvolveu e mapeou um Índice de Salubridade Ambiental para a bacia do Riacho Reginaldo na escala espacial de setores censitários. Peplau (2013) analisou critérios para definição de vazão de restrição no controle do escoamento superficial da bacia do Sapo. Em seguida, Silva (2014) relacionou a incidência de doenças com os serviços de saneamento básico da bacia do Reginaldo. Barros (2015) buscou entender a aplicabilidade de medidas de controle do escoamento superficial urbano sendo implantadas em diferentes escalas na bacia do Sapo.

No contexto mostrado e dando continuidade a esta linha de pesquisa, objetiva-se estudar as cargas anuais na bacia do riacho do Sapo, avaliando diferentes parâmetros de qualidade da água. Este trabalho está inserido em uma conjuntura que envolve os seguintes projetos:

- H2Urb: indicadores de eficiência quali-quantitativos de drenagem em bacias urbanas e peri-urbanas, da Rede Hidroeco: Hidrograma ecológico e modelagem quali-quantitativa de bacias. O projeto de pesquisa possui 5 metas: 1. Análise do comportamento espacial da chuva na bacia, 2. Identificação de relações quali-quantitativas entre a precipitação, o escoamento pluvial e as cargas poluidoras (resíduos sólidos e líquidos); 3. Obtenção de relações entre precipitação, escoamento pluvial e cargas poluidoras com a qualidade das águas litorâneas e uso e ocupação do solo, 4. Estabelecimento de índices e indicadores que a avaliação do impacto da ação antrópica na drenagem urbana, 5. Estimação de respostas da bacia a intervenções previstas e à evolução da ocupação do solo, em relação aos aspectos de quantidade e qualidade do escoamento;
- MAPLU: Manejo de águas pluviais: monitoramento, modelagem, desenvolvimento de tecnologias de baixo impacto e de instrumentos para a gestão de águas pluviais em meio urbano. O projeto tem como objetivo desenvolver soluções urbanísticas e ambientalmente adequadas de manejo de águas pluviais para a redução do impacto sobre o hidrograma de enchentes, com especial atenção para a qualidade da água, o controle de vetores e a gestão de resíduos sólidos, em bacias experimentais urbanas;
- PPP: Estudo da influência do nível da água do riacho Salgadinho no escoamento no riacho do Sapo. O projeto tem como objetivo avaliar o efeito do riacho Salgadinho na capacidade de escoamento do seu afluente riacho do Sapo, através de monitoramento e modelagem;

1.1 Objetivo Geral

Desenvolver uma metodologia para estimar as cargas anuais produzidas no sistema de drenagem de uma bacia urbana e aplicar a bacia do riacho do Sapo em Maceió/Alagoas, para diferentes parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água.

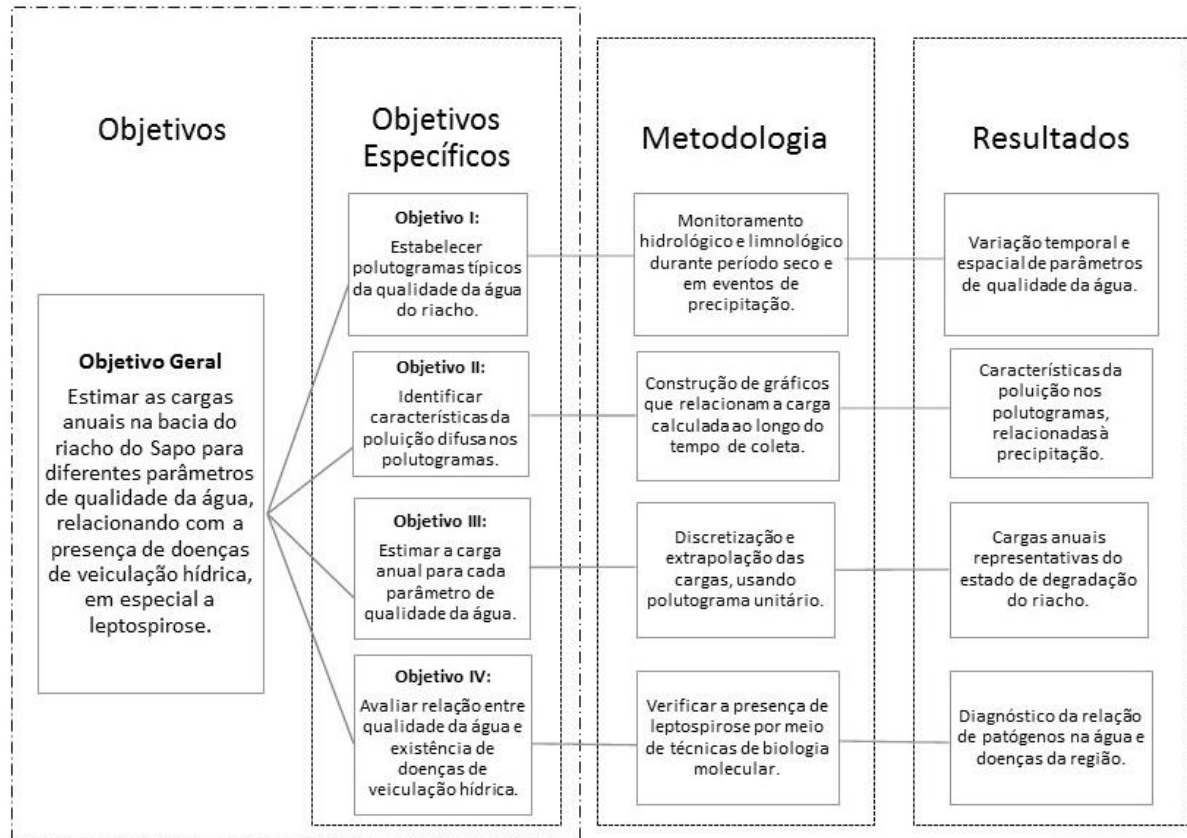
1.2 Objetivos Específicos

- Estabelecer polutogramas típicos para analisar a variação temporal e espacial da qualidade da água no riacho.
- Identificar parâmetros representativos da poluição difusa nos polutogramas.
- Estimar a carga anual unitária para cada parâmetro de qualidade da água.
- Avaliar a presença de patogênico nas amostras de água por meio de técnicas de biologia molecular (PCR).

1.3 Síntese Metodológica

A Figura 1 apresenta a síntese dos objetivos deste trabalho e a metodologia usada para alcançar cada um deles.

Figura 1 – Resumo dos objetivos, metodologias e resultados.



Fonte: Autora.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Qualidade da Água do Sistema de Drenagem

As águas pluviais geralmente são lançadas pelo sistema de drenagem no corpo receptor sem a preocupação com a sua qualidade e com os impactos que pode gerar. Um dos fatores que leva a essa situação é o entendimento de que as águas pluviais são limpas, sendo que diversos autores como Chebbo et al. (2001), Neves (2006), Zaffani (2012), entre outros, mostraram que a qualidade da água proveniente da precipitação, que carrega os poluentes atmosféricos, e do posterior escoamento superficial também é bastante precária. Verificou-se ainda uma grande quantidade de poluentes, principalmente no período inicial da chuva, devido à lavagem da superfície.

Neste sentido, as cargas de poluição das águas pluviais, supostas relativamente limpas, foram comprovadas como muitas vezes equivalente, e eventualmente superior às cargas poluentes dos esgotos sanitários, especialmente quando observadas em uma escala de tempo reduzida, evidenciado na Tabela 1. Segundo Ide (1984), a carga poluidora anual produzida pelo escoamento pluvial urbano pode ser maior que a de um efluente de uma estação de tratamento de esgotos domésticos.

Tabela 1 - Comparação das cargas de poluição das águas pluviais e servidas.

Intervalo de Tempo	Relação da carga poluente das águas pluviais e de esgotamento sanitário		
	Ano	Dia	Hora
SST	1/2	1/2	50
DBO ₅	1/27	1/6	4
DQO	1/9	1/2	12
NTK	1/27	1/7	3,5
Pb	27	80	2000
Zn	1/1	4	100
Hg	1/1	7	-
Cd	1/1	5	-

Fonte: Nascimento et al., 2000.

É importante destacar que a magnitude do impacto causado pelo lançamento da drenagem urbana depende de fatores como o estado do corpo d'água antes do lançamento; sua capacidade assimilativa e, ainda, da quantidade e distribuição das chuvas; uso do solo na bacia; tipo e quantidade de poluente arrastado. De forma geral, a introdução de cargas difusas gera modificações que produzem impactos negativos diversos, com consequências a curto e a longo prazo sobre o ecossistema aquático (MAGALHÃES E CAPODEFERRO, 2016).

Além disso, uma lacuna existente no controle qualitativo do lançamento das águas pluviais é o déficit de informações, tanto com relação à existência de dados dos sistemas de drenagem, quanto com relação à legislação específica para águas pluviais. Um fator leva a outro, a ausência de informações impede ou dificulta a ação de gestores na promoção de medidas que auxiliem na gestão sustentável dos sistemas de drenagem, como por exemplo, o estabelecimento de padrões de qualidade da água (YOON; STEIN, 2008).

Atualmente, existem resoluções que regulamentam o enquadramento dos corpos hídricos e o lançamento de efluentes de esgoto, como a CONAMA 357/2005, complementada pela resolução 430/2011. Porém, não existem regulamentações específicas para o sistema de drenagem, não estando estabelecidas condições e padrões para o lançamento das águas pluviais nos corpos receptores.

Assim, o esforço para controle da poluição atual é focado no tratamento de esgotos domésticos e industriais, que são fontes poluidoras pontuais, não sendo reconhecida a degradação causada pela qualidade da água do escoamento superficial urbano, ou seja, pela poluição difusa.

2.2 Poluição Difusa

Os principais poluentes encontrados no escoamento superficial urbano são: sedimentos, nutrientes, substâncias que consomem oxigênio, metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, bactérias e vírus patogênicos (TUCCI, 2007).

A acumulação de poluentes, dentro da área de uma bacia urbana, pode ser atribuída a diversas fontes e os efeitos individuais são de difícil separação. As principais fontes poluidoras podem ser classificadas de acordo com a maneira em que estão situadas no espaço e no tempo, sendo elas fontes pontuais e fontes difusas.

As fontes pontuais ou localizadas são aquelas mais simples de serem determinadas, como por exemplo, os lançamentos de esgotos domésticos, descargas industriais e efluentes de aterros sanitários. Nesses casos, é mais fácil detectar e relacionar a degradação com sua fonte original a partir da identificação dos parâmetros de qualidade presentes na água, o que auxilia no controle e tratamento desse efluente.

As fontes difusas ou dispersas são mais difíceis de serem identificadas do que as fontes pontuais, sendo que a sua determinação quantitativa ao nível da bacia hidrográfica ainda é uma

atividade complexa, pois depende da interação de diversos fatores, como precipitações, uso e ocupação do solo, densidade populacional, limpeza urbana, topografia, entre outras.

A poluição difusa se inicia com o arraste de poluentes atmosféricos por meio da precipitação e, posteriormente, há o transporte dos sedimentos e poluentes dispostos na área urbana pelo escoamento superficial, até o destino final no corpo hídrico receptor. Assim, nota-se claramente a relação estreita entre a poluição difusa e o ciclo hidrológico. Este processo de poluição difusa resulta em cargas totais significativas, que causam deterioração da qualidade das águas superficiais, comprometendo o corpo hídrico e a população ribeirinha da região.

2.3 Cargas de Poluentes

Diversos trabalhos têm avaliado a carga de poluentes em bacias urbanas (Tabela 2). Zhao et al. (2015) estimaram a carga anual de nitrogênio, fósforo e DQO na baía Quanzhou, na China, em 2008 e 2012, considerando a poluição pontual (industrial e doméstica urbana) e difusa (doméstica rural, agricultura, pecuária e avicultura) por meio de métodos de estimativa por coeficientes globais aplicados a realidade da baía. Esses métodos levam em consideração, entre outros fatores, o crescimento populacional no período estudado, dados de concentração da literatura e coeficientes de drenagem. Os pesquisadores concluíram que o poluente com maior contribuição foi a DQO, seguido do nitrogênio e depois fósforo; além disso verificaram que a principal fonte poluidora foi a doméstica. Porém, este trabalho tem como limitação as grandes variações inerentes aos coeficientes, sendo que eles refletem condições particulares de cada local de estudo.

McKee e Gilbreath (2015) estudaram um pequeno tributário urbano da baía de São Francisco na Califórnia, obtendo dados de precipitação e turbidez por meio de amostradores automáticos, determinando a concentração de poluentes (sólidos suspensos e metais) pelo uso de regressão com a turbidez. Essas concentrações estimadas foram combinadas com as vazões para resultar nas cargas instantâneas e posteriormente foram somadas para obter as cargas em períodos desejados. Para aumentar a precisão das cargas estimadas, os dados foram divididos em regime de baixo fluxo e fluxo de período chuvoso, sendo o limite entre eles de $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$. Essa estratificação de informações também foi aplicada por Lawson et al. (2001) em tributários da baía Chesapeake, resultando em melhor precisão da estimativa de cargas.

Weixiao Qi et al. (2014) realizaram coletas mensais no rio Yangtze, na China, para análise de micropoluentes orgânicos e estimaram as cargas anuais pela soma dos dados das cargas mensais. Porém, estes autores apenas realizaram coletas em período seco, sem se preocupar com o aumento das cargas que ocorre em eventos de precipitação. Outros trabalhos semelhantes realizados nesse rio utilizaram a mesma metodologia considerando coletas bimestrais (WU et al., 2007; DUAN et al., 2008).

No contexto nacional, Zaffani (2012) estudou a poluição difusa na cidade de São Carlos, obtendo cargas específicas de poluentes por área de drenagem ao longo dos cursos d'água. Entretanto, esse trabalho realizou apenas uma coleta e após intensa precipitação (357,55 mm nos 15 dias anteriores), o que pode ter ocasionado a lavagem das superfícies e, conseqüentemente, a diminuição nos valores das cargas. Agra (2014) estimou as cargas de poluentes na bacia do riacho do Sapo, constatando a degradação do curso d'água. Os resultados desse estudo mostraram que as cargas na nascente já são bastante elevadas, porém os valores obtidos ainda apresentaram flutuações aleatórias e incompatibilidade em comportamentos de parâmetros relacionados.

Os estudos que foram concluídos recentemente não fizeram nenhuma tentativa para ajustar a estimativa de cargas anuais levando em consideração a variação das cargas nos períodos seco e chuvoso, ainda que decisões de gestão da bacia geralmente necessitem de estimativas dessa natureza.

Uma outra lacuna existente no monitoramento qualitativo de águas pluviais é a dificuldade na captura de grandes eventos, que podem ser raros em algumas regiões, e a obtenção de dados do início da chuva, quando a maior parte dos poluentes são transportados, o que sugere que os valores de cargas reportados na literatura até hoje podem ser subestimados.

Tabela 2 - Síntese de resultados de estudos recentes sobre cargas de poluentes.

Autor	DQO (t/km ² .a)	Nitrogênio (t/km ² .a)	Fósforo (t/km ² .a)	SS (t/km ² .a)	Ni (kg/km ² .a)
Zhao et al. (2015)	146,5	11,1	4,1	-	-
Zaffani (2012)	35,0	1,38*	0,1	-	-
Agra (2014)	1.184,9	50,8*	4,1	-	-
McKee e Gilbreath (2015)	-	-	-	31,5	2,0
Lawson et al. (2001)	-	-	-	-	4,2

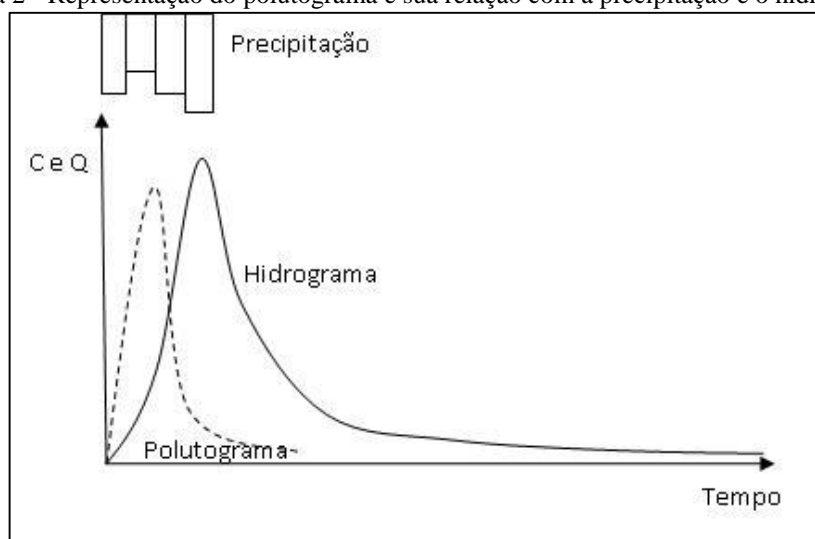
Fonte: Autora. Obs.:*Analisado apenas nitrogênio amoniacal.

2.4 Polutogramas

A poluição difusa de origem pluvial é um fenômeno aleatório, dependente de uma série de fatores como intensidade e duração da precipitação, tempo seco antecedente, características da bacia hidrográfica, entre outros. Ao longo de um evento de precipitação, as concentrações de poluentes no escoamento gerado variam, assim como são alteradas as vazões. Essas variações têm sido estudadas e representadas por meio de “polutogramas” (KAYAHANIAN et al., 2002; MÉTADIER E BERTRAND-KRAJEWSKI, 2012; OSTENDORF, 2013; MEMON et al., 2014).

Os polutogramas (Figura 2) são gráficos que mostram a variação da concentração ou da carga ao longo do tempo, podendo ser usado para representar o transporte de poluentes em um escoamento urbano. Essa ferramenta geralmente é representada junto com a precipitação do evento e o hidrograma respectivo, buscando associações entre eles.

Figura 2 - Representação do polutograma e sua relação com a precipitação e o hidrograma.



Fonte: Tucci, 2007.

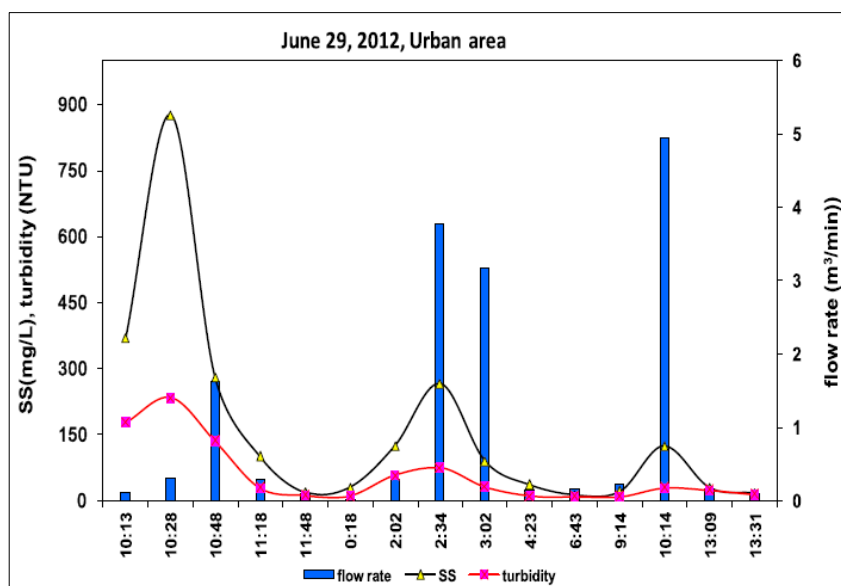
Segundo Tucci (2007), o polutograma gerado no evento de uma área urbana mostra um pico de carga ocorrendo antes do pico do hidrograma, indicando que a concentração no início do evento é alta, mesmo com pequena vazão, como retratado na Figura 2. Entretanto, alguns autores têm constatado que nem sempre esse comportamento ocorre, como no trabalho de Pimentel (2009). Uma possível explicação para isso, seria o tempo seco antecedente ao evento, que possibilita um maior ou menor acúmulo de poluentes na superfície a ser lavada pela chuva.

Estudos recentes têm usado o polutograma como forma de compreender a poluição difusa urbana. Métadier e Bertrand-Krajewski (2012) utilizaram um extenso banco de dados contínuos para melhor análise da diversidade dos polutogramas, o que permitiu uma avaliação

mais detalhada das complexas interações e processos que envolvem a sua ocorrência. Para valores idênticos de vazão, os autores encontraram concentrações variadas, sugerindo que a análise desses fenômenos deve constituir a base para melhorias em modelos de poluentes urbanos durante vazões de tempo chuvoso.

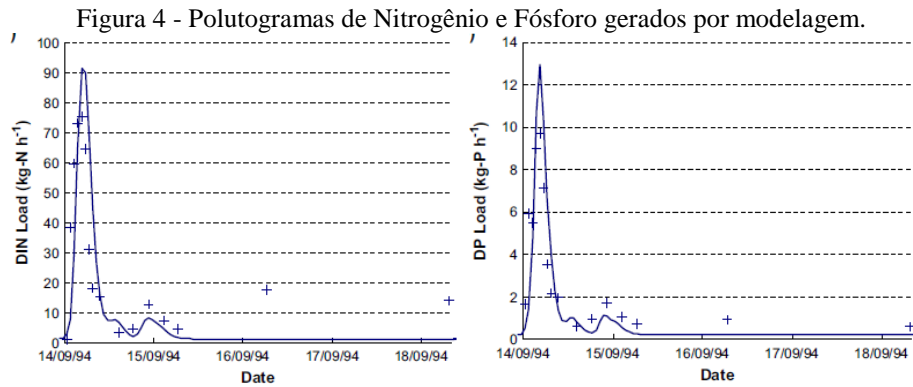
Memon et al. (2014) observou a tendência da concentração de poluentes em 15 eventos de chuva por meio de gráficos que relacionam tempo, fluxo e concentração (hidro-polutogramas), verificando que esses gráficos (Figura 3) podem ser descritos em porções de período com fluxo estável ou turbulento. Os resultados desse estudo mostraram que o pico da concentração de poluentes precede ou segue o pico de vazão, sendo que eles não estão correlacionados diretamente.

Figura 3 – Hidro-polutograma.



Fonte: Memon et al. (2014)

Existem também trabalhos que têm gerado polutogramas por ferramentas de modelagem, buscando representar as cargas em determinadas regiões. Chu et al. (2008) estudaram o desenvolvimento de uma dessas ferramentas por meio da simulação de cargas poluidoras durante os eventos de cheias. O estudo foi aplicado em três bacias no Sul da França em rios intermitentes e foram analisados 30 eventos de inundação. Estes autores perceberam que as cargas variam bastante após um período muito extenso de seca, seguido da ocorrência de uma precipitação intensa. Além disso, o modelo representou bem os eventos por meio dos polutogramas, como mostrado na figura abaixo.

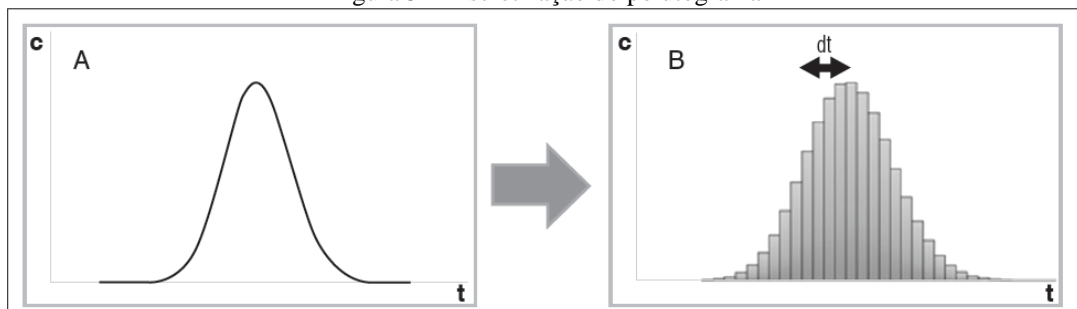


Fonte: Chu et al. (2008)

Fan et al. (2013) desenvolveram um modelo de qualidade da água acoplado com um SIG para representação de impactos causados por lançamento de poluentes em grande escala, com uma visão sistêmica de toda a bacia hidrográfica. Segundo os autores, essa integração pode ser especialmente útil quando os locais onde vão ocorrer todos os lançamentos de poluentes em uma bacia hidrográfica não são conhecidos *a priori*. O SIAQUA-IPH permite a inserção do tipo de lançamento e demais características em cada trecho do rio, sendo realizados cálculos da propagação dos poluentes utilizando-se soluções analíticas da equação de transporte.

Além disso, o SIAQUA-IPH traz a solução de discretização e convolução de polutogramas para locais em que há confluência de trechos de rio. Ou seja, o modelo adota a estratégia de discretização em um número finito de partes para o polutograma (Figura 5), sendo que essas pequenas parcelas são consideradas lançamentos instantâneos individuais no curso d'água. Posteriormente, o conjunto de polutogramas individuais resultantes pode ser somado para a obtenção do polutograma resultante ao final de trecho de rio.

Figura 5 - Discretização do polutograma



Fonte: Fan et. al, 2013.

Esse processo de discretização e propagação dos lançamentos individuais consiste no principal princípio adotado no SIAQUA-IPH para cálculo da propagação e dispersão de poluentes. Por se assemelhar com a técnica utilizada em hidrologia de soma de hidrogramas

unitários (convolução do hidrograma unitário), essa técnica pode ser denominada de Convolução do Polutograma (CHANSON, 2004; RIBEIRO et al., 2011).

2.5 Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade das Águas Pluviais

A poluição de um riacho está diretamente relacionada à quantidade de resíduos presentes na água, de forma que inúmeros parâmetros podem ser utilizados para avaliação qualitativa dele. Cada parâmetro influencia o corpo hídrico de forma diferente e essas variáveis podem ter relações entre si.

Segundo a legislação ambiental, para exercer o controle da poluição definem-se padrões e indicadores de qualidade da água que se deseja respeitar em um determinado ambiente, como faz a Resolução do CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005).

Alguns dos parâmetros físicos que podem ser utilizados na avaliação da qualidade da água de riachos estão mostrados a seguir:

- **Turbidez:** representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma (VON SPERLING, 2005). Em corpos d'água, a turbidez excessiva diminui a penetração da luz, promovendo a redução dos processos fotossintéticos dos organismos do fitoplâncton, algas e vegetação submersa (CERETTA, 2004).

Turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido a presença de sólidos em suspensão. Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. Nas águas naturais, a presença de turbidez provoca a redução de intensidade dos raios luminosos que penetram no corpo d'água, influenciando decisivamente nas características do ecossistema presente. Quando sedimentadas, estas partículas formam bancos de lodo onde a digestão anaeróbia leva a formação de gases metano e gás carbônico, além de nitrogênio gasoso e do gás sulfídrico, este malcheiroso com odor característico de ovo deteriorado (PIVELI e KATO, 2005).

A resolução CONAMA 357 impõe limites de turbidez de 40 UNT para águas doces classe 1 e de 100 UNT para as classes 2 e 3.

- **Temperatura:** é a medida da intensidade de calor no meio aquático. Elevações na temperatura aumentam a taxa das reações químicas e biológicas no meio, diminuem a solubilidade dos gases na água e aumentam a taxa de transferência destes, podendo gerar

mau cheiro. Deve ser analisada em conjunto com outros parâmetros de qualidade, em virtude da sua influência nos demais processos (VON SPERLING, 2005).

Devido a essa influência sobre a configuração dos ambientes aquáticos, este parâmetro está incluído nas legislações referentes ao controle da poluição nas águas. A CONAMA 357 estabelece a temperatura máxima de 40 °C como padrão de emissão de efluentes lançados diretamente nas águas naturais.

- **Sólidos:** Em saneamento, sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (PIVELI e KATO, 2005).

Os sólidos totais, que representam a soma dos sólidos dissolvidos e suspensos, afetam a dureza da água e aumentam com o grau de poluição. Tanto os sólidos suspensos quanto os sólidos dissolvidos podem ser fixos ou voláteis. Dentro do resíduo fixo, encontra-se o predomínio de substâncias inorgânicas, enquanto o resíduo volátil constitui-se, principalmente, de matéria orgânica (CERETTA, 2004).

São avaliados também os sólidos sedimentáveis, que se constitui do resíduo de material sólido em suspensão, de maior densidade que a água, e se deposita quando o sistema está em repouso. Este parâmetro permite a previsão do comportamento de despejos ao atingirem um curso d'água (CHAMUN, 2008).

Também são usados parâmetros químicos nas análises de águas superficiais, a exemplo dos seguintes:

- **Potencial Hidrogeniônico (pH):** representa a concentração de íons H^+ e é usado para expressar o grau de acidez ou alcalinidade de uma solução. As águas superficiais possuem, naturalmente, um pH entre 4 e 9. (CERETTA, 2004).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das espécies. Também o efeito indireto é muito importante, podendo determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes (PIVELI e KATO, 2005).

A legislação federal (CONAMA 357/2005) permite moderado afastamento do valor de $pH = 7,0$.

- **Fósforo:** elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações, pode conduzir ao crescimento exagerado desses organismos, processo conhecido como eutrofização (VON SPERLING, 2005).

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas (PIVELI e KATO, 2005).

A resolução CONAMA 357/2005 estabelece limites diferentes para a concentração de fósforo total em águas naturais, em função da forma que ocorre o escoamento. Os ambientes lóticos são relativos às águas continentais moventes e os lênticos à água parada, com movimento lento ou estagnada. Assim, para as águas doces de classe 1 o limite é de 0,02 mg/L para ambientes lênticos, como é o caso dos riachos.

Um conceito prevaiente é o de que controlar as fontes de fósforo é mais interessante do que as de nitrogênio, por causa da existência de algas fixadoras do nitrogênio atmosférico e também porque a concentração de fósforo nos esgotos é menor do que a de nitrogênio. Além disso, os processos físico-químicos para a remoção de fósforo podem ser viabilizados mais facilmente (PIVELI e KATO, 2005).

- **Nitrogênio:** São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Os esgotos recentes são praticamente desprovidos de nitrito e nitrato (PIVELI e KATO, 2005).

Na água, pode ser encontrado em basicamente 4 formas: nitrogênio orgânico; nitrogênio amoniacal (é aquele que já sofreu decomposição pelos microrganismos heterotróficos); nitrito (forma intermediária, de curta duração, após a oxidação da amônia por bactérias); e nitrato (forma oxidada a partir dos nitritos pelas bactérias) (VON SPERLING, 2005). Os esgotos sanitários apresentam, normalmente, de 20 a 85 mg/L de nitrogênio, das quais de 12 a 50 mg/L encontram-se na forma amoniacal (METCALF e EDDY, 1991). Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas. Nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (PIVELI e KATO, 2005).

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** Nas águas naturais a DBO representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido necessária à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que pode levar os níveis de oxigênio nas águas abaixo do

exigido. A DBO é também uma ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água (PIVELI e KATO, 2005).

A oxidação bioquímica é um processo lento e teoricamente leva um tempo infinito para ser completada. Em um período de 5 dias que é utilizado no teste de DBO_{5,20} ocorre para esgotos sanitários a oxidação de cerca de 60 a 70 % dos compostos (PIVELI e KATO, 2005).

A resolução nº 357/2005 do CONAMA impõe os limites máximos de DBO de 3, 5 e 10 mg/L para as águas de doces de classe 1, 2 e 3.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO):** A DQO consiste em uma técnica utilizada para a avaliação do potencial de matéria redutora de uma amostra. A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO, para observar o nível e a maior facilidade ou dificuldade de biodegradabilidade dos despejos (PIVELI e KATO, 2005).

A principal vantagem do teste de DQO é o pouco tempo necessário para análise. A determinação pode ser feita em 3 h ao invés dos 5 dias necessários para medição da DBO. Por esta razão, tem sido usado como substituto do teste de DBO em diversas situações (SAWYER, 2003). A legislação federal ainda não inclui a DQO como parâmetro de avaliação da poluição das águas.

Além desses indicadores, podem ser usados parâmetros microbiológicos de análise das águas para avaliar os riscos de exposição às doenças de veiculação hídrica. Para isso, geralmente são utilizados alguns parâmetros para sugerir a ocorrência de contaminação fecal, devido às limitações de ordem técnica e econômica, que torna inviável levantar todos os organismos patogênicos presentes em uma amostra de água.

Os indicadores de contaminação fecal, tradicionalmente aceitos, pertencem a um grupo de bactérias denominadas coliformes, escolhidos principalmente por estarem presentes nas fezes de animais de sangue quente, inclusive os seres humanos, e por serem facilmente detectáveis e quantificáveis por técnicas simples. Possuem também maior tempo de vida na água que as bactérias patogênicas intestinais, por serem menos exigentes em termos nutricionais, sendo incapazes de se multiplicarem no ambiente aquático (FUNASA, 2004).

- **Coliformes Totais:** bacilos gram-negativos manchados, de hastes não esporuladas, aeróbios ou anaeróbios facultativos, que estão associados com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. Essas bactérias reproduzem-se ativamente a 44,5 °C e são capazes de fermentar o açúcar.

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicativo da possibilidade de existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica tais como febre tifoide, febre paratifoide, disenteria bacilar e cólera (CERETTA, 2004).

- **Escherichia coli (E. coli):** são as principais representantes do grupo de coliformes termotolerantes, ou seja, dos microrganismos capazes de fermentar a lactose à 44-45 °C e são utilizados na legislação brasileira como padrão para qualidade microbiológica de águas superficiais. A E. coli é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal (CETESB, 2009).

Este parâmetro é utilizado pelo Instituto do Meio Ambiente de Alagoas (IMA-AL) como avaliador da balneabilidade das praias do estado, que recebem uma parte do desagüe dos riachos com poluição difusa urbana. Segundo a resolução CONAMA nº 274/2000, a E. coli não deve exceder um limite de 800 NMP/100 mL em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas nas últimas cinco semanas para a praia ser considerada própria para banho.

Fica clara, dessa forma, a importância do uso de todos os parâmetros listados na análise de qualidade da água, visando o conhecimento dos poluentes presentes para poder realizar um tratamento adequado daquele corpo hídrico de acordo com sua finalidade de uso. Estes indicadores podem mostrar ainda a exposição à doenças de veiculação hídrica por parte da população ribeirinha e a contribuição dos córregos poluídos nas praias urbanas.

Outra diferenciação importante é a variação dos valores desses parâmetros em período seco e chuvoso, que podem indicar o aumento da poluição dos corpos hídricos pela lavagem das superfícies e elevar o risco para a população ribeirinha de doenças. O próprio IMA considera, em seus relatórios semanais, que as fortes chuvas e sua relação com a possibilidade de riscos à saúde dos frequentadores das praias é o principal interveniente na balneabilidade.

O órgão recomenda ainda que sejam evitadas praias influenciadas pela presença de cursos d'água supostamente contaminados por esgotos nas 24 horas subsequentes à ocorrência de chuvas, visto que, durante este período é maior a probabilidade de contaminação por matéria de origem fecal e, conseqüentemente, o risco de se contrair doenças infecciosas.

2.6 Metais Pesados e Óleos e Graxas Totais

Além dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, existem vários outros que podem ser usados para caracterizar a poluição presente no escoamento superficial urbano, sendo que entre eles estão os metais pesados e os óleos e graxas totais (TOG).

Óleos e graxas são substâncias solúveis em n-hexano e compreendem ácidos graxos, gorduras animais, sabões, graxas, óleos vegetais, ceras, óleos minerais, etc. (PIVELI e KATO, 2005). São raramente encontradas em águas naturais, normalmente oriundas de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas. Os despejos de origem industrial são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água, dentre eles, destacam-se os de refinarias, frigoríficos e indústrias de sabão (NUVOLARI, 2003).

Nas águas naturais, os óleos e graxas acumulam-se nas superfícies, podendo trazer sérios problemas ecológicos por dificultar as trocas gasosas que ocorrem entre a massa líquida e a atmosfera, especialmente a de oxigênio (PIVELI e KATO, 2005).

Em seu processo de decomposição, os óleos e graxas reduzem o oxigênio dissolvido, devido à elevação da DBO_{5,20} e da DQO, causando prejuízos ao ecossistema aquático. Na legislação brasileira a recomendação é de que os óleos e as graxas sejam virtualmente ausentes para os corpos d'água de classes 1, 2 e 3 (CETESB, 2009).

Já os metais pesados são aqueles materiais que apresentam efeitos adversos à saúde humana, mesmo em pequenas concentrações. Devido aos prejuízos que, na qualidade de tóxicos, podem causar aos ecossistemas aquáticos naturais, são também padrões de classificação das águas naturais e emissões de esgotos, na legislação federal (PIVELI e KATO, 2005).

Os metais podem ser incorporados em sistemas aquáticos a partir das águas de drenagem urbana, que contêm, geralmente, todos os poluentes que se depositam na superfície do solo urbano (NASCIMENTO et al., 2015).

Os metais pesados surgem nas águas naturais também devido aos lançamentos de efluentes industriais tais como os gerados em indústrias extrativistas de metais, indústrias de tintas e pigmentos e, especialmente, as galvanoplastias, que se espalham em grande número na periferia das grandes cidades. Além destas, os metais pesados podem ainda estar presentes em efluentes de indústrias químicas, como as de formulação de compostos orgânicos e de

elementos e compostos inorgânicos, indústrias de couro, peles e produtos similares, indústrias do ferro e do aço, lavanderias e indústrias do petróleo.

Segundo Oliveira e Silva (2013), os metais potencialmente tóxicos são contaminantes químicos não biodegradáveis e tendem a se acumular nos organismos vivos, provocando distúrbios e doenças variadas, e têm sido sistematicamente lançados no ambiente, afetando a qualidade de solos e águas.

A maioria dos estudos realizados sobre poluição difusa evidencia os sedimentos e nutrientes, devido ao seu papel no processo de eutrofização, mas é importante considerar os metais pesados e os micropoluentes orgânicos devido aos seus efeitos nocivos na saúde humana (COSTA, 2012).

Os caminhos preferenciais pelos quais os metais são transportados nas águas dependem de diversos fatores de naturezas físicas, químicas e biológicas. De uma maneira geral, as águas que recebem efluentes contendo metais pesados apresentam concentrações elevadas destes no sedimento de fundo. Alguns metais pesados como o chumbo, por exemplo, podem ser absorvidos através das raízes das plantas e se acumularem nas folhas, sendo devolvidos para as águas quando estas se desprendem (PIVELI e KATO, 2005).

- **Chumbo Total**

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos, nestes últimos, naturalmente, por contaminação e nas embalagens. Está presente nas águas devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de acumuladores (baterias), bem como devido ao uso indevido de tintas, tubulações e acessórios à base de chumbo (PIVELI e KATO, 2005). A resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece limites de 0,01 mg/L (classes 1 e 2), 0,033 mg/L (classe 3 e 4).

- **Cádmio Total**

O cádmio se apresenta nas águas naturais devido às descargas de efluentes industriais, principalmente as de galvanoplastias. Este metal não apresenta nenhuma qualidade, pelo menos conhecida até o presente, que o torne benéfico ou essencial para os seres vivos (PIVELI e KATO, 2005). A legislação CONAMA 357 permite a concentração máxima de 0,001 mg/L para classe 1 e 0,01 mg/L na classe 3 deste parâmetro.

- **Cromo Total**

Pode existir nas águas naturais em valores de 0,05 mg/L, segundo a resolução nº 357/2005 do CONAMA. Largamente empregado nas indústrias, especialmente em galvanoplastias, onde a cromeação é um dos revestimentos de peças mais comuns. Pode ocorrer como contaminante de águas sujeitas a lançamentos de efluentes de curtumes e de circulação de águas de refrigeração, onde é utilizado para o controle da corrosão (PIVELI e KATO, 2005).

- **Níquel Total**

Não existem muitas referências bibliográficas quanto a toxicidade do níquel; todavia, estudos recentes demonstram que este metal pesado é carcinogênico. O níquel também é usado em galvanoplastias. A legislação do CONAMA nº 357 estabelece limite de 0,025 mg/L nas águas superficiais.

- **Zinco Total**

O zinco é também bastante utilizado em galvanoplastias na forma metálica e de sais tais como cloreto, sulfato, cianeto, etc. O zinco é um elemento essencial para o crescimento dos animais, porém, em concentrações acima de 5,0 mg/L, confere sabor à água. É preciso ressaltar que o zinco em quantidades adequadas é um elemento essencial e benéfico para o metabolismo humano, sendo que a atividade da insulina e diversos compostos enzimáticos dependem da sua presença (PIVELI e KATO, 2005). Desta forma, a legislação estabelece concentrações de 5 mg/L nos rios enquadrados em classe 3 e 4, e apenas 0,18 mg/L para rios classe 1.

- **Cobre Total**

O cobre ocorre geralmente nas águas, naturalmente, em concentrações inferiores a 20µg/L. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas, porém em pequenas quantidades é até benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue, facilitando a cura de anemias (PIVELI e KATO, 2005). Visando controlar isso, a resolução nº 357/2005 do CONAMA permite a presença de 0,009 mg/L a 0,013 mg/L nas águas superficiais.

2.7 Doenças de Veiculação Hídrica e PCR

Como citado no item anterior, existe uma forte correlação entre a qualidade da água e a incidência de doenças sobre uma região. Esta conexão tem sido alvo de vários estudos

apresentados na literatura e segundo Heller (2007) o saneamento torna-se um instrumento de planejamento das intervenções sobre o meio visando à melhoria da saúde. No entanto, o crescimento urbano na maioria das cidades brasileiras não tem sido acompanhado pelos serviços de saneamento básico.

As doenças oriundas da falta de saneamento básico são decorrentes tanto da quantidade como da qualidade das águas de abastecimento, do afastamento e destinação adequada dos esgotos sanitários, assim como dos resíduos sólidos, da ausência de uma drenagem adequada para as águas pluviais e principalmente pela falta de uma educação sanitária (SILVA, 2014).

As doenças relacionadas com a água podem ser causadas por componentes químicos e microbianos, sendo geralmente classificadas na bibliografia em quatro grupos:

- **Doenças de transmissão hídrica:** causadas pela ingestão de água contaminada por organismos patogênicos, que a utilizam como veículo para seu transporte. São exemplos dessa classe a cólera e a febre tifoide.
- **Doenças associadas a higiene pessoal e doméstica:** relacionadas a falta de água para higiene, podendo causar doenças de pele como a sarna e disenterias.
- **Doenças adquiridas devido ao contato com a água:** o patógeno passa parte de seu ciclo de vida em hospedeiros aquáticos, posteriormente contaminando humanos que entram em contato com essa água, sendo um exemplo a esquistossomose.
- **Doenças relacionadas a vetores desenvolvidos na água:** transmitidas pela picada de organismos patogênicos que se reproduzem na água ou próximo a ela, como é o caso da dengue e febre amarela.

Existe ainda uma classe que deve ser estudada no caso de corpos hídricos urbanos, que é a das doenças relacionadas com o esgoto, já que muitos dos rios e canais das cidades estão bastante contaminados e/ou recebem lançamentos de esgoto clandestino nas redes de drenagem de águas pluviais. Essas doenças são causadas por patógenos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) existentes em excretas humanas, como é o caso da hepatite A, salmonelose, entre várias outras.

Analisando esse aspecto, fica claro que a avaliação da disponibilidade hídrica é importante, mas não é suficiente para garantir a saúde da população. Segundo Libânio et al. (2005), a cobertura de serviços de saneamento (principalmente abastecimento de água, coleta, tratamento e disposição adequada de esgotos) é decisiva para a manutenção da saúde pública, destacando-se a importância da qualidade da água na gestão dos recursos hídricos.

Recentemente, Silva (2014) fez um estudo de caso da relação entre saneamento básico e saúde pública em bacias hidrográficas urbanas, por meio da caracterização dos serviços de saneamento ofertados na bacia do riacho Reginaldo, levantando também a incidência de doenças na região. A pesquisa revelou que o maior número de diagnoses recaem principalmente à dengue, hepatites e leptospirose.

A dengue é uma doença viral transmitida pela picada do mosquito *Aedes aegypti*, que se reproduz rapidamente em ambientes com acúmulo de água, incidindo principalmente nas cidades e após chuvas. Como não existem medidas de controle específicas direcionadas ao homem, o combate à doença deve ser feito visando extinguir os criadouros para evitar proliferação (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

Hepatite é toda e qualquer inflamação do fígado, sendo que apenas os tipos A e E estão relacionadas ao contato com a água e o saneamento básico. Essas formas da doença são infecciosas e mais comuns na população com hábitos higiênicos deficientes, sendo que não existe tratamento específico. Nesses casos, a prevenção ainda é a solução mais viável e eficaz, o que ressalta a importância de melhorias nos sistemas de saneamento dos centros urbanos,

Por fim, a leptospirose é uma doença infecciosa aguda, causada por bactéria do gênero *Leptospira*, transmitida pela urina de alguns animais (bovinos, suínos, caninos, roedores, entre outros), sendo o mais comum, a transmissão pela urina do rato. O número de casos aumenta na estação das chuvas, por causa das enchentes e inundações. Infelizmente, o risco não desaparece depois que o nível das águas baixa, pois a bactéria continua ativa nos resíduos úmidos durante bastante tempo.

A leptospirose é uma doença que está essencialmente vinculada ao saneamento básico, por isso a melhor forma de preveni-la é ter um sistema de saneamento eficaz. Além disso, é importante conscientizar a população quanto a disposição do lixo (principalmente em períodos chuvosos), melhoria das habitações e combate de ratos. Projetos citadinos (como o Plano de Drenagem Urbana) que favoreçam o escoamento das águas pluviais, evitando alagamentos ou junção do esgoto cloacal com a rede de drenagem, também são eficientes no combate a leptospirose. O hipoclorito de sódio, também é competente para eliminar a bactéria da água ou desinfetar os ambientes que a comporta (SILVA, 2014).

Além disso, segundo Ko et al (2009), o número de casos de leptospirose são geralmente subestimados devido as poucas ferramentas de diagnóstico nas áreas endêmicas e porque os

sintomas da doença são semelhantes aos da gripe comum, incluindo calafrios, febre, dor de cabeça, dor no corpo, assaduras e enjôo/vômitos.

O maior problema em se determinar o risco qualitativo do ambiente à exposição de leptospirose tem sido a dificuldade em isolar o patogênico *Leptospira* das águas superficiais. Isto pode ser atribuído, em parte, a observação de que a cultura dessa bactéria pode ser inibida pela predominância de leptospirose saprofítica, que é morfológicamente similar e cresce mais rápido que as patogênicas, além do fato de que essa metodologia consome muito tempo. As ferramentas moleculares baseadas na reação em cadeia da polimerase (PCR) têm sido provadas como valiosas para suprir essas limitações. Essa metodologia pode ser usada para detectar especificamente o patogênico, pois pode marcar genes característicos, especialmente aqueles relacionados as macromoléculas superficiais que não estão presentes no grupo saprofítico (VITAL-BRAZIL et al., 2010).

Tecnicamente e no âmbito do diagnóstico da Leptospirose, o fundamento da PCR sustenta-se na amplificação exponencial de quantidades mínimas de uma sequência específica de DNA leptospírico, permitindo assim a síntese de produto detectável. Para a realização desta técnica existe uma gama muito ampla de amostras, que incluem material clínico, amostras biológicas animais e humanas como sangue, urina, tecidos e órgãos, amostras ambientais como água e outros, que podem ser utilizadas diretamente ou depois duma purificação e extração do DNA, sendo a última a mais habitual. (FERREIRA et al., 2010).

Para a realização da técnica de PCR, existem diferentes protocolos com uma variedade de sequências iniciadoras (*primers*) que se ligam por complementaridade ao início da sequência de DNA que se quer amplificar e que aumentam ou não a especificidade do PCR. Há *primers* que permitem identificar só o género *Leptospira*, devido às sequências iniciadores mostrarem afinidade por fragmentos de DNA ligados ao gene *rrs* codificante da subunidade ribossomal 16S (16SrNa) presente em todas as espécies de leptospiras (MEIREN, 1995). Por outro lado, com a utilização de oligonucleótidos específicos para amplificação de um fragmento do gene *secY*, é possível detectar DNA de algumas espécies de leptospiras patogênicas (GRAVEKMP, 1993), sendo ainda possível com base noutros genes alvo, como o *lipL32*, amplificar DNA leptospírico, dado que o referido gene está presente em todas as espécies de *Leptospira* patogênicas (ALDEIA, 2016).

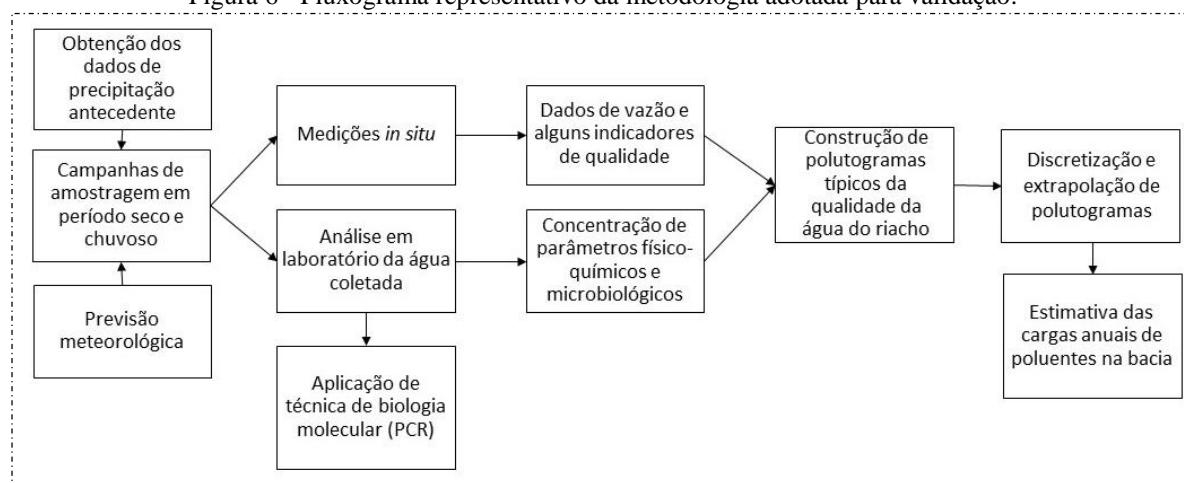
3 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA OBTENÇÃO DE CARGAS POLUENTES

Para estimativa de cargas poluentes em bacias urbanas propõe-se a utilização da obtenção de cargas totais anuais, que consiste no levantamento de carga em tempo seco associado a avaliação de carga em tempo chuvoso, por meio de polutogramas. Baseado nos dados de período chuvoso busca-se realizar uma discretização e extrapolação de informações, que permitem estimar a carga anual na bacia.

3.1 Fluxograma da aplicação da proposta metodológica ao Riacho do Sapo

A metodologia utilizada para esta aplicação está resumida na Figura 6. Inicialmente, em uma etapa preliminar, foi observada a precipitação antecedente e a previsão de chuvas na região para definir as datas das campanhas de amostragem. Durante as visitas de campo foram obtidos, com o uso de sondas, alguns indicadores de qualidade da água e a velocidade de fluxo para cálculo da vazão. Além disso, foi coletada água do riacho do Sapo para análise em laboratório, de forma a obter a concentração de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Em uma etapa posterior, com a junção de dados de concentração e vazão foram estimadas as cargas instantâneas de poluentes e construídos os polutogramas típicos da qualidade de água. Assim, baseados nesses gráficos foi feita uma discretização e extrapolação dos dados para estimar a carga anual de poluentes na bacia.

Figura 6 - Fluxograma representativo da metodologia adotada para validação.



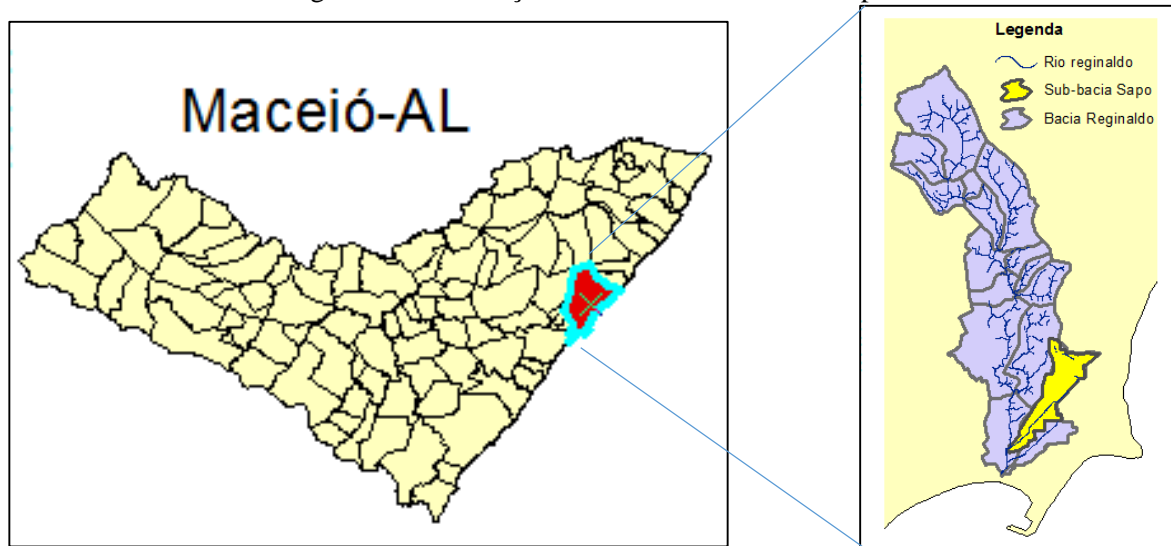
Fonte: Elaborada pela autora.

Além disso, foi aplicada uma técnica de biologia molecular (PCR) que permite avaliar a presença de patógenos na água do riacho. Esta etapa não faz parte da proposta metodológica, pois não mede concentração e, conseqüentemente, não permite estimar carga; porém, é de grande importância para o estudo de caso, avaliando a relação entre a qualidade da água do riacho e a ocorrência de uma doença de veiculação hídrica.

3.2 Área de Estudo

A bacia do Riacho do Sapo (Figura 7), localizada na cidade de Maceió/AL, é uma sub-bacia do Riacho Reginaldo, uma das principais da região, sendo situada em sua parte baixa e completamente dentro do perímetro urbano.

Figura 7 - Localização da Bacia do Riacho do Sapo.



Fonte: Autora.

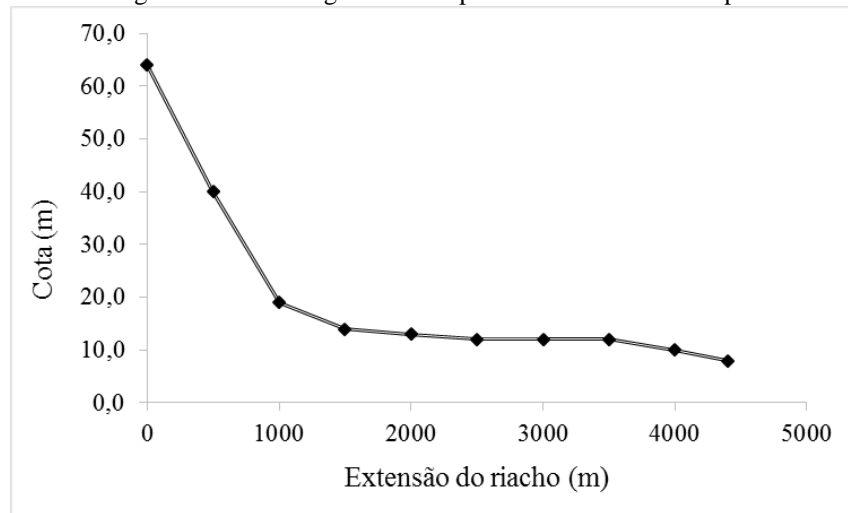
A bacia tem como principal curso d'água o Riacho do Sapo com 4,4 km de extensão, tendo sua nascente no bairro do Jacintinho, percorrendo Mangabeiras e Jatiúca para desaguar no Riacho Reginaldo, próximo ao mar, no bairro do Poço. Este afluente tem suas águas canalizadas e em sua grande maioria em canal aberto, sem apresentar cursos d'água naturais afluentes, sendo toda contribuição advinda de galerias pluviais de microdrenagem. Nele há diversos problemas típicos de canais urbanos como grandes despejos de águas residuárias, o que causa impacto visual, visto que o mesmo passa por locais de grande circulação na cidade (PIMENTEL, 2009). Pode-se observar ao longo de seu curso, o lançamento direto de efluentes e a presença de resíduos sólidos em grandes quantidades (TAUBER, 2013).

Além do despejo de águas residuárias, o riacho do Sapo também apresenta uma capacidade de escoamento insuficiente para as condições atuais da bacia, fato evidenciado pelos frequentes alagamentos na região. Dentre as principais causas deste problema, destacam-se: as obstruções causadas por pontes e galerias fechadas ao longo do canal, a ocorrência de assoreamentos e, principalmente, o crescimento desordenado da urbanização (PEPLAU, 2013).

Com aproximadamente 2,1 km², a bacia do Sapo tem aproximadamente 60 m de desnível entre a cabeceira e o exutório (Figura 8), sendo que a maior declividade (~ 4%) ocorre

no início da bacia, na região da Grota do Cigano com grande densidade populacional. No restante do canal, as declividades são mais amenas e existe uma zona comercial bem consolidada, além da presença de uma fábrica de processamento de coco, postos de combustíveis, concessionárias, shopping center e residências distribuídas ao longo da região. Segundo Vidal (2012) o tempo de concentração dessa bacia corresponde a 85 min.

Figura 8 - Perfil longitudinal do percurso do riacho do Sapo.

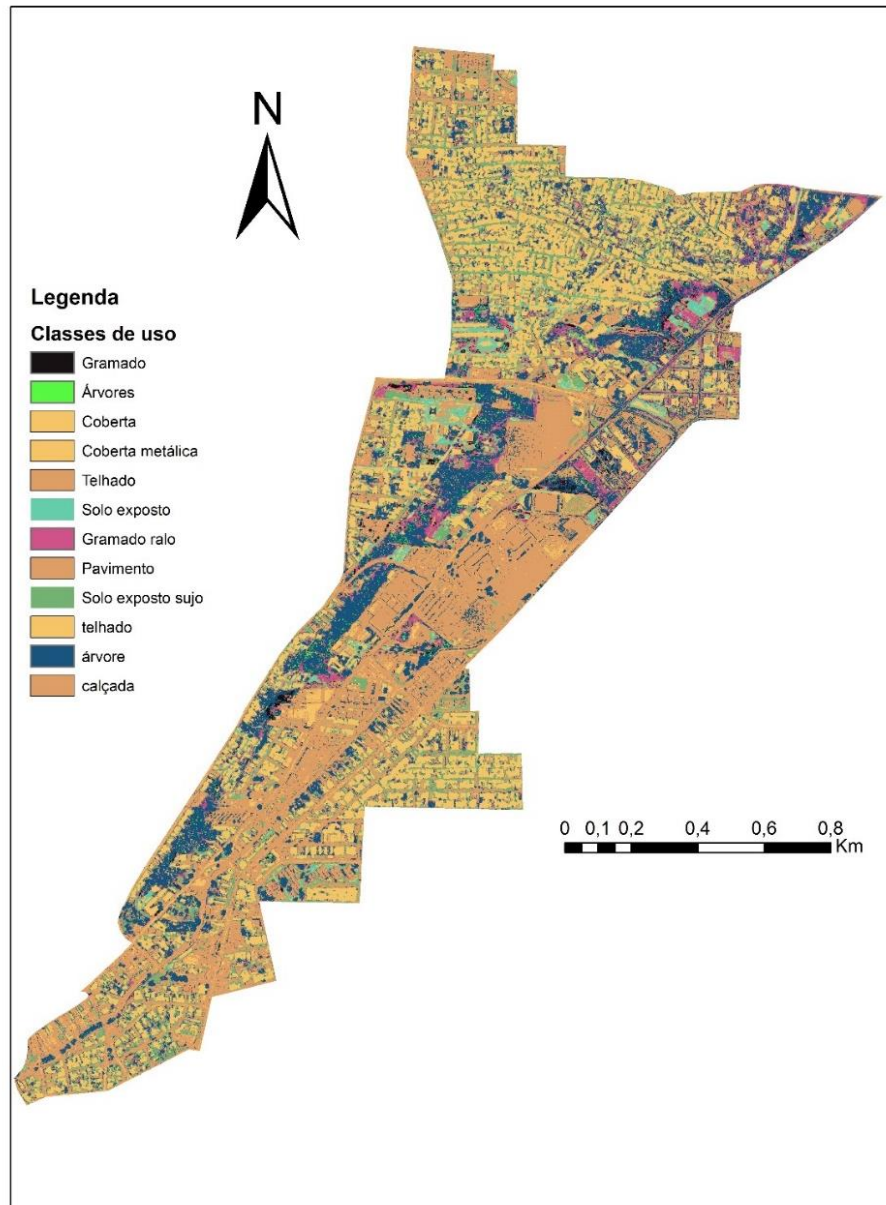


Fonte: Autora.

O uso e ocupação do solo na bacia (Figura 9) é bastante diverso, sendo que aproximadamente 72% da área é composta de pavimentos, cobertas, calçadas, entre outras coberturas que promovem o escoamento da água pluvial e contribuem para o aumento da vazão no riacho do Sapo. Em termos populacionais, Cavalcanti (2017) estimou que a bacia possui aproximadamente 29.700 habitantes, de acordo com dados dos setores censitários do IBGE.

Além disso, de acordo com Silva (2014), os bairros que tem maior número de ocorrências e incidência de doenças na bacia do riacho Reginaldo são Centro, Jacintinho e Mangabeiras, sendo que esses dois últimos estão parcialmente inseridos na sub-bacia do riacho do Sapo. A autora constatou que as principais diagnoses que ocorrem na região são dengue, hepatites e leptospirose, relacionadas a deficiência do saneamento básico.

Figura 9 - Mapa de Uso e Ocupação da bacia do riacho do Sapo.



Fonte: Cavalcanti (2017).

3.3 Coletas de Campo

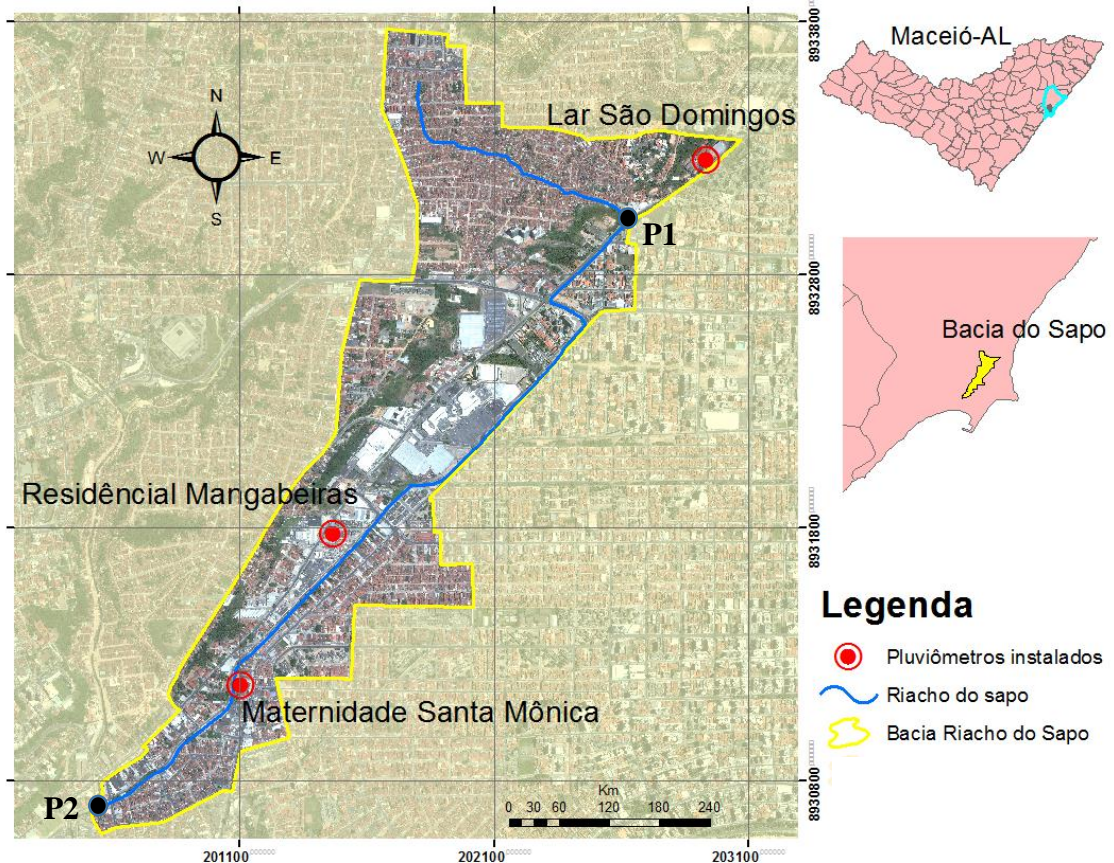
As campanhas de campo foram realizadas em dois pontos estratégicos da bacia, indicados na Figura 10 e georreferenciados na Tabela 3, sendo que o P1 representa a contribuição da área de grota, que recebe esgotos e resíduos da região de maior densidade residencial da área de estudo, e o P2 está localizado na foz do riacho, representando a contribuição de toda a bacia.

Tabela 3 - Localização dos pontos de estudo (DATUM WGS84).

Ponto	Localização	Latitude	Longitude
P1	Rua da Esperança, Mangabeiras	9°38'29.99"S	35°42'34.14"O
P2	Av. Cid Scala, Poço	9°39'45.72"S	35°43'43.24"O

Fonte: Autora.

Figura 10 – Localização dos pontos de coleta e dos pluviômetros instalados na bacia.



Fonte: Autora.

A Figura 10 mostra ainda a localização dos três pluviômetros instalados pela equipe de pesquisa ao longo da bacia do Sapo, visando demonstrar a distribuição espacial de precipitação na região. Dessa forma, de acordo com as possibilidades de instalação, manutenção e segurança, foram escolhidos locais que representam a cabeceira, área central e final da bacia. Posteriormente, os pluviômetros foram calibrados em laboratório e instalados no dia 26 de maio de 2016 (Figura 11). Para análise dos dados, foi utilizado o método dos polígonos de Thiessen para calcular a área de influência de cada pluviômetro usando a ferramenta de geoprocessamento do ArcMap 10.3, de forma a obter precipitação total na bacia. Nos meses em que ainda não haviam dados desses pluviômetros, foi consultado o Posto 230430218A

(Cambona) do Centro Nacional de Monitoramentos e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN.

Figura 11 - Pluviômetros instalados na bacia.



Foram realizadas 8 campanhas de coletas, discretizadas na Tabela 4, sendo considerado tempo seco o período em que não ocorreu chuva no dia da coleta até o momento da amostragem. Já no período chuvoso foi analisada qualquer precipitação acima de 0 mm ocorrida em um período de tempo considerável para que houvesse aumento da vazão do riacho e ocorrência de amostragem.

Tabela 4 - Campanhas realizadas neste estudo.

Data da Coleta	Tipo de Coleta	Localização da Amostragem
22/05/2016	Tempo Seco	P1 e P2
04/06/2016	Tempo Seco	P1 e P2
06/06/2016	Evento Chuvoso	P2
07/07/2016	Evento Chuvoso	P2
19/08/2016	Evento Chuvoso	P2
09/09/2016	Evento Chuvoso	P2
27/10/2016	Perfil do Dia	P2
05/12/2016	Tempo Seco	P1, P2, Riacho Reginaldo (Montante e Jusante da foz do Sapo)
03/04/2017	Após Evento Chuvoso	P1 e P2

Fonte: Autora.

3.3.1 Medições de vazões

Nas visitas de campo aos dois pontos de estudo foram feitas medições de velocidade de fluxo para cálculo de vazão. As medições de velocidade ocorreram com o uso do medidor de

fluxo modelo FP111 da Global Water no ponto de estudo 1 (Grotta do Cigano), onde foi realizada a medição da seção de interesse do canal (largura - $L=3,35$ m; e altura da lâmina de água em cada coleta) para assim obter a vazão pela equação da continuidade (Equação 1).

Já no ponto de estudo 2 (Foz do Sapo), existe um vertedor onde a equipe de campo instalou uma régua e também fez medições das dimensões do canal neste ponto. A estimativa da vazão foi então efetuada pela equação da profundidade crítica do escoamento em seção retangular (Equação 2). Onde, Q representa a vazão em L/s; V é a velocidade de fluxo (m/s); A indica a área da seção composta pela largura do canal e altura da lâmina d'água; Y_c é a altura crítica (m); B é a seção de escoamento do vertedor em m; e g a gravidade (m/s^2).

$$Q = V \times A \quad (1)$$

$$Q = \sqrt{Y_c^3 \times B^2 \times g} \quad (2)$$

No ponto de estudo 2 com o acréscimo da vazão, a lâmina d'água no vertedor aumenta consideravelmente, cobrindo as contrações laterais do mesmo e aumentando a seção de escoamento (B) da água do riacho (Figura 12).

Figura 12 - Lâmina d'água no vertedor durante tempo seco (esquerda) e chuvoso (direita).



Fonte: Autora.

3.3.2 Análises físico-químicas

Para avaliação da qualidade da água e levantamento das concentrações de poluentes para o cálculo das cargas, foram realizadas análises físico-químicas dos parâmetros que pudessem representar o carreamento de sólidos, matéria orgânica e nutrientes, o quais estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros selecionados para estudo.

Parâmetro	Método
pH**	Potenciométrico
Temperatura**	Leitura direta
Turbidez	Espectrofotométrico
Sólidos fixos (SF)*	Gravimétrico
Sólidos voláteis (SV)*	Gravimétrico
Sólidos totais (ST)*	Gravimétrico
Sólidos Sedimentáveis (SS)*	Gravimétrico
Demanda biológica de oxigênio (DBO ₅)**	Teste de incubação
Demanda química de oxigênio (DQO)	Espectrofotométrico
Fósforo total (PO ₄ ⁺)	Espectrofotométrico
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	Titulométrico

Fonte: Autora. Obs.: *Análise realizada apenas durante evento chuvoso; **Apenas durante evento seco.

Os parâmetros físicos da série de sólidos e turbidez foram selecionados como representante para o transporte de sedimentos, os parâmetros químicos DQO e DBO como indicadores de matéria orgânica, e o fosfato e o nitrogênio amoniacal como aporte de nutrientes.

As medições de pH, temperatura e turbidez foram realizadas *in situ* com a sonda multiparâmetros HORIBA U53, e para os demais parâmetros foram realizadas coletas da água do riacho para posterior análise em laboratório. As amostras de água foram coletadas em recipientes de polietileno identificados e acondicionadas em caixas térmicas, sendo levadas para análise no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Centro de Tecnologia da UFAL.

Também foram avaliados os metais pesados (Cr, Pb, Zn, Cd, Ni e Cu) e teor de óleos e graxas das amostras mostradas na Tabela 6. Esses ensaios foram realizados por uma empresa comercial externa, a QUALITEX Engenharia e Serviços[®], devido à falta de equipamentos no LSA para avaliar esses parâmetros. Todas as análises, tanto as realizadas no LSA quanto as realizadas pela QUALITEX seguiram os procedimentos descritos no Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater (2005).

Tabela 6 – Amostras analisadas para ensaio de metais pesados e TOG.

Amostras	Data da coleta
2 amostras (7h, 7h20min)	09/09/2016
Todas as amostras da foz do Sapo	27/10/2016
1 amostra de cada ponto de estudo	05/12/2016

Fonte: Autora.

No dia 27/10/16 foi realizada também uma coleta de “Perfil do dia”, visando entender a variação da carga de poluentes ao longo de um dia comum, ou seja, sem chuva, na foz do riacho do Sapo. Essa amostragem foi iniciada as 6h da manhã, com coletas regulares em intervalos de 2h, sendo finalizada as 18h. Foram avaliados os parâmetros pH, turbidez, coliformes totais, *E. coli*, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo e sólidos totais, sendo que a metodologia para coleta das amostras seguiu o padrão já descrito para as demais coletas.

3.3.3 Avaliação microbiológica

Para o levantamento da carga microbiológica se propõe utilizar indicadores de bactérias totais e entéricas, dessa forma a avaliação microbiológica da água foi feita por meio das análises apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 – Análises bacteriológicas.

Análises	Metodologia
Coliformes totais (UFC)	Plaqueamento em superfície
<i>E. coli</i> . (UFC)	Plaqueamento em superfície
<i>Lepstopira</i>	PCR/DGGE

Fonte: Autora.

Os coliformes totais foram selecionados por estarem associados tanto a bactérias entéricas quanto as presentes no solo e as *E. coli*, por pertencente à família *Enterobacteriaceae*, encontrada normalmente na microbiota entérica (intestino) de aves e mamíferos, sendo que cerca de 10% dessas são patogênicas e desencadeiam infecções intestinais. Os ensaios de coliformes totais e *E. coli*, foram realizadas utilizando plaqueamento em superfície em meio Chromocult Coliform Agar (Merck), incubadas em estufa incubadora de DBO a 35°C por 24h. O Chromocult® Coliformes Agar é um meio de cultura cromogênico seletivo e diferencial para a detecção simultânea de coliformes totais e *E. coli*. Esses ensaios foram utilizados para levantar a carga poluente por microrganismos e patogênicos.

Já a *Leptospira* foi selecionada porque a leptospirose é uma doença de veiculação hídrica cujo número de casos aumenta na estação das chuvas, por causa das enchentes e inundações, sendo que para o caso específico da bacia do riacho do Sapo, Santos (2014) verificou que esta é uma das doenças de veiculação hídrica de maior incidência na bacia. No entanto esta avaliação visou representar a relação entre a presença da leptospirose patogênica e a qualidade da água do riacho do Sapo, e não a construção de polutogramas, visto que este é

um ensaio que indica apenas a presença ou ausência do microrganismo, não quantificando sua concentração.

Os ensaios de PCR foram realizados em duas amostras (8h e 15h) da coleta do perfil do dia ocorrida em 27/10/2016, em três amostras (P1, P2 e riacho Reginaldo) da coleta do dia 05/12/2016 e em duas amostras (P1 e P2) do dia 03/04/2017, e visaram representar a relação entre a presença da leptospirose patogênica e a qualidade da água do riacho do Sapo em diferentes condições climáticas. Para todas as amostras selecionadas foi realizado inicialmente a extração do DNA, com posterior ensaio de PCR e por último realização da eletroforese em gel para leitura dos resultados.

Com o objetivo de concentrar as amostras de água, todas elas foram filtradas em membranas de nitrocelulose com poros de 0,45 µm de tamanho e o DNA foi extraído dos filtros com o kit MoBio PowerSoil (Laboratório MoBio, Carlsbad, CA, EUA) utilizando um protocolo modificado. Um branco de extração negativa (*'no template control'*) foi adicionado em cada dia que os filtros foram extraídos, buscando ter um controle do ensaio.

Depois da extração do DNA das amostra de água, estas foram submetidas ao protocolo de PCR com a utilização de *primers* específicos baseados no gene *lipL32*, obtidos da sequência do gene que codifica a membrana externa lipoproteica de mesmo nome, comum a todas as espécies patogênicas de *Leptospira* e realizada de acordo com Jouglard et al. (2006). Esta sequência também foi utilizada por Aldeia (2016) e Tokatjian (2016).

Tabela 8 – Sequência dos oligonucleotídeos e tamanho dos amplicons usados nas ampliações

Primer	Sequência de Oligonucleotídeos	Tamanho do Amplicon
<i>lipL32F</i>	5' CGC TTG TGG TGC TTT CGG TGG T 3'	264 bp
<i>lipL32R</i>	5' CTC ACC GAT TTC GCC TGT TGG G 3'	264 bp

Fonte: Autora.

A solução (*mix*) com um volume final de 25 µl, foi constituída por 12,5 µl de Platinum Hot Start PCR 2X Master Mix (Invitrogen®), 10,0 pmol do primer F (*lipL32F*), 10,0 pmol do primer R (*lipL32R*), 2,0 µl extraído da DNA da amostra e quantidade suficiente de água sem nuclease (Invitrogen®) para completar o volume da solução. Para o controle negativo foi usado água comum no lugar dos 2,0 µl de amostra.

Para amplificação do material genético, as soluções foram identificadas e colocadas em um termociclador T100 da marca Bio-Rad® (Hercules, CA), programado com as seguintes condições necessárias: 95 °C por 5 min para desnaturação inicial seguido por 35 ciclos a 95 °C

por 1 min (desnaturação), 55 °C por 30 s (anelamento), 72 °C por 1 min (extensão), e a extensão final a 72 °C por 7 min.

Os produtos amplificados pela PCR foram visualizados com eletroforese em gel de agarose (1%) utilizando corante SYBR Safe DNA Gel Stain, sendo que 4 µl de cada amplicon foram misturados a 5 µl de Blue Juice™ Gel Loading Buffer 2,5X (Invitrogen®). Essas soluções foram homogeneizadas e posteriormente inseridas nos respectivos poços no gel de agarose, sendo submetidas a corrida a 70 voltz. Após a corrida da eletroforese, as bandas foram visualizadas em um fotodocumentador de modelo Gel Doc™ XR+ da Bio-Rad (Hercules, CA) usando o software Image Lab 4.1 da mesma marca.

Buscando melhorar a avaliação da presença da *leptospira*, as amostras que tiveram resultados considerados positivos foram novamente corridas na eletroforese em um gel de agarose de 2%, com utilização de 5 µl de amplicons, buscando uma visualização mais clara dos resultados.

Os resultados obtidos foram comparados com informações de parâmetros físico-químicos, em especial com dados de turbidez, já que estudos mostram associação positiva entre estes indicadores, sugerindo aumento da sobrevivência de *Leptospira* quando agregado a partículas, o que também foi encontrado por Viau e Boehm (2011).

3.4 Cargas e Polutogramas

As cargas e polutogramas deste trabalho foram gerados a partir dos dados obtidos em campo, tanto no período seco quanto em tempo chuvoso. Inicialmente, foram calculadas as cargas instantâneas de cada parâmetro de qualidade da água em cada ponto de estudo, pela correlação entre concentração de poluentes e vazão do riacho (Equação 3).

$$Carga \left(\frac{mg}{s} \right) = Concentração \left(\frac{mg}{L} \right) \times Vazão \left(\frac{L}{s} \right) \quad (3)$$

Para os eventos chuvosos, foram construídos polutogramas de todos os parâmetros de qualidade da água, relacionando as cargas instantâneas ao longo do tempo em que ocorreram com a precipitação do evento. Foi analisada ainda a chuva antecedente, por meio de três pluviômetros instalados na bacia, buscando avaliar a sua influência nos valores de carga do evento devido a possível lavagem anterior da superfície que pode aumentar ou diminuir a quantidade de poluentes carregados para o canal no início da chuva.

Durante a realização do estudo e avaliando trabalhos anteriores, verificou-se que durante o período seco não há grandes variações das cargas, já que o riacho tem sua perenidade garantida pelos lançamentos de esgotos clandestinos e mantém seu nível, o que permite utilizar a carga instantânea obtida como constante para esse tempo.

Para obter a carga do período chuvoso é necessário, primeiramente, avaliar a parcela de chuva que se transforma em escoamento superficial e contribui, assim, para o aumento da vazão no riacho. Essa precipitação efetiva pode ser obtida pelo método SCS da curva número (SCS-CN), com o equacionamento seguinte:

$$Pe = \frac{(P - 0,2 \times S)^2}{(P + 0,8 \times S)} \rightarrow \text{para } P \geq Ia \quad (4)$$

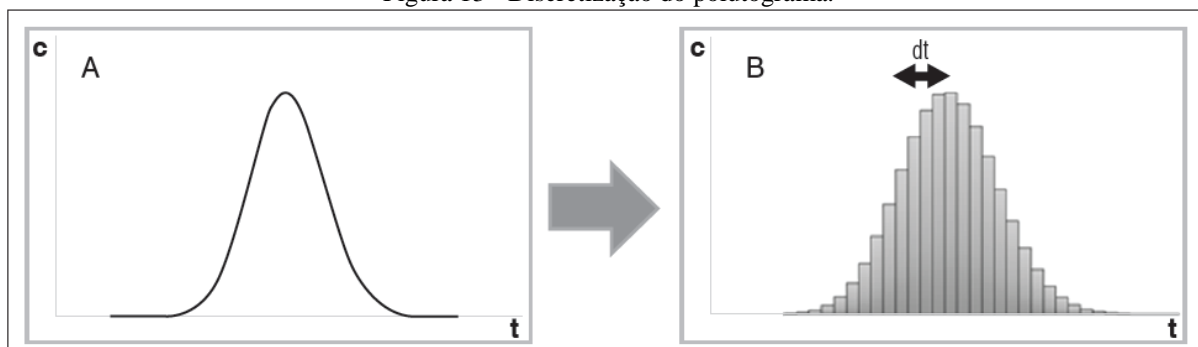
Sendo Pe a precipitação efetiva e P a precipitação total, ambas em mm; S é a capacidade de armazenamento (mm), obtida pela equação 5; e Ia é a abstração inicial calculada como a seguir:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad ; \quad Ia = 0,2 \times S \quad (5)$$

Considera-se, então, que eventos com precipitação efetiva maior que zero devem ser incluídos na estimativa de cargas anuais, pois geram escoamento superficial e carregam poluentes para o riacho monitorado. Essa avaliação permite selecionar os eventos para os quais será extrapolado o valor de cargas obtidas durante as coletas de eventos chuvosos.

Na construção dos polutogramas para os eventos de chuva monitorados e visando suprir as limitações do cálculo das cargas no período chuvoso, devido à dificuldade de monitoramento de todos os eventos de precipitação do ano, pode-se adotar uma estratégia de discretização em um número finito de partes do polutograma, conforme usado por Fan et al. (2013) no desenvolvimento do modelo SIAQUA-IPH e mostrado na Figura 13. Esse método permite estimar o valor das cargas em eventos onde não foi possível a obtenção de dados de concentração ou vazão.

Figura 13 - Discretização do polutograma.



Fonte: Fan et al. (2013).

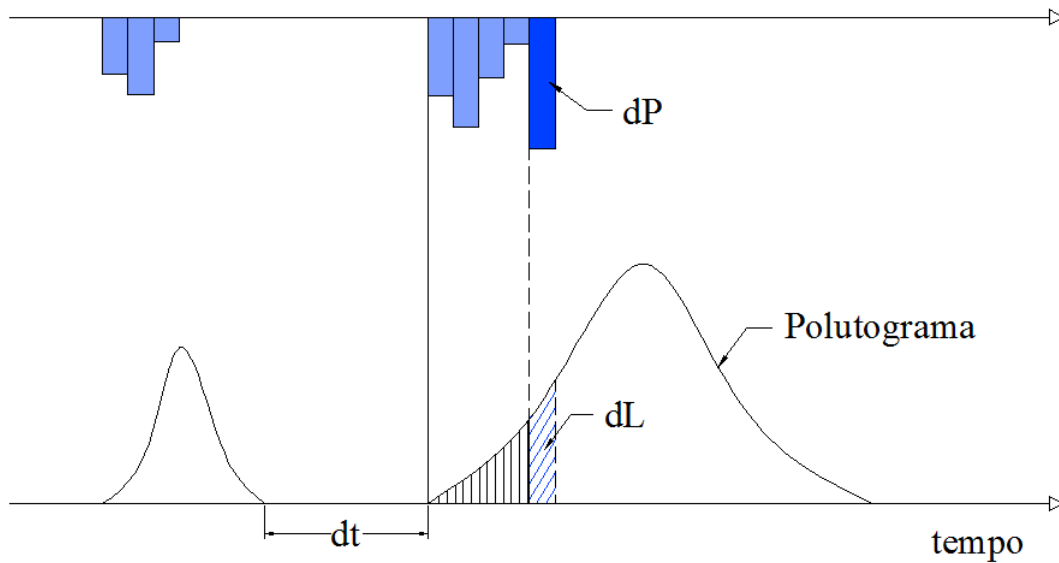
Para realizar essa discretização, foi gerada uma rotina no *software Matlab* que calcula a massa de poluentes produzida em determinado período de tempo, por meio do cálculo da área abaixo do polutograma representada por um trapézio de bases igual a carga nos momentos de coleta e altura análoga ao tempo, que aqui foi definido como um minuto. Posteriormente, foram somadas as áreas de cada 20 minutos, para discretizar o polutograma nesse intervalo, semelhante a como foi dividida a precipitação.

Com o polutograma discretizado para cada parâmetro de qualidade de água em cada evento foi possível obter um “Polutograma Unitário”, ou seja, um polutograma causado por uma chuva unitária (1 mm) que representa a carga gerada de cada poluente. A construção dos polutogramas unitários se basearam no conceito já sólido da literatura, que é o hidrograma unitário, visando utilizar o método para estimativa de cargas de poluentes e não mais somente vazões. Essa teoria considera que a precipitação unitária tem intensidade constante ao longo de sua duração e distribui-se uniformemente sobre toda a área de drenagem.

Além disso, na teoria do hidrograma unitário é possível calcular a resposta da bacia a eventos de chuva diferentes, considerando que esse retorno é uma soma das respostas individuais. Da mesma forma, na construção dos polutogramas unitários, o polutograma resultante é composto pela soma dos “polutogramas parciais”.

A ideia é que cada parcela da chuva (dP) gera uma quantidade de carga (dL), sendo que durante um evento chuvoso a parcela inicial de chuva (dP_1) influencia na carga (dL_i) e também no valor da carga (dL_{i+1}) gerada pela próxima parcela de precipitação (dP_{i+1}), e assim sucessivamente, conforme mostrado na Figura 14.

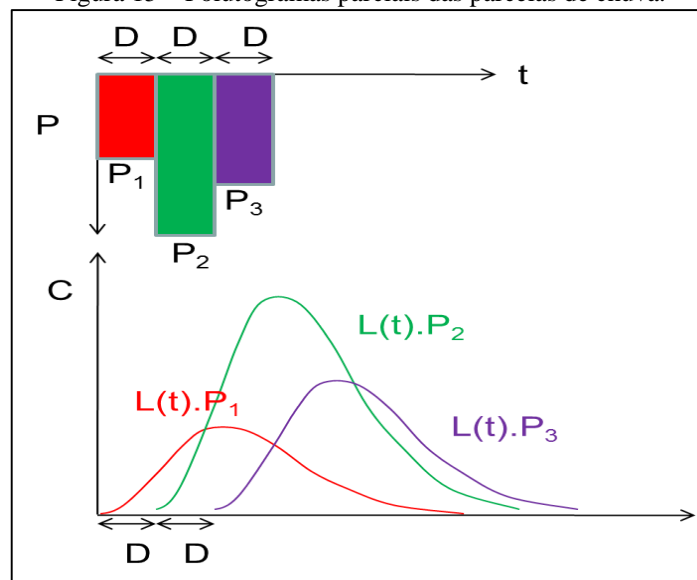
Figura 14 – Relação entre chuva e carga na construção do polutograma.



Fonte: Autora.

O polutograma unitário pode ser definido, então, como uma função em intervalos de tempo discretos, sendo que a carga em um intervalo de tempo t é calculada através da convolução entre as funções P (precipitação) e L (ordenadas do polutograma unitário discreto), como explicado na Figura 15.

Figura 15 – Polutogramas parciais das parcelas de chuva.



Fonte: Autora.

A convolução discreta fica mais clara quando colocada na forma matricial (Figura 16), percebendo-se melhor a influência de uma parcela de chuva na carga gerada no mesmo instante e no momento posterior. Esse método matricial vai gerar um número de equações dependentes da quantidade de parcelas de chuva e de carga, que pode ser resolvido com o uso da ferramenta *Solver* do Excel.

Figura 16 – Equações de convolução para geração do polutograma unitário.

$$\begin{array}{l}
 \text{Carga1} = P1.L1 \\
 \text{Carga2} = P2.L1 + P1.L2 \\
 \text{Carga3} = P3.L1 + P2.L2 + P1.L3 \\
 \dots \\
 \text{Carga}_m = P1.L_n + P2.L_{n+1} + \dots + P_n.L1
 \end{array}$$

Fonte: Autora.

O *Solver* solicita que seja definido uma função objetivo para solucionar o sistema a partir de uma quantidade de células variáveis, que correspondem as incógnitas das equações. Neste trabalho foi considerado que o desvio ao quadrado deveria ser mínimo, ou seja, $\Sigma(L_{cal} - L_{obs})^2$ deve ser o menor possível, sendo L_{cal} a carga calculada a partir do polutograma unitário e L_{obs} a carga real obtida pelas coletas de campo. No uso da ferramenta foi utilizado o método GRG Não Linear, pois presume-se que o problema dos polutogramas unitários se encaixe nessa situação.

Também não foram impostas quaisquer restrições às ordenadas do polutograma unitário correspondentes às células variáveis da interface gráfica do Solver. Esta medida visa evitar que sejam forçadas determinadas tendências aos resultados práticos dos polutogramas unitários, tendo em vista que sabe-se que a natureza não segue perfeitamente esse modelo. Isto também foi aplicado em hidrogramas unitários por Porto et al. (1999).

Após a geração dos polutogramas unitários, foram reproduzidos os polutogramas dos eventos estudados para comparação com os polutogramas observados. Assim, foi possível observar o quanto a modelagem desse novo polutograma se ajustou ao real, por meio da análise do coeficiente de correlação estatístico (r^2) e de uma adaptação do coeficiente de Nash-Sutcliffe.

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (E) é calculado pela Equação 6 e é bastante usado para avaliar a eficiência de modelos hidrológicos, podendo variar de $-\infty$ até 1, sendo que este último valor representa o ajuste perfeito. O desempenho de um modelo é considerado adequado e bom se o valor de E supera 0,75, e é considerado aceitável se o valor de E fica entre 0,36 e 0,75 (COLLISCHONN, 2001).

$$E = 1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{cal})^2}{\sum(Q_{obs} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (6)$$

Sendo Q_{obs} a vazão real, Q_{cal} é a vazão estimada e $\overline{Q_{obs}}$ é a vazão média real. Para este trabalho foram considerados como carga observada os valores obtidos durante as coletas de campo e carga calculada foi a simulada a partir do polutograma unitário.

Selecionados os eventos de estudo e determinado o polutograma unitário de cada um, é necessário sintetizar um polutograma unitário para a bacia, da mesma forma que é feito para o hidrograma unitário, onde segundo Tucci (1993) cada evento apresenta um HU diferente em magnitude e distribuição temporal, devido a não uniformidade da precipitação no espaço e tempo e às características não-lineares do escoamento.

Tucci (1993) define ainda que existem dois métodos para sintetizar um único HU para uma bacia, ajustando o hidrograma médio de acordo com os objetivos do estudo, sendo conservador na determinação das referidas ordenadas. São os seguintes métodos:

- Posicionar os HUs com base na origem, obtendo a média das ordenadas para cada intervalo de tempo, o que tende a reduzir o pico e as vazões de cheia;
- Posicionar os HUs com base nos picos, obtendo a média das ordenadas para cada intervalo de tempo.

Para o interesse de estudo deste trabalho, percebe-se um melhor ajuste nos HUs posicionados pelo pico. Aplicando isso para polutogramas e considerando que o objetivo desta etapa é verificar a carga de poluentes no período chuvoso, os polutogramas unitários de cada parâmetro de qualidade da água e de cada evento de chuva foram alinhados pelo pico para obter-se o polutograma unitário médio da bacia de cada poluente.

Dessa forma, podem ser estimadas as cargas provocadas por chuvas em que não foi possível ocorrer o monitoramento, buscando obter no final um valor anual de cargas de poluentes que são lançados pelo riacho do Sapo no riacho Reginaldo. Para isso, é necessário transformar o polutograma unitário para outro de duração maior ou menor, de acordo com as chuvas ocorridas nessa região ao longo do ano.

Visando analisar a duração das precipitações em 2016, foi utilizada uma rotina no *software Matlab* que se baseia em quatro critérios (intervalo de tempo da discretização, intervalo de tempo entre eventos, precipitação mínima de um evento e intensidade média de chuva mínima) e separa os eventos que os atendem. Com os dados de saída do programa, foram construídos diagramas de caixa dos três polutogramas, obtendo os valores do 3º quartil, onde

estão localizados 75% dos maiores valores de duração dos eventos, para entender como se comportam as chuvas da região com relação a essa condicionante.

Paralelamente a essa etapa, também foi construída a “curva S”, que é bastante usada para transformação de um hidrograma unitário em outro de tempo de duração maior ou menor. Adaptando para os polutogramas unitários, a curva S foi baseada nos PUs médios da bacia.

Com os polutogramas unitários finalizados, é possível estimar a carga gerada em um evento de precipitação de 1 mm de lâmina d’água para cada parâmetro de qualidade da água, de forma que para chuvas maiores basta multiplicar essa massa pela precipitação ocorrida, verificando no total quantos quilos de cada poluente são gerados na bacia do Sapo durante período chuvoso. Com o somatório da massa de período seco e tempo de chuva obtém-se a carga anual na bacia.

Foi calculada ainda a carga anual com contribuições de área, levando em consideração o tamanho da bacia, e a carga anual *per capita*, baseada em valores populacionais estimados por Cavalcanti (2017) que levou em consideração os setores censitários incluídos na bacia e informações do censo de 2010 do IBGE. Ambas as informações foram geradas para comparação com valores da literatura, visando entender o comportamento das cargas anuais na bacia do riacho do Sapo.

É importante deixar claro as limitações deste trabalho, já que foram necessárias considerações para construção dos polutogramas unitários, avaliando conceitos sólidos da hidrologia e adaptando para as cargas de poluentes. Além disso, é preciso considerar que o escoamento real não é gerado de forma uniforme em toda a bacia e que foi usada a linearidade para soma de efeitos nos polutogramas unitários. A aplicação desses métodos foi baseada em dados experimentais, o que pode trazer erros inerentes aos processos de medição e análises em laboratório.

Porém, de uma forma geral, o desenvolvimento desta metodologia espera permitir estimar as cargas em uma bacia com poucos dados de concentração de poluentes, o que é muito comum na realidade brasileira, mostrando o grande incremento nos valores de carga durante os eventos de chuva devido a poluição difusa.

4 VALIDAÇÃO DA METODOLOGIA NA BACIA DO RIACHO DO SAPO

4.1 Levantamento de Carga em Tempo Seco

As 3 coletas ocorridas em período seco buscaram representar diferentes cenários de precipitação antecedente (Tabela 9), para que se pudesse avaliar a interferência deste parâmetro nos valores das cargas de poluentes na bacia. Na última campanha de campo (05/12/2016) foram avaliados ainda 2 pontos do riacho Reginaldo, à montante e à jusante da foz do Sapo, visando verificar a contribuição do afluente no rio principal.

Tabela 9 - Chuvas antecedentes as amostragens de tempo seco.

Data da coleta	Precipitação antecedente (mm)					
	1 dia	3 dias	5 dias	7 dias	9 dias	15 dias
22/05/2016	3,2	5,8	7,2	25,0	25,8	47,0
04/06/2016	1,9	5,8	35,6	39,5	48,7	128,3
05/12/2016	0,0	0,0	0,1	0,2	0,3	0,3

Nas visitas de campo durante período de estiagem, verificou-se que a lâmina d'água do riacho não teve grandes variações, mantendo os valores de vazão quase constantes e em torno de 40 L/s no P1 e 70 L/s no P2. Foi possível observar a presença de ligações de lançamento de esgoto direto no canal, sem nenhum tratamento prévio, além do mau cheiro e falta de responsabilidade ambiental por parte da população.

Os resultados de carga mostrados na Tabela 10 permitem avaliar a variação das cargas nas coletas de tempo seco. Em termos de parâmetros microbiológicos, verifica-se que com uma maior chuva antecedente, como foi o caso da coleta de 04/06/2016, existe uma diminuição de coliformes totais no riacho, enquanto que aumenta o valor de *E. coli*, mostrando o crescimento dessa população específica. Com relação aos valores da coleta de 05/12/2016 no P2, percebe-se que os valores estão bem abaixo do encontrado nas outras amostragens, pois a vazão no riacho estava bem pequena no dia (em torno de 12 L/s), o que pode ter ocorrido pelo uso da barragem hidráulica para limpeza no canal.

Tabela 10 - Cargas obtidas nas coletas de tempo seco.

Parâmetros	Grotta do Cigano - P1			Foz do riacho do Sapo - P2		
	22/05/2016	04/06/2016	05/12/2016	22/05/2016	04/06/2016	05/12/2016
Coliformes Totais (UFC/s)	10,2x10 ⁹	6,2x10 ⁹	8,5x10 ⁹	7,9x10 ⁹	7,8x10 ⁹	1,1x10 ⁹
<i>E. coli</i> (UFC/s)	1,3x10 ⁹	3,0x10 ⁹	4,6x10 ⁹	1,4x10 ⁹	2,6x10 ⁹	2,4x10 ⁸
DQO (mg/s)	10.705	6.834	27.559	11.466	4.977	1.467
Nitrogênio Amoniacal (mg/s)	20,0	43,0	1.297,8	35,5	30,4	231,6
Fósforo (mg/s)	71,0	86,3	196,4	84,9	103,2	19,8

A carga de DQO teve valores elevados na coleta de 05/12/2016, ou seja, na amostragem com precipitação antecedente quase nula. Esse valor foi cerca de 2 a 4 vezes maior que o encontrado nas outras coletas no P1. Além disso, a carga de DQO do dia 22/05/2016, que teve uma chuva menor nos dias anteriores, foi maior que a do dia 04/06/2016, provavelmente pelo maior acúmulo de poluentes nesse período em que houve menor lavagem da superfície. Já os nutrientes, nitrogênio amoniacal e fósforo, apresentaram comportamento contrário, com aumento das cargas na segunda coleta (precipitação antecedente maior) em relação a primeira. Os valores elevados da última amostragem deixam claro a interferência do tempo seco antecedente no amonte de poluição rica em nutrientes.

Além disso, foram analisados os parâmetros nitrito e nitrato na primeira coleta, mas verificou-se que os valores desses parâmetros eram muito pequenos, sendo considerados desprezíveis, provavelmente devido ao estado de degradação do riacho que não possui oxigênio dissolvido suficiente para que o nitrogênio complete seu ciclo, e por isso não foram repetidos nas demais campanhas.

De forma geral, os resultados da Tabela 10 indicam que um período seco antecedente maior, permite o acúmulo de poluentes na superfície para serem carregados durante o próximo evento de chuva. Observa-se também que os 15 dias antes da amostragem influenciam nos valores de cargas, já que a chuva anterior as duas primeiras coletas foram bastante parecidas nos 3 dias anteriores a elas, tendo uma diferenciação maior apenas de 9 a 15 dias de antecedência.

Com relação as concentrações dos parâmetros, os resultados obtidos estão mostrados na Tabela 11, em que constata-se a degradação da qualidade da água dos dois pontos de estudo, sendo semelhante a esgoto doméstico de média concentração, podendo somente ser comparada com os dados de qualidade referentes a classe 4 pela resolução CONAMA 357/2005. Por essa norma, os rios não enquadrados, como é o caso do riacho do Sapo, são considerados classe 2.

Verifica-se ainda que o ponto 1 apesar de apresentar uma pequena lâmina d'água, recebe uma maior concentração de poluentes. Nesta região da Grota do Cigano, com alta densidade populacional, observou-se que os moradores fazem seu descarte de resíduos nas margens ou até diretamente no canal (Figura 17), além de que foi informado pela SLUM que a coleta de lixo, varrição de ruas e limpeza do canal não abrange a área em sua totalidade, devido as dificuldades de segurança na região.

Tabela 11 - Concentrações de poluentes em tempo seco.

Parâmetros	P1 - Grota do Cigano		P2 - Foz do Riacho	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Temperatura (°C)	21,0	0,24	23,6	3,31
pH	7,3	0,18	7,6	0,15
Turbidez (UNT)	120,9	41,90	90,1	74,18
Coliformes Totais (UFC/100mL)	1,64x10 ⁷	3,89x10 ⁶	1,14 x10 ⁷	2,33x10 ⁶
E. coli (UFC/100mL)	8,30x10 ⁶	1,27x10 ⁶	3,20x10 ⁶	1,56x10 ⁶
DBO (mg/L)	N.A.	N.A.	130,75	76,76
DQO (mg/L)	314,6	117,09	125,5	41,47
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	27,9	16,23	28,7	3,67
Fósforo (mg/L)	2,6	0,62	1,6	0,28

Figura 17 – Resíduos as margens do canal e limpeza sendo realizada pela SLUM.



Já no ponto de estudo 2, a lâmina d'água é maior que a encontrada na Grota do Cigano, sendo lançada no riacho Reginaldo, conhecido como Salgadinho naquele trecho. Para verificar a influência na qualidade de água devido a esse lançamento, independente da ocorrência de chuvas, foram realizadas amostragens no riacho Reginaldo à montante e a jusante da foz do Sapo no dia da última coleta de tempo seco (05/12/2016), com os resultados mostrados na Tabela 12.

Tabela 12 - Concentração de poluentes na foz do riacho do Sapo e em pontos do riacho Reginaldo.

Parâmetros	M	Foz	J
Coliformes Totais (UFC/100mL)	320,0x10 ⁵	97,0x10 ⁵	96,0x10 ⁵
E. coli (UFC/100mL)	56,0x10 ⁵	21,0x10 ⁵	42,0x10 ⁵
DQO (mg/L)	183,87	127,39	567,96
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	17,24	20,11	22,26
Fósforo Total (mg/L)	2,58	1,72	3,63

Obs: Corresponde M ao ponto no riacho Reginaldo à montante da foz do Riacho do Sapo; Foz é o ponto 2 de estudo; J é o ponto no riacho Reginaldo à jusante da foz do Sapo, na zona de mistura dos dois corpos d'água.

Pela Tabela 12 verifica-se que o riacho do Sapo lança nutrientes, matéria orgânica e microrganismos no riacho Reginaldo, mas que com exceção do nitrogênio amoniacal, todos os parâmetros apresentam menor concentração que os observados no riacho Salgadinho a montante do desague do riacho do Sapo, embora a concentração dos parâmetros químicos a jusante do desague se apresentem maiores que os de montante. Esses valores mais elevados que foram observados logo após o desague do riacho do Sapo provavelmente devem-se a uma ressuspensão de poluentes do fundo do canal na zona de mistura. Os dados de nitrogênio amoniacal e fósforo total apresentam valores típicos de esgoto sanitário, sendo que sua presença provavelmente está relacionada ao descarte desses efluentes no riacho.

Observa-se ainda que os valores de parâmetros microbiológicos tiveram uma pequena diminuição no ponto de mistura, provavelmente devido ao aumento de vazão e possível diluição, já que a tendência é o decaimento bacteriano ao longo do tempo e assim a agitação da zona de mistura não suspende microrganismos ativos do fundo do canal. Devido a toda essa poluição, a água do riacho do Sapo tem uma cor mais escura, sendo perceptível a zona de mistura entre os dois riachos (Figura 18).

Figura 18 - Confluência do riacho do Sapo e riacho Reginaldo em tempo seco, no bairro do Poço.



Fonte: Autora.

No dia 05/12/2016 foram avaliados ainda os metais pesados e óleos e graxas totais, mostrados na Tabela 13. Verifica-se que os valores de TOG foram maiores que o permitido pela legislação em todos os pontos de amostragem, com maiores concentrações no riacho Reginaldo. Já os metais pesados não apresentaram nenhum dado acima do limite, o que pode indicar que em dias sem chuva e com longo período seco antecedente, a concentração de metais não é significativa nos riachos do Sapo e Reginaldo.

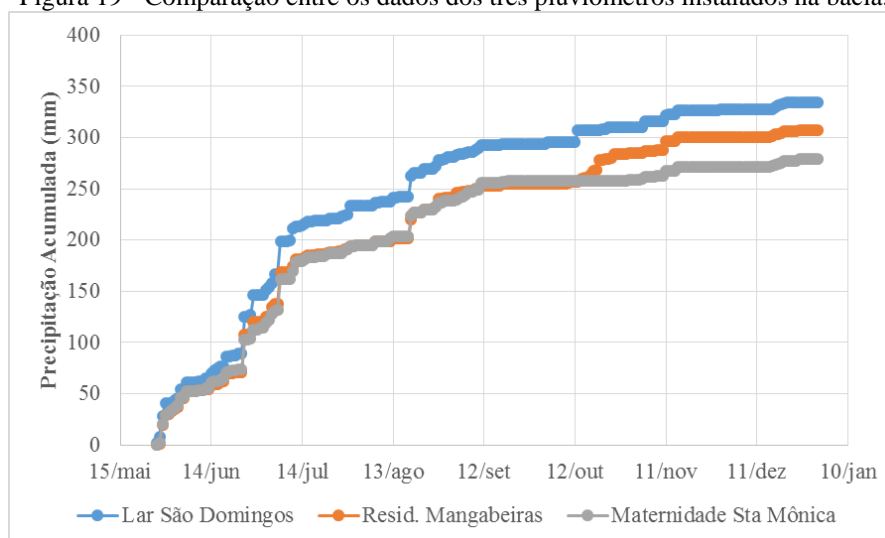
Tabela 13 – Concentrações de metais pesados e óleos e graxas nos 4 pontos analisados no dia 05/12/2016.

Pontos de Coleta	TOG (mg/L)	Cromo (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Zinco (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Níquel (mg/L)	Cobre (mg/L)
Grota do Cigano	15,0	< 0,004	0,007	<0,1	<0,001	<0,004	<0,002
Foz do Sapo	37,0	< 0,004	0,008	<0,1	<0,001	0,005	<0,002
Montante	61,0	< 0,004	0,007	<0,1	<0,001	<0,004	<0,002
Jusante	48,0	< 0,004	0,007	<0,1	<0,001	<0,004	<0,002
Limites CONAMA (classe 2)	Virtualmente Ausentes	0,01	0,033	0,18	0,001	0,025	0,009

4.2 Levantamento de Carga em Tempo Chuvoso

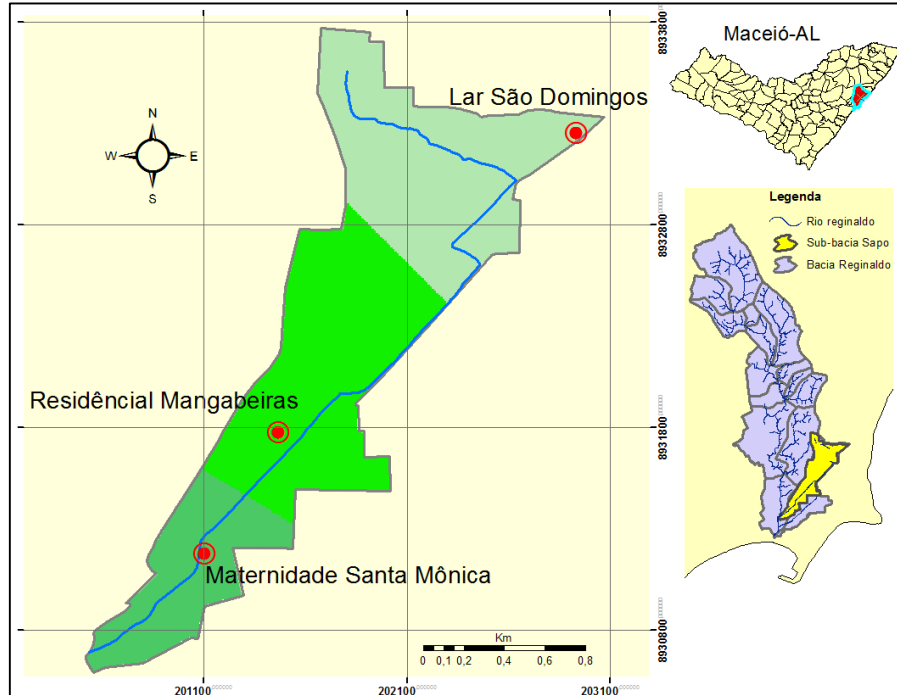
Para o período chuvoso foram gerados polutogramas dos eventos a partir dos dados de coleta. Também foi levada em consideração a precipitação ao longo do evento, que foi obtida dos pluviômetros instalados na bacia. Inicialmente, foram comparadas as informações dos 3 pluviômetros para verificar a variação existente entre eles. A Figura 19 mostra que os pluviômetros tiveram respostas semelhantes, com um pouco mais de ocorrência de chuva na cabeceira, exceto em eventos isolados espacialmente na bacia, mas de forma geral foi considerada satisfatória a respostas dos 3 equipamentos.

Figura 19 - Comparação entre os dados dos três pluviômetros instalados na bacia.



A Figura 20 representa o resultado obtido pelo geoprocessamento para o método dos polígonos de Thiessen, onde foram obtidas as seguintes porcentagens das áreas de influência de cada pluviômetro: Pluv. Lar São Domingos = 40%; Pluv. Resid. Mangabeiras = 41% e Pluv. Matern. Santa Mônica = 19%.

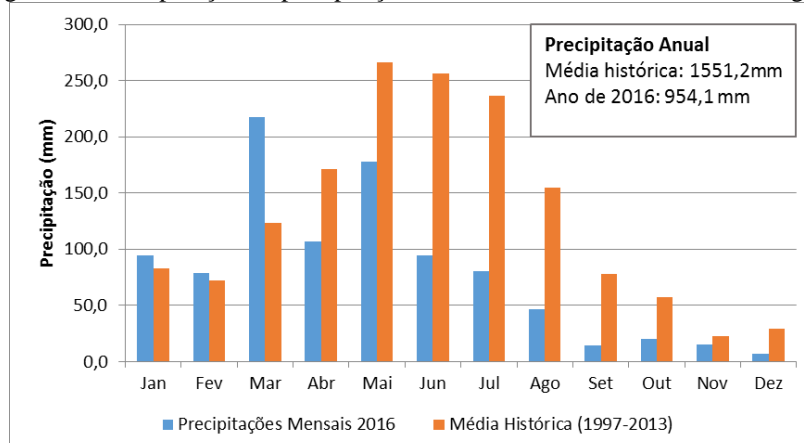
Figura 20 - Polígono de Thiessen com as áreas de influência de cada pluviômetro instalado na bacia.



Fonte: Autora.

É importante ressaltar que a precipitação anual de 2016 foi menor do que a média histórica que ocorre na região (Figura 21), calculada a partir do posto Jacarecica (SEMARH/DMET) entre os anos de 1997 e 2013. Verifica-se que a chuva de janeiro, fevereiro e março foram acima do normal, enquanto que nos outros meses ficou bem abaixo do esperado. Inclusive no período chuvoso, de maio a agosto, a chuva foi bem menor do que a média histórica.

Figura 21 - Comparação da precipitação de 2016 com a média histórica da região.

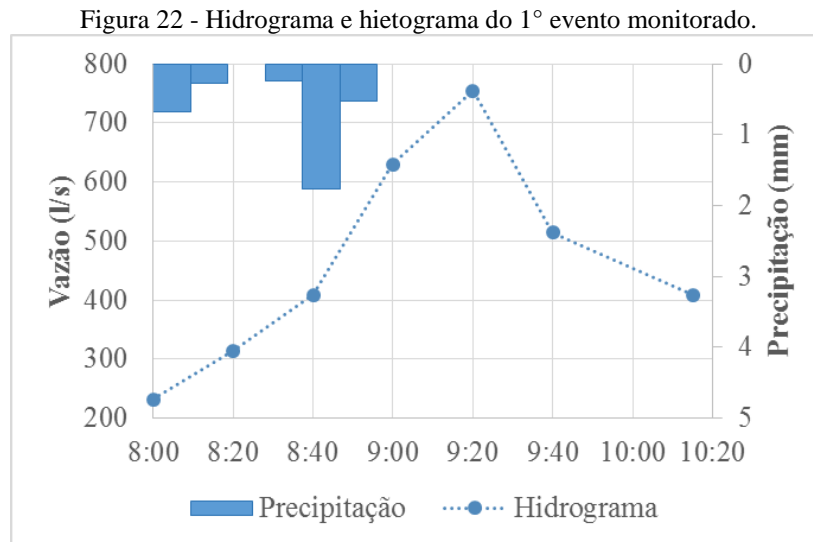


Fonte: Autora.

Assim, este trabalho buscou coletar eventos de diferentes magnitudes, visando obter dados que representassem diversas condições de chuva e período seco antecedente. Porém, devido à 2016 ter sido um ano menos chuvoso que o normal e com a ocorrência de muitas precipitações durante a madrugada, a equipe de campo conseguiu monitorar 4 eventos na foz do riacho do Sapo.

4.2.1 1º evento

O primeiro evento monitorado ocorreu no dia 06/06/2016, sendo realizadas 7 amostragens ao longo de 2h15min, com duração da chuva de 55 min e intensidade de $I=3,8$ mm/h. Na Figura 22 é possível visualizar a subida do hidrograma com a ocorrência da precipitação e posterior recessão com a estiagem, na foz do riacho do Sapo, de forma que o pico de vazão foi de aproximadamente 700 L/s.



De acordo com a classificação proposta por Tucci (1993), na determinação do CN para bacias urbanas e suburbanas, existem três condições de umidade antecedente que variam de acordo com a precipitação ocorrida nos cinco dias que antecedem à chuva crítica:

- **AMC I:** situação em que os solos estão secos. Na estação de crescimento a precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é menor que 36 mm e em outro período, menor que 13 mm.
- **AMC II:** situação média em que os solos correspondem à umidade da capacidade de campo.
- **AMC III:** situação em que ocorreram precipitações consideráveis nos cinco dias anteriores e o solo encontra-se saturado. No período de crescimento, as precipitações acumuladas são maiores que 53 mm e no outro maior que 28 mm.

Avaliando a precipitação anterior ao evento estudado (Tabela 14), não foi considerado período de crescimento já que uma boa porcentagem da bacia se apresenta impermeável, observando-se que o solo se encontrava em situação média (AMC II) com $P_{5\text{dias}}=14,5$ mm.

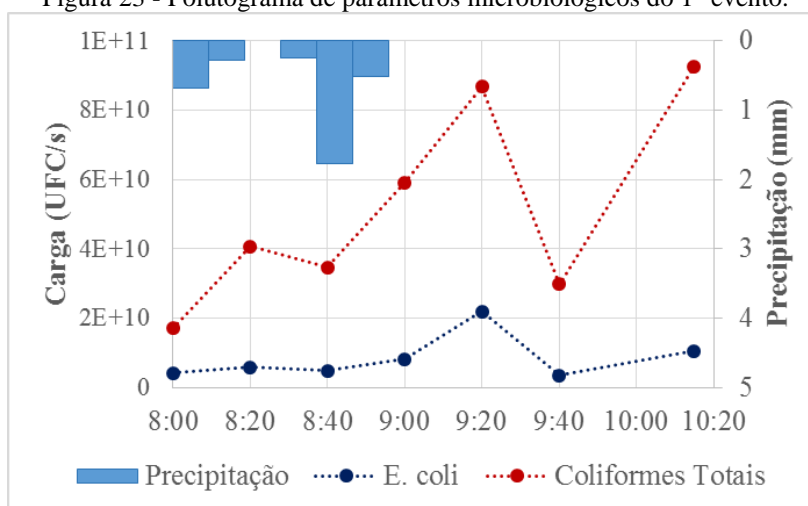
Tabela 14 - Precipitação antecedente ao evento do dia 06/06/2016.

	dia anterior	3 dias	5 dias	7 dias	9 dias	15 dias
Precipitação Antecedente (mm)	0,3	10,6	14,5	26,1	48,6	134,4

A Figura 23 mostra as cargas de coliformes totais e E. coli ao longo do evento, onde pode-se observar que elas tem comportamento semelhante, com crescimento após o início da chuva, pequena diminuição com a cessão desta, depois nova elevação com o retorno da precipitação. Verifica-se também que o pico destes poluentes correspondem ao pico de vazão.

Comparando esses dados com os de tempo seco do dia (04/06/2016), já mostrados na Tabela 10, percebe-se o aumento dos parâmetros microbiológicos, que estavam em torno de 8×10^9 UFC/s para coliformes totais e $2,5 \times 10^9$ UFC/s para E. coli. Ou seja, a ocorrência de precipitação levou ao acréscimo desses poluentes no riacho, sendo que muitas vezes eles podem ficar aderidos as partículas sólidas na superfície, que são carregadas com a chuva e terminam depositadas no canal.

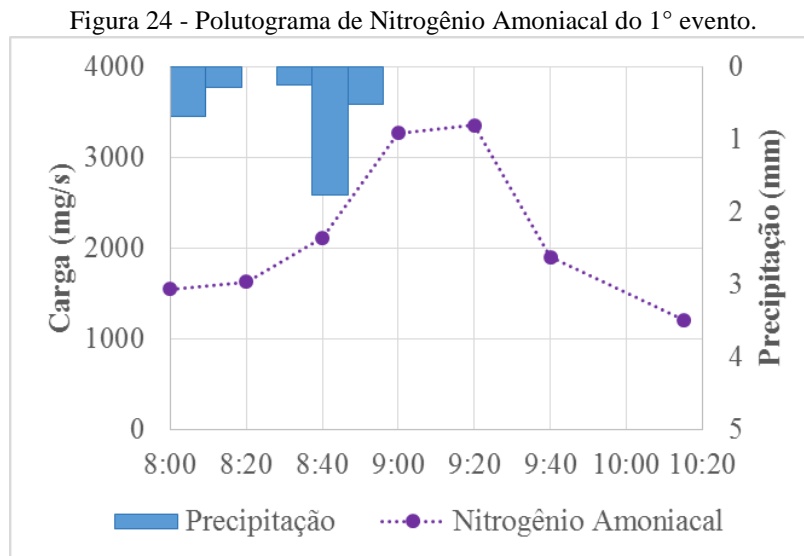
Figura 23 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 1º evento.



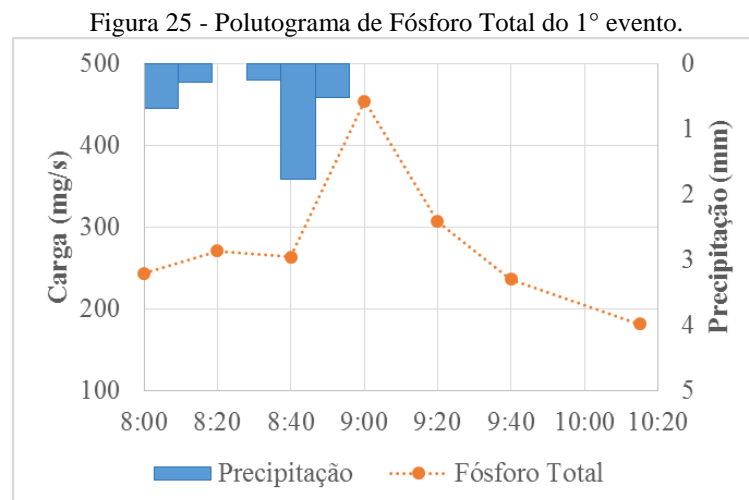
A carga orgânica foi avaliada pelo parâmetro DQO, que não atingiu o valor mínimo da curva de laboratório para sua análise, de forma que apenas podemos dizer que a concentração de DQO para todas as amostras foram menor que 80 mg/L. Isso ocorreu para todos os eventos de chuva estudados.

As cargas de nutrientes (Figura 24 e Figura 25) se apresentam de forma mais regular, com crescimento após o início da chuva e recessão um pouco após a estiagem. Os valores de

carga de nitrogênio amoniacal se mostram 100 vezes maior que os obtidos na coleta de tempo seco dois dias antes desse evento, que estavam em torno de 30 mg/s, indicando que a chuva provocou um grande aumento desse parâmetro de qualidade. O polutograma de nitrogênio amoniacal apresentou pico semelhante ao do hidrograma, sendo que esses valores podem estar associados a urina de animais no solo (que são frequentes na bacia), que se degradam a nitrogênio amoniacal e em eventos de chuva, estas lavam a superfície conduzindo-os ao riacho.

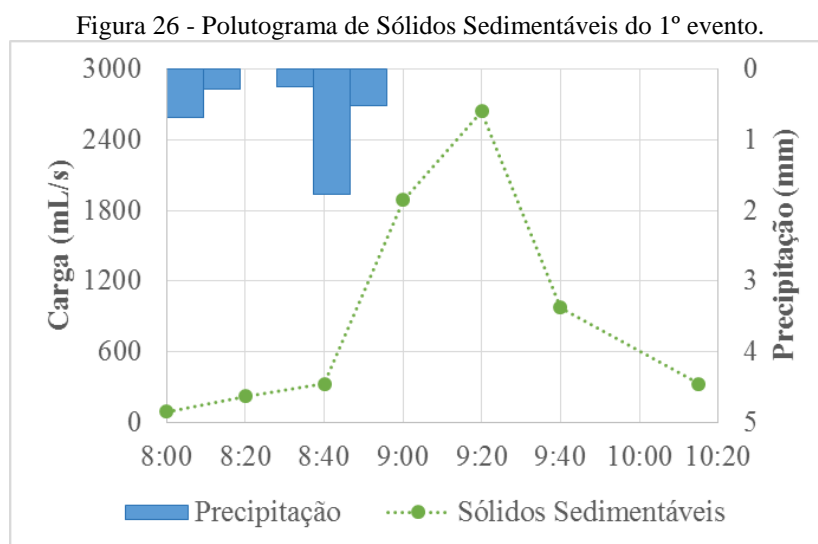


Já as cargas de fósforo total tiveram um incremento de cerca de 3 a 4 vezes do valor de 100 mg/s encontrado no dia 04/06/2016, com pico antecedente ao hidrograma, mostrando que as 9h a concentração de fósforo foi alta, mesmo que a vazão tenha sido maior as 9h20min. No final das coletas (10h15min) percebe-se que a carga de fósforo basicamente retorna ao valor de tempo seco.



A Figura 26 mostra as cargas de sólidos sedimentáveis, que tem pico semelhante ao hidrograma. Observa-se que a quantidade de matéria sedimentável é muito pequena, ou

basicamente nula, em período seco com grande aumento durante o evento de chuva, o que além de elevar o volume de sólidos no canal e provocar assoreamento do canal, pode levar outros poluentes que ficam aderidos sobre a sua superfície.



É importante associar esse aumento da carga de sólidos com a turbidez, mostrada na Tabela 15, onde percebe-se que a turbidez se eleva de forma semelhante aos sólidos.

Tabela 15 - Valores de turbidez ao longo do 1º evento.

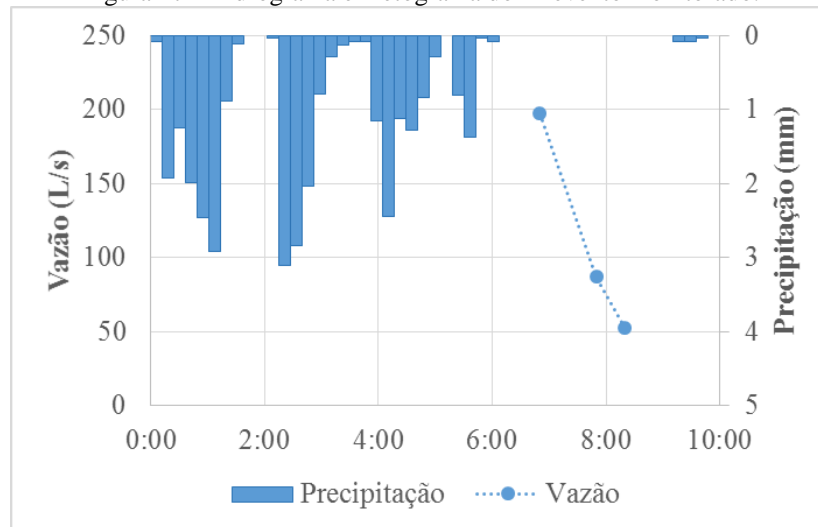
	8:00 h	8:20 h	8:40 h	9:00 h	9:20 h	9:40 h	10:15 h
Turbidez (UNT)	N.A.	75,60	74,70	98,70	160,00	82,90	77,30

Obs.: N.A. – não avaliado.

4.2.2 2º evento

O segundo evento analisado ocorreu no dia 07/07/2016 com 30,6 mm, sendo que a maior parte da chuva ocorreu na madrugada, de forma que foi possível monitorar apenas a recessão do hidrograma, como mostrado na Figura 27. A ocorrência de precipitações durante a madrugada restringe a atuação da equipe de monitoramento devido à dificuldade de acesso ao local e falta de segurança, sendo um problema recorrente no monitoramento de eventos de precipitação.

Figura 27 - Hidrograma e hietograma do 2º evento monitorado.



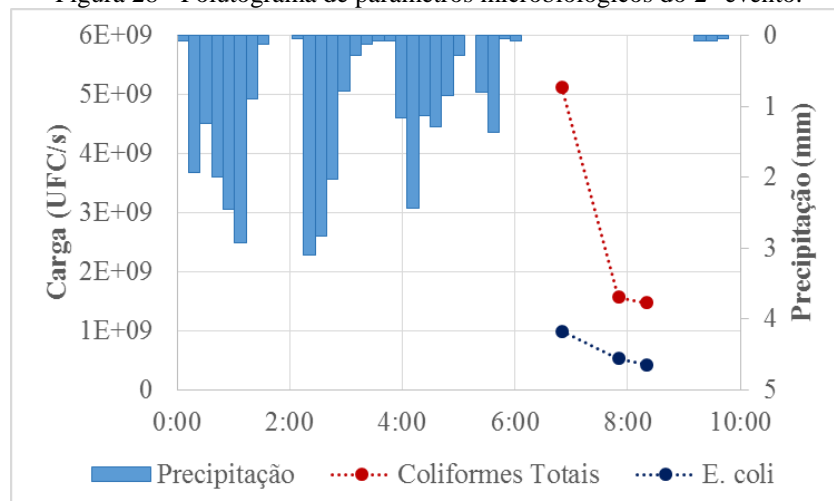
Na avaliação desse segundo evento percebe-se que no início das amostragens, cerca de 1h40min após o recesso da chuva, o nível do riacho ainda não tinha voltado ao de tempo seco, o que significa que o canal ainda estava recebendo contribuições da bacia. A Tabela 16 mostra a precipitação antecedente ao dia da coleta, que foi menor do que a ocorrida para o evento 1.

Tabela 16 - Precipitação antecedente ao evento do dia 07/07/2016.

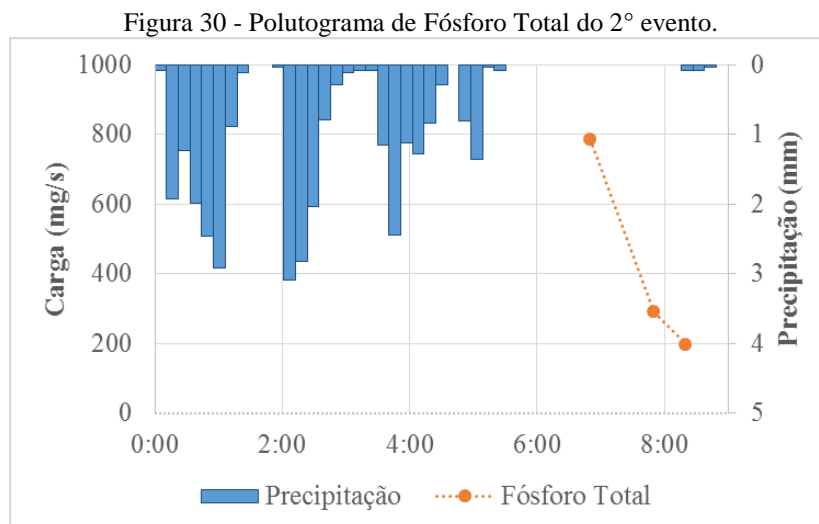
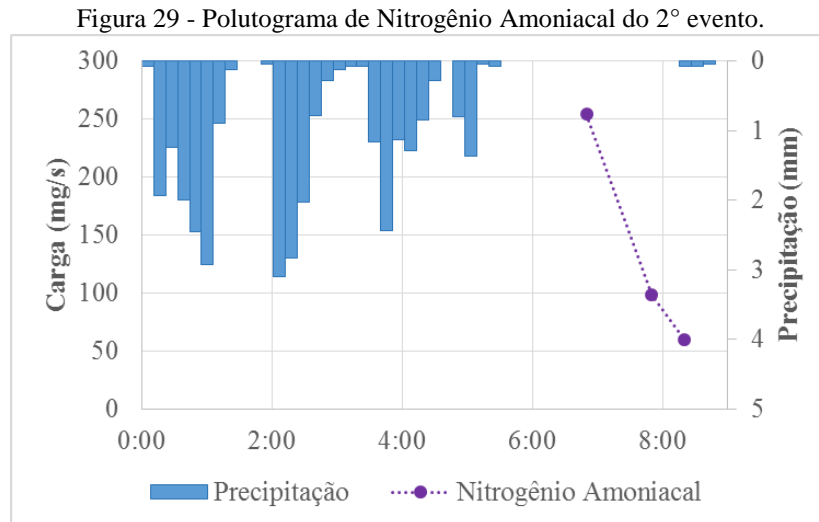
	dia anterior	3 dias	5 dias	7 dias	9 dias	15 dias
Precipitação Antecedente (mm)	0,0	11,6	18,6	19,2	33,0	70,6

As cargas de parâmetros microbiológicos estão mostradas na Figura 28 e se assemelham aos valores de tempo seco, apesar de terem maior vazão. Isso pode ser explicado pela ampla lavagem da superfície que ocorreu durante toda a madrugada, reduzindo as concentrações de coliformes no período em que o nível do riacho estava diminuindo.

Figura 28 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 2º evento.



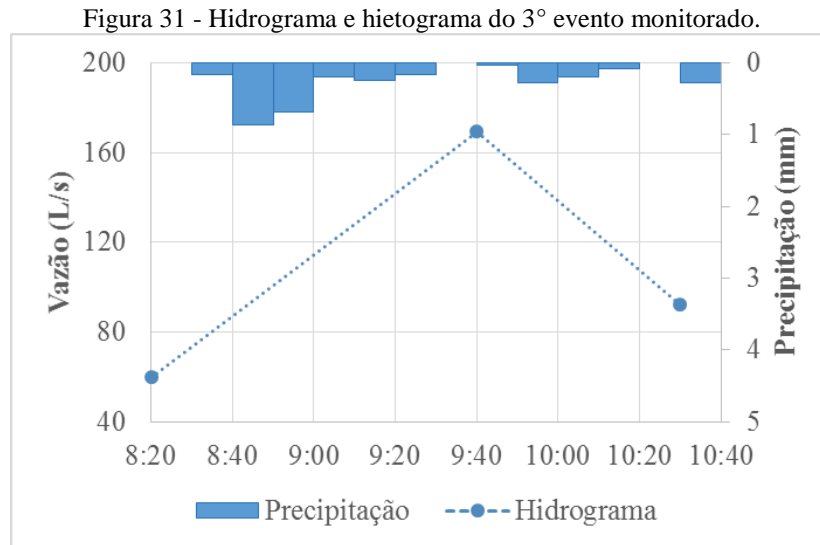
A chuva durante a madrugada foi considerada longa para a região, com duração de 5h e intensidade $I = 6,1 \text{ mm/h}$, provocando a redução das cargas de nitrogênio amoniacal (Figura 29), que apresentou valores menores que os encontrados no primeiro evento estudado. Já o parâmetro de fósforo total apresentou comportamento inverso, com um grande incremento das cargas após a noite de chuva (Figura 30), com valores maiores que os obtidos em tempo seco e no 1º evento de estudo.



4.2.3 3º evento

O terceiro evento estudado apresentou lâmina d'água de 3,2 mm no dia 19/08/2016, sendo essa precipitação espaçada em 130 min, de forma que a intensidade de chuva foi de $I=1,5 \text{ mm/h}$. Analisando a Figura 31 percebe-se que essa chuva teve menor magnitude em um maior

período de tempo, sendo o período antecedente bem mais seco do que os eventos anteriormente analisados.



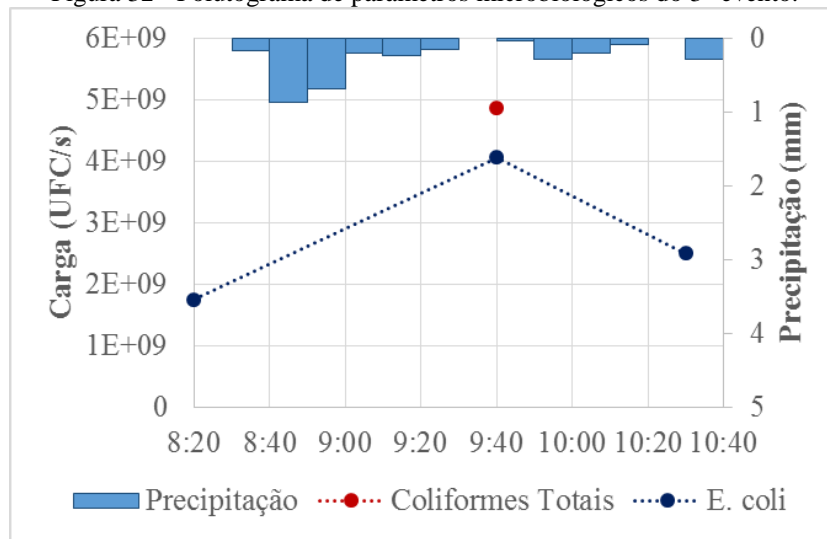
A Tabela 17 permite classificar o solo como seco (AMC I), de acordo com as condições de umidade correspondente, já que a $P_{5\text{dias}} < 13$ mm. Observa-se que basicamente não houve chuva nesse período, possibilitando o acúmulo de poluentes a serem carreados no evento estudado, pelo menos em parte, já que a intensidade de chuva foi pequena.

Tabela 17 – Precipitação na bacia antecedente a coleta do dia 19/08/2016.

	dia anterior	3 dias	5 dias	7 dias	9 dias	15 dias
Precipitação Antecedente (mm)	0,0	0,0	0,2	4,1	4,2	8,1

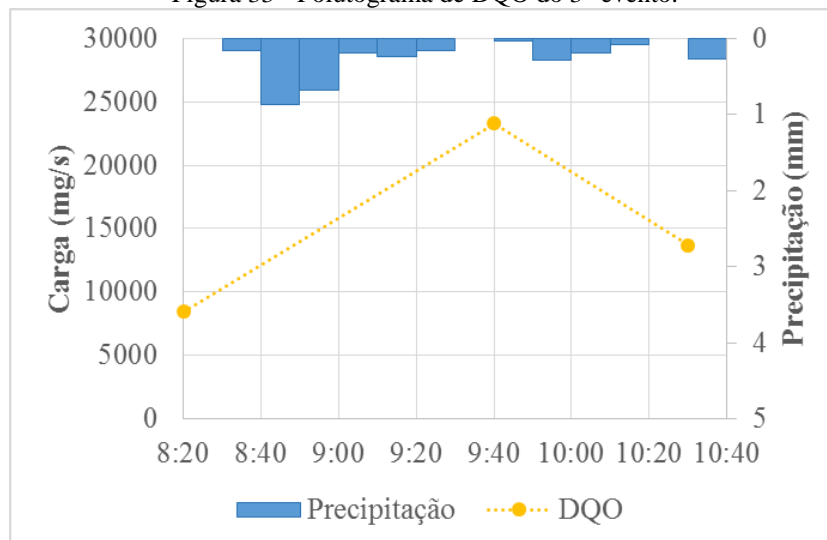
Os parâmetros microbiológicos apresentaram valores semelhantes aos de tempo seco, como indicado na Figura 32. É importante ressaltar que as cargas de coliformes totais só foram calculadas para a segunda amostragem, pois apresentaram quantidades incontáveis de colônias nas placas com meio de cultura. Mas é possível observar que o valor de CT calculado foi baixo, apesar de ter uma vazão maior que a de base, mostrando que a concentração do poluente diminuiu, apesar da lâmina de chuva desse evento não ter sido elevada. Os valores de E. coli também se assemelharam ao do período seco, com um aumento da carga durante a ocorrência de maior parte da chuva.

Figura 32 - Polutograma de parâmetros microbiológicos do 3º evento.



A Figura 33 mostra a carga de DQO obtida no evento do dia 19/08/2016 que, assim como todos os outros parâmetros de qualidade, apresentou pico do polutograma às 9h40min, semelhante ao pico do hidrograma. Este parâmetro orgânico não foi avaliado nos outros eventos por apresentar valores de concentrações muito baixos (< 80 mg/L), menores do que o permitido pela curva do ensaio de DQO do LSA da UFAL. Essa informação pode indicar que o 3º evento teve magnitude suficiente para aumentar o valor da concentração da DQO (~ 140 mg/L) com relação ao período seco, mas não foi grande a ponto de diluir a concentração do parâmetro e impossibilitar a mensuração de seu valor de carga.

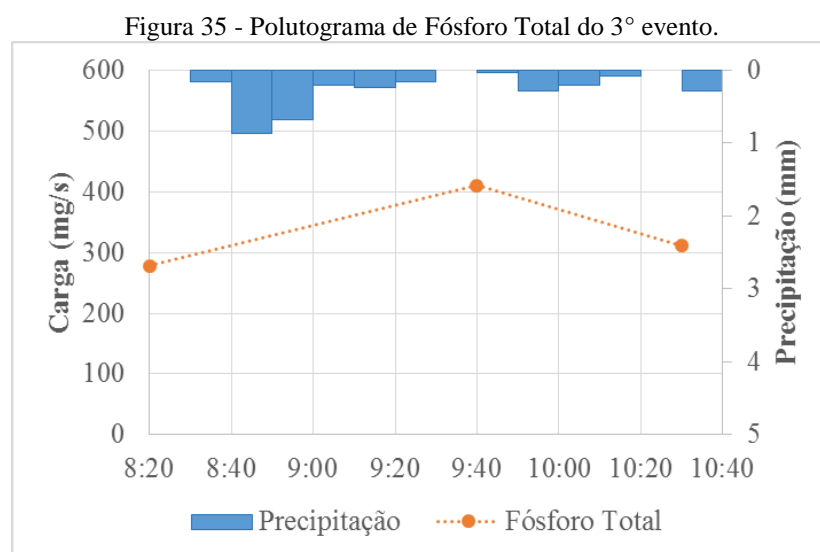
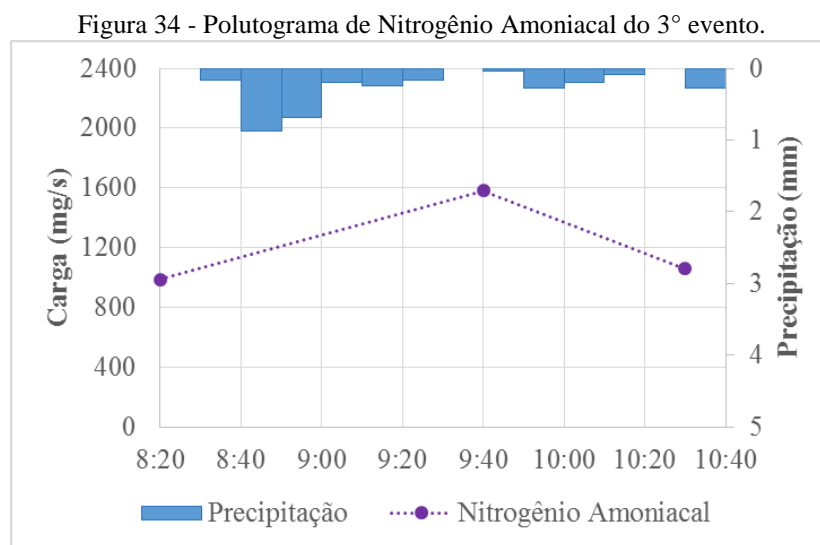
Figura 33 - Polutograma de DQO do 3º evento.



A Tabela 12 permite classificar o solo como seco (AMC I), de acordo com as condições de umidade correspondente, já que a $P_{5\text{dias}} < 13$ mm. Observa-se que basicamente não houve

chuva nesse período, possibilitando o acúmulo de poluentes a serem carregados no evento estudado, pelo menos em parte, já que a intensidade de chuva foi pequena.

A carga de nitrogênio amoniacal (Figura 34) também teve um comportamento intermediário entre os valores obtidos em período seco e nos eventos de chuva com maiores intensidades. Como mostrado na Tabela 17, a precipitação anterior ao evento foi pequena, o que pode ter permitido o acúmulo desses poluentes que são carregados para o riacho de acordo com a precipitação ocorrida. Já o polutograma de fósforo total (Figura 35) apresentou valores semelhantes aos encontrados no 1º evento de estudo.

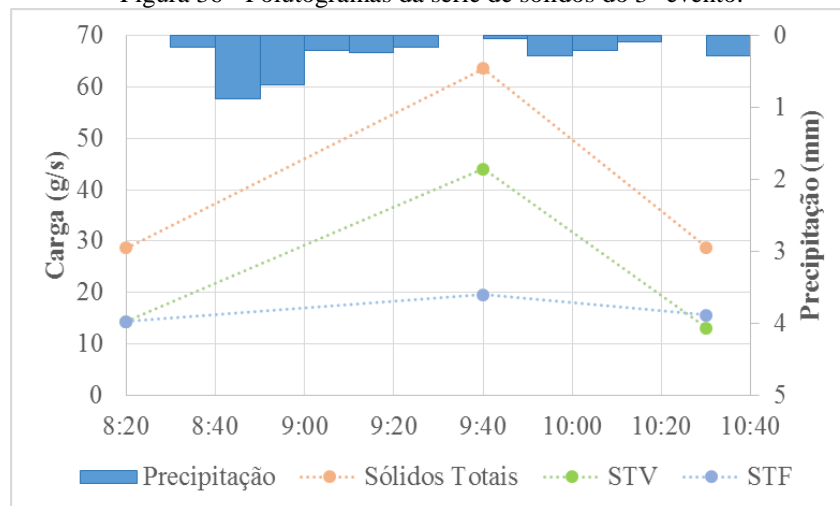


Os valores de sólidos estão mostrados na Figura 36, onde se percebe que a carga de resíduos no canal é elevada, chegando a aproximadamente 60 g/s que são despejados no riacho

Salgadinho em um evento de chuva considerado pequeno. Se esta carga for estimada para um período de tempo maior, por exemplo em 24h com essa carga de sólidos seriam obtidos 5,2 ton de resíduos, verifica-se assim a quantidade de matéria que provoca maior turbidez, diminuição do oxigênio dissolvido, assoreamento do canal e degradação do riacho como um todo.

Este resultado é um indicativo não só da quantidade de poluição difusa carregada para o canal, mas da necessidade de um trabalho de limpeza urbana e conscientização ambiental com a população do entorno, que muitas vezes faz seu descarte nas margens ou diretamente no riacho. Observa-se ainda que maior parcela desse material é formada de sólidos voláteis, que se constitui, principalmente, de matéria orgânica, sendo confirmado pela presença da carga de DQO mostrada na Figura 33.

Figura 36 - Polutogramas da série de sólidos do 3º evento.



4.2.4 4º evento

O quarto evento de precipitação avaliado ocorreu com 5 coletas no dia 09/09/2016 e apenas 1,7 mm em 30 min. Foi observado no local de coleta que a vazão do riacho aumentou de forma inesperada (Figura 37), ficando com uma coloração mais escura e odor mais forte, como está registrado na Figura 38.

Devido a essa diferença no estado físico do riacho, a equipe de coleta percorreu o corpo hídrico em sua extensão no sentido foz-cabeceira buscando identificar causas para a mudança ocorrida. A Figura 39 mostra o acúmulo de sólidos no fundo do canal e as paredes ainda úmidas, como se houvesse acontecido a passagem de uma “onda”. Por meio de conversas com equipes de campo da SLUM e observando trechos do canal, verificou-se então que essa mudança na

água é causada pelo uso da barragem hidráulica (Figura 40), ferramenta que a prefeitura tem adotado para auxílio na limpeza dos canais de Maceió.

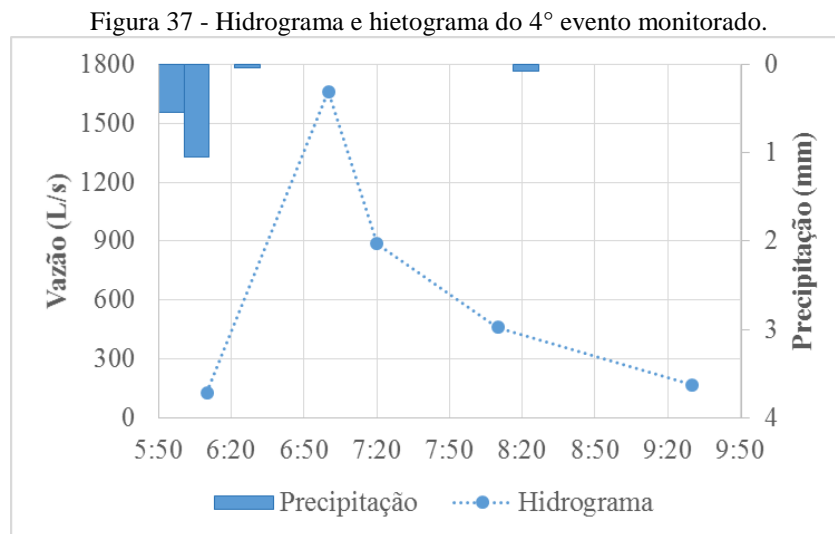
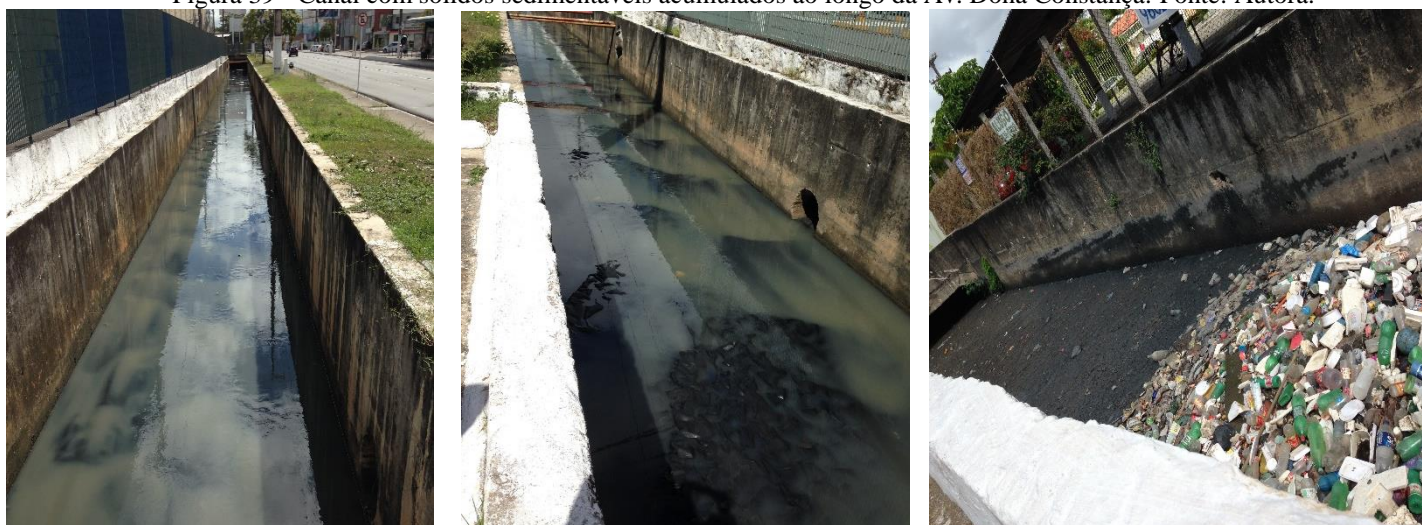


Figura 38 - Foz do riacho do Sapo durante o aumento de vazão na coleta do dia 09/09/2016.



Fonte: Autora.

Figura 39 - Canal com sólidos sedimentáveis acumulados ao longo da Av. Dona Constança. Fonte: Autora.



(a) Ponto a jusante do Shopping

(b) Ponto em frente ao Maceió Shopping

(c) Em frente ao colégio São Lucas

Assim, a Prefeitura de Maceió por meio da Superintendência de Limpeza Urbana de Maceió (SLUM) tem utilizado a barragem hidráulica (Figura 40) para limpeza do riacho do Sapo, visando carrear todo o material que sedimenta no fundo do canal e promover a retirada do lixo, que é acumulado em um ponto estratégico, geralmente próximo a foz (Figura 41). A equipe de campo deste trabalho encontrou com funcionários realizando a limpeza do canal em algumas coletas, sendo que estes informaram que a barreira estava sendo utilizada com frequência e logo após a ocorrência de chuvas fortes ou devido a acúmulos de lixo no canal.

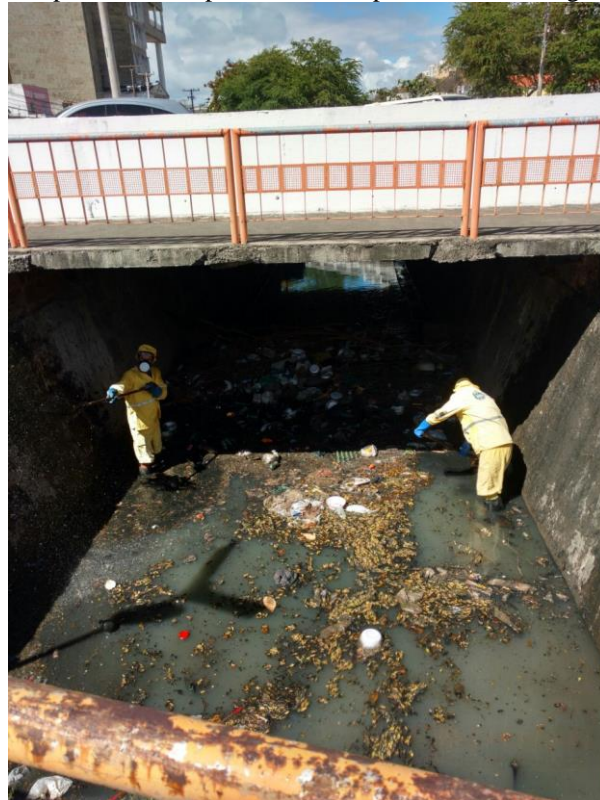
A utilização desta ferramenta pode influenciar os valores de vazão e qualidade de água obtidos neste trabalho, porém nenhum dos órgãos gestores têm registro de datas de uso da barragem. Assim, tentou-se verificar a relação de mudanças abruptas de velocidade de fluxo ou concentração de poluentes com a utilização da mesma.

Figura 40- Barragem Hidráulica utilizada para limpeza do canal na Av. Cid Scala.



Fonte: Autora.

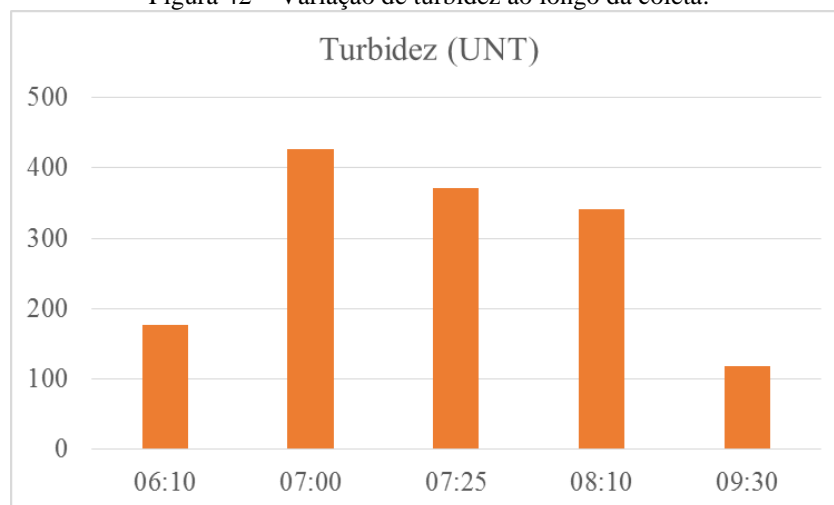
Figura 41 - Limpeza do canal próximo à foz após o uso da barragem hidráulica.



Fonte: Autora.

A Figura 42 mostra o incremento de turbidez com o uso da barragem, onde verifica-se que o valor triplica na coleta de 7h, logo após a passagem da “onda”, e depois retorna gradualmente ao patamar de turbidez durante período seco. Esse aumento repentino da turbidez da água pode ser um indicativo de que houve o uso da barragem hidráulica no dia 09/09/2016.

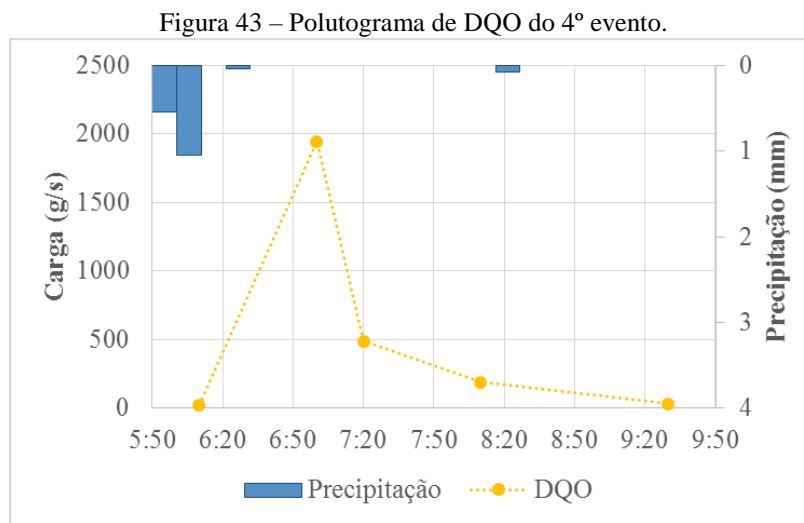
Figura 42 – Variação de turbidez ao longo da coleta.



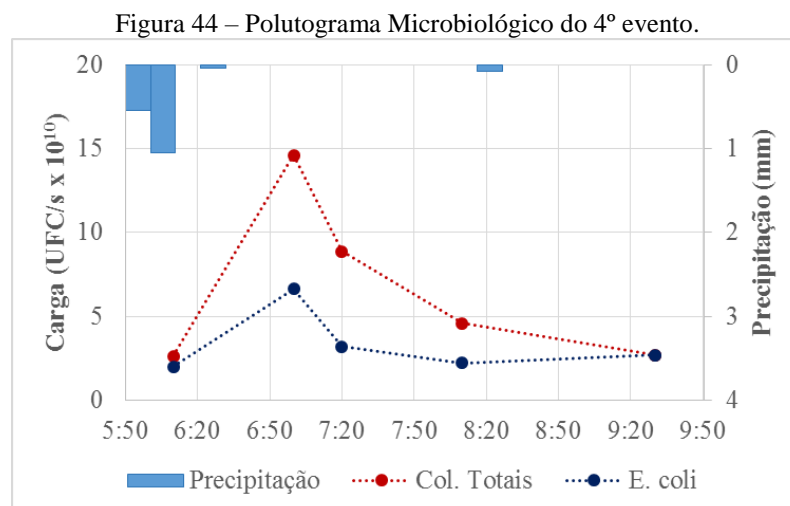
Outro indicativo da utilização desta ferramenta são os valores de carga de DQO (Figura 43), pois durante a ocorrência de chuvas há uma diluição deste parâmetro, como já foi mostrado

nos eventos estudados anteriormente. Já com o uso da barragem, é armazenada água do próprio riacho para posterior formação da onda de lavagem.

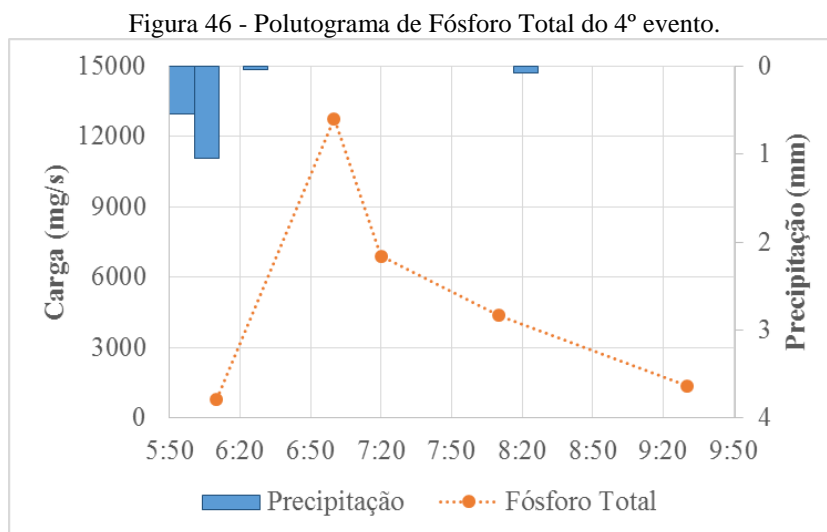
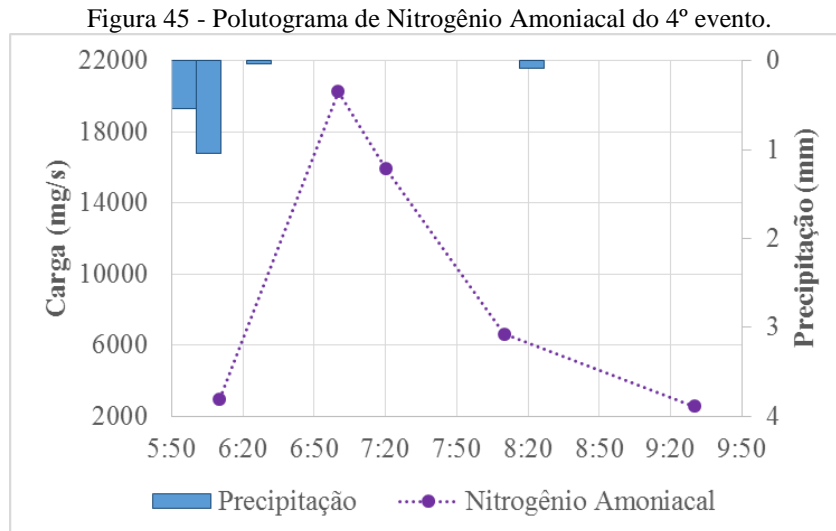
Verifica-se que os valores do início e final do polutograma são semelhantes ao de uma precipitação de pequena lâmina d'água, assim como no 3º evento, porém a coleta de 7h indica a geração de uma carga de aproximadamente 2 kg/s de matéria orgânica. Esse incremento durante o uso da barragem também foi confirmado pelo aumento de sólidos totais voláteis, que se constituem principalmente de matéria orgânica. Os gráficos da Figura 43 e Figura 47 foram representados em g/s devido aos altos valores encontrados.



O polutograma da Figura 44 apresenta a alta carga dos parâmetros microbiológicos, que são 10 vezes maior que no período seco. Os valores encontrados tem a mesma ordem de grandeza apenas do que os dados obtidos para o 1º evento de estudo, mas ainda possuem cargas mais elevadas. Dessa forma, o uso da barragem às 7h provocou uma carga aproximada de 15×10^{10} UFC/s e $6,5 \times 10^{10}$ UFC/s dos parâmetros coliformes totais e E. coli, respectivamente.

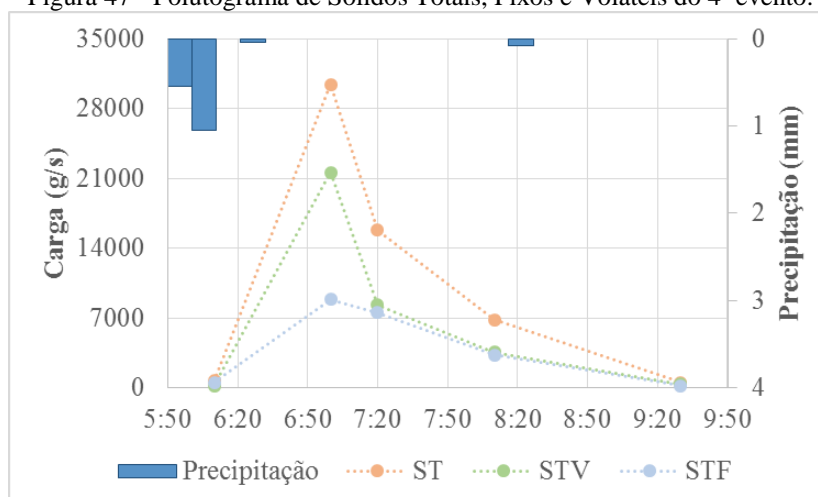


A Figura 45 e a Figura 46 indicam a alta quantidade de nutrientes ($\sim 18\text{g.N/s}$ e $\sim 12\text{ g.P/s}$) carreados pela onda de limpeza do riacho do Sapo, que vai desaguar no canal do Riacho Reginaldo. Esse processo pode provocar eutrofização, com o crescimento de algas e plantas, o que foi constatado nas visitas de campo.



Como já mostrado anteriormente, o uso da barragem acumula os resíduos em um degrau existente antes do vertedor da foz do riacho, sendo que nesse ponto a equipe de limpeza retira o material sólido (Figura 41). Porém, o polutograma da série de sólidos (Figura 47) indica que a carga gerada para lançamento no Salgadinho ainda é elevada, atingindo aproximadamente 28 kg/s durante a coleta de 7h. Dos sólidos encontrados, verifica-se que durante a lavagem do canal a maior parte foi de sólidos voláteis, que se constitui principalmente de matéria orgânica, o que também ocorreu durante o 3º evento estudado. A partir da coleta de 7:20h, os valores de sólidos fixos e voláteis foram praticamente iguais.

Figura 47 - Polutograma de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis do 4º evento.



Foi medido também os valores de concentração de metais pesados na foz do Sapo durante a passagem da onda de limpeza gerada pela barragem. Verifica-se na Tabela 18 que os valores encontrados são maiores que os obtidos em tempo seco na coleta do dia 05/12/2016, sendo que as concentrações de cromo, chumbo, zinco e cobre são maiores que os permitidos pela resolução nº 357/2005 do CONAMA, e indicam que uma quantidade considerável de metais pesados são lançados no riacho Reginaldo.

Tabela 18 – Concentrações de metais pesados durante a limpeza do canal.

	Cromo (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Zinco (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Níquel (mg/L)	Cobre (mg/L)
7:00 h	0,035	0,046	0,693	<0,004	0,013	0,130
7:20 h	0,014	0,018	0,258	<0,004	0,007	0,041
Limites CONAMA (classe 2)	0,010	0,033	0,180	0,001	0,025	0,009

Portanto, com base nos polutogramas e valores de carga encontrados, é possível perceber que o uso da barragem hidráulica para limpeza do canal leva uma grande quantidade de poluentes para a foz do riacho do Sapo, sendo lançados no Salgadinho e contribuindo significativamente com a poluição gerada na praia da Avenida. A Tabela 19 resume as cargas encontradas durante a coleta de 7h, momento em que houve a passagem da onda de limpeza da barreira hidráulica.

Tabela 19 – Carga gerada na foz do riacho do Sapo pelo uso da barreira hidráulica.

DQO (kg/s)	Coliformes Totais (UFC/s)	E. coli (UFC/s)	Nitrogênio Amoniacal (g/s)	Fósforo Total (g/s)	Sólidos Totais (kg/s)
2,0	15×10^{10}	$6,5 \times 10^{10}$	18,0	12,0	28,0

4.3 Perfil do Dia

A análise do “Perfil do dia” visa entender o comportamento das cargas ao longo de um dia comum, ou seja, seco ($P=0$ mm) na bacia do riacho do Sapo, sendo observada a vazão e a concentração de poluentes em intervalos regulares. No caso desse estudo, as amostragens ocorreram de 2h em 2h. Para análise de resultados, foram considerados momentos de pico os valores obtidos das coletas de 8h e 18h, por serem horários antes e depois do expediente comercial, aumentando o número de pessoas nas residências, o que pode incrementar a vazão de possíveis lançamentos de esgotos domésticos no riacho e é um momento em que também existe o acréscimo de fluxo de carros nas vias próximas ao canal.

Durante a coleta do dia 27/10/16 notou-se que o nível do riacho quase não variou ao longo do dia de coleta, apresentando uma pequena lâmina d’água no vertedor (~2 cm) se comparada com a condição encontrada nas coletas de tempo seco (~6 cm). Porém, às 15h ocorreu o aumento súbito da vazão do riacho (~6 cm), que ficou com uma coloração mais escura e odor forte, semelhante ao que foi mostrado no 4º evento analisado. Apesar da falta de dados dos órgãos gestores a respeito do cronograma de limpeza do riacho, existe o indicativo de que o ocorrido foi causado pelo uso da barragem hidráulica, já explicado anteriormente.

Para tentar entender o impacto que a utilização desta ferramenta pode causar na variação das cargas foi realizada uma coleta extra às 15h, ou seja, no momento em que se notou a passagem da “onda”. É importante ressaltar que o uso da barreira hidráulica não torna este dia de coleta atípico, já que esta vem sendo usada com bastante frequência no canal do Sapo, segundo funcionários da SLUM.

Outro fenômeno observado foi o aumento do nível no riacho Salgadinho, que retorna para a foz do Sapo, elevando a altura da água logo após o vertedor. Isto foi verificado por volta das 14h, como mostrado na Figura 48, além da formação de espumas. O aumento da vazão no Reginaldo próximo ao trecho da praia sofre também influência da maré, que no dia 27/10/2016 teve seu maior valor (1.9) às 13:49, segundo informações da tábua de marés do Porto de Maceió.

Figura 48 – Formação de espuma e nível elevado após o vertedor na foz do Sapo.



Fonte: Autora.

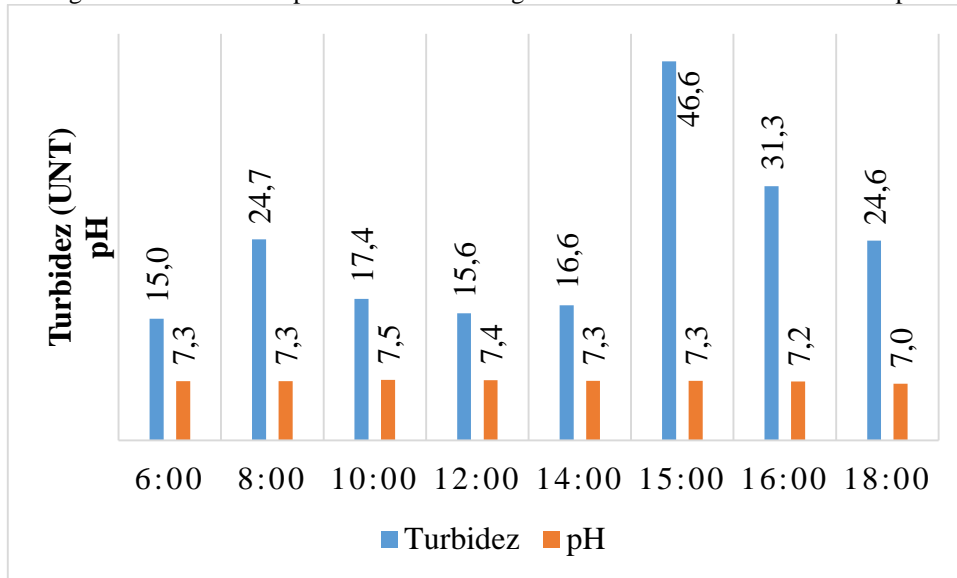
Os resultados obtidos estão mostrados nas figuras abaixo (Figura 49 a Figura 55). De forma geral foram notados valores altos de cargas, indicando deterioração da qualidade da água. A Figura 49 mostra os dados de pH e turbidez medidos no dia de coleta, sendo possível observar que a água do riacho se manteve próxima ao valor neutro ($\text{pH} \approx 7,0$), com pequenas variações.

Este valor de pH obtido está dentro do que preconiza a resolução 357/2005 do CONAMA, que estabelece o intervalo de 6,0 a 9,0. Porém, a legislação determina que para valores de $\text{pH} \leq 7,5$, o nitrogênio amoniacal deve estar na faixa de 13,3 mg/L, o que só ocorreu na amostra de 15h, provavelmente pela renovação no ciclo do nitrogênio causada pelo uso da barragem hidráulica.

Os dados de turbidez (Figura 49) também ficaram próximos ao que a resolução 357/2005 recomenda para rios classe 2, com um incremento nos valores durante os momentos de pico (8h e 18h), provavelmente pelo aumento de partículas carregadas para o riacho, seja pela população, pelo fluxo de veículos ou lançamentos de esgotos.

Observou-se ainda que as 15h o valor de turbidez aumentou consideravelmente, alcançando aproximadamente 3 vezes o valor do período normal, que se mantinha entre 15,0 e 17,4 UNT. Esse acréscimo na turbidez pode ser considerado um indicativo do uso da barreira hidráulica, já que esta provoca uma “onda” que carrega os sólidos do canal para a foz.

Figura 49 - Valores de pH e turbidez ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.



Os parâmetros microbiológicos apresentaram valores consideráveis de carga, como mostrado na Figura 51. As maiores cargas de coliforme totais ocorreram no início da manhã e fim de tarde. As cargas de *E. coli* tiveram maiores valores nas coletas de 14h, 16h e 18h, sendo que nesses horários a relação coliformes totais/*E. coli* foi menor, ou seja, a *E. coli* passou a representar uma maior parte do total de coliformes presentes no riacho, o que pode indicar uma maior contaminação por esgoto doméstico, já que esta bactéria está normalmente presente no trato intestinal de animais de sangue quente. No fim da tarde, estes valores podem ter sido causados também pelo carreamento do esgoto pela barragem hidráulica.

É necessário avaliar ainda que, na amostra de 15h, a placa com o meio de cultura não apresentou formação de colônias (Figura 50), o que pode indicar que houve uma diminuição de bactérias com o aumento repentino da vazão, provocando uma diluição do parâmetro, ou pode ter ocorrido erro durante o ensaio de laboratório.

Figura 50 - Placas com meio de cultura para análise de coliformes das coletas de 6h, 14h, 15h, 16h e 18h.

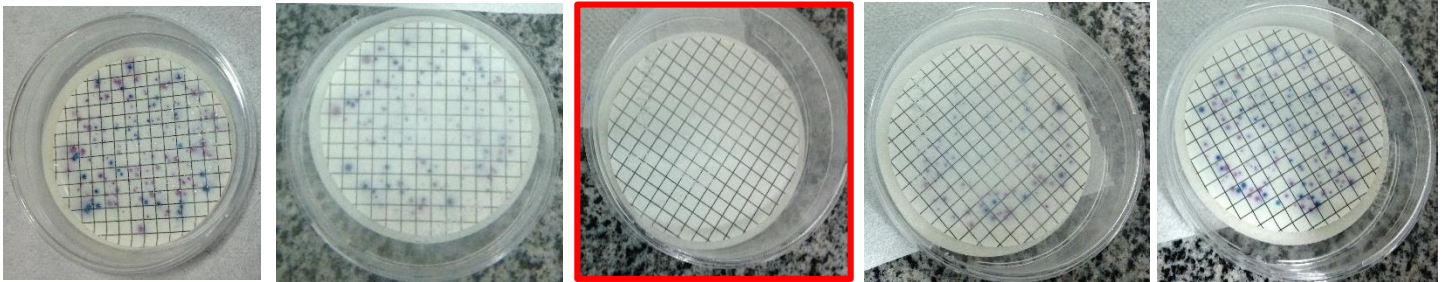
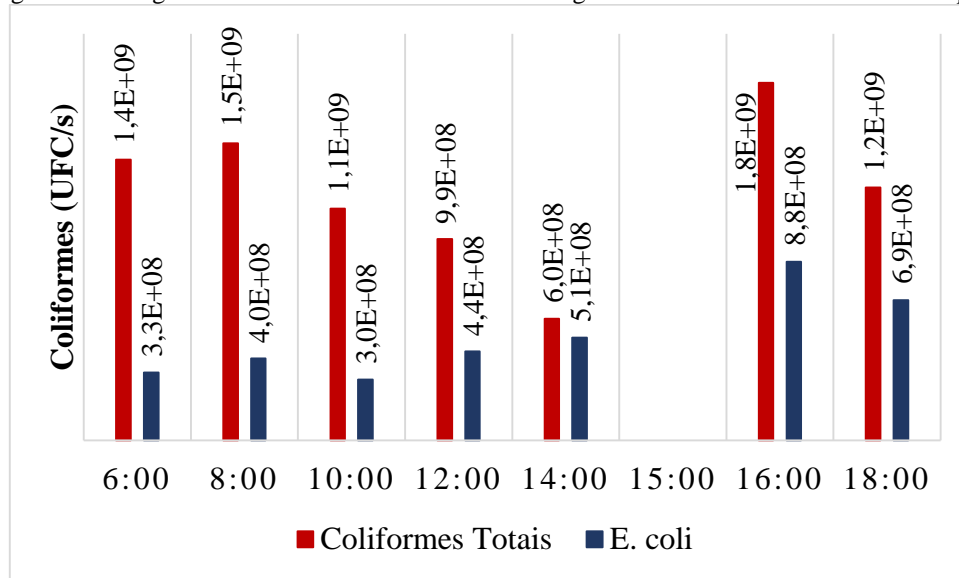


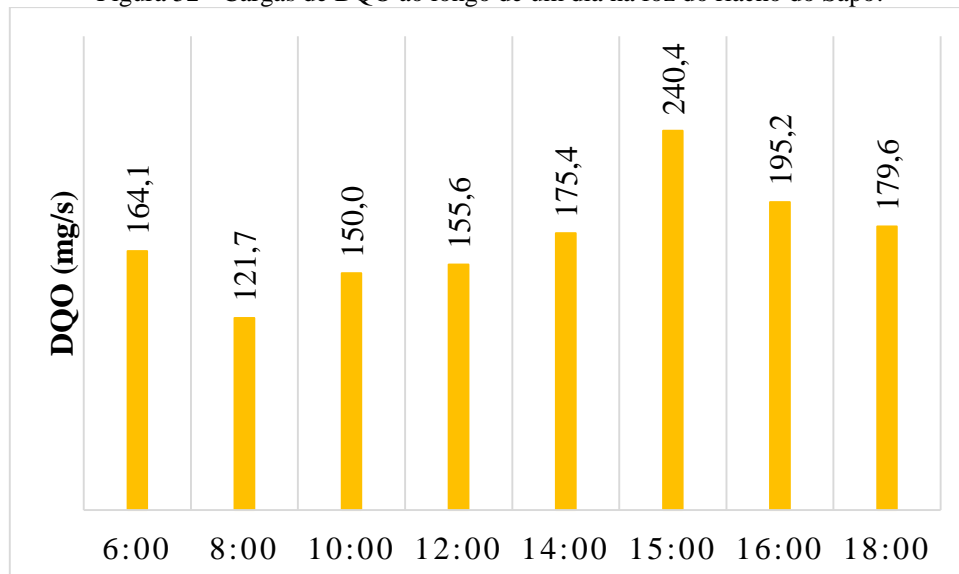
Figura 51 - Cargas de coliformes totais e *E. coli* ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.



A DQO analisada (Figura 52) se apresentou alta durante todo o dia, principalmente às 15h (horário da coleta extra) e no início da manhã e fim de tarde. Esses valores elevados mostram a presença de matéria orgânica no riacho em um dia seco, pois durante quase todos os eventos chuvosos não foi possível medir a concentração de DQO, já que ocorria uma diluição do parâmetro pela água pluvial.

Com relação ao 3º evento estudado, o qual teve precipitação menos intensa e foi possível calcular a carga de DQO, observa-se que os valores do perfil do dia são cerca de 50 a 100 vezes menor. Ou seja, fica evidente que a ocorrência de precipitações ocasiona um incremento significativo de cargas orgânicas e outros poluentes no riacho, ficando clara a importância do estudo e estimativa desse acréscimo.

Figura 52 - Cargas de DQO ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.



As cargas de nutrientes estão mostradas na Figura 53 e Figura 54 e assemelham-se aos valores encontrados na última coleta de tempo seco em 05/12/2016, quando também notou-se a mudança súbita de vazão devido a barragem hidráulica. Nestas duas situações, as cargas de nitrogênio amoniacal apresentaram valores mais elevados que os das outras coletas de tempo seco, enquanto fósforo total exibiu comportamento inverso.

Figura 53 - Cargas de nitrogênio amoniacal ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.

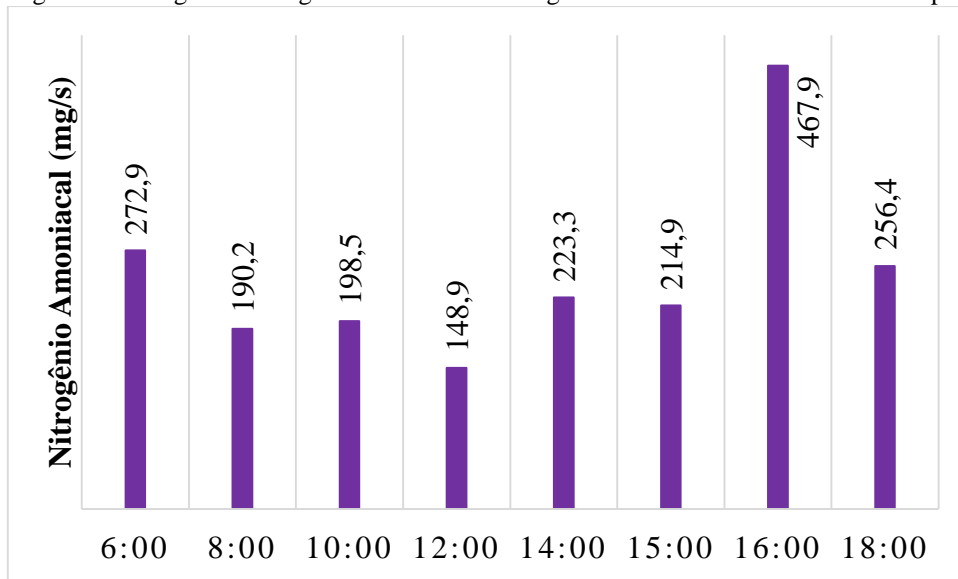
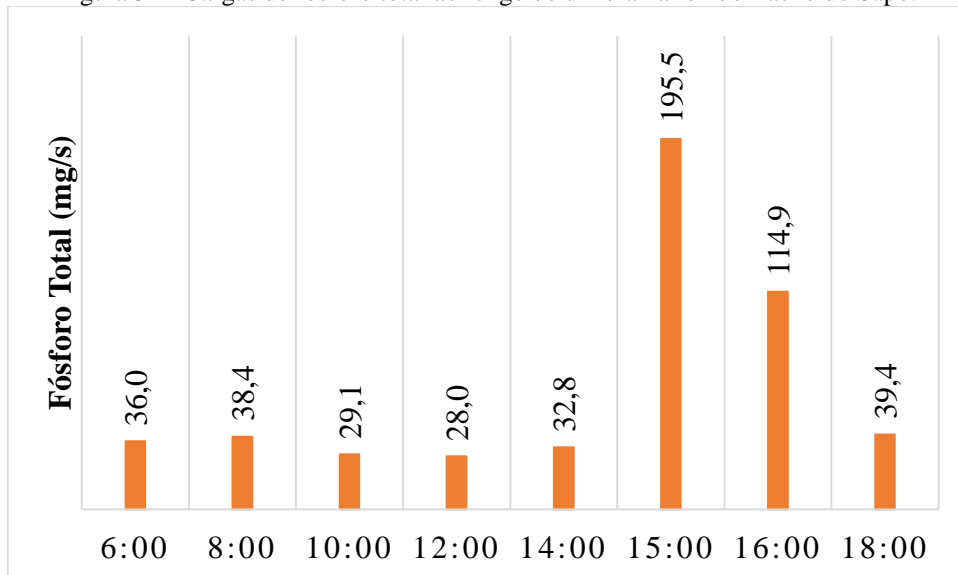


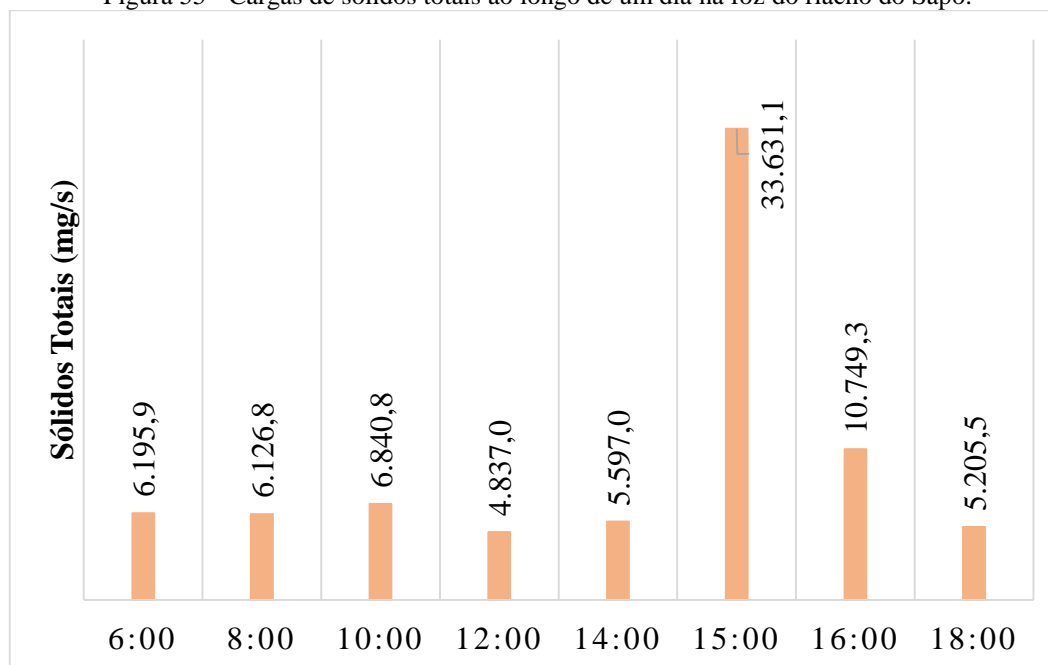
Figura 54 - Cargas de fósforo total ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.



A Figura 55 mostra a carga de sólidos totais no canal, que apresentou valores menores que os do 3º evento de chuva, com cerca de metade da quantidade de resíduos. Nota-se também o aumento de carga ocorrido na coleta de 15h, já que o uso da barragem promove o transporte

de material sólido para a foz do Sapo. Estes detritos podem ser responsáveis pelo carreamento de muitos poluentes para o riacho, que ficam aderidos em sua superfície.

Figura 55 - Cargas de sólidos totais ao longo de um dia na foz do riacho do Sapo.



Obteve-se ainda valores de metais pesados e teor de óleos e graxas para o dia 27/10/2016, mostrados na Tabela 20. Percebe-se a presença de TOG em praticamente todas as coletas, com maior valor na amostra de 8:00h, que pode ser oriundo dos lançamentos de esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina e vias públicas presentes próximos a foz do riacho.

Elevados valores de TOG podem diminuir o oxigênio presente na água e conseqüentemente gerar um incremento no valor do parâmetro DQO. Porém, a concentração de TOG foi pequena ($< 5,0$ mg/L) na coleta de 16 h, momento em que a carga orgânica aumentou bastante devido a passagem da onda de limpeza, o que pode sugerir que a contaminação de óleos e graxas ocorre de forma pontual, próximo a foz do riacho. É importante ressaltar que nessa região estão presentes oficinas mecânicas e postos de gasolina, além de vias com tráfego intenso de veículos.

Entre os metais pesados, apenas chumbo apresentou valores maiores em todas as coletas que os estabelecidos na resolução nº 357/2005 do CONAMA para rios classe 2, o que pode indicar a presença desse poluente de forma difusa na bacia. Este metal geralmente está presente nas águas devido a descargas industriais de baterias, uso indevido de tintas, tubulações ou acessórios a base de chumbo.

Tabela 20 – Concentrações de Metais Pesados e Teor de Óleos e Graxas no perfil do dia.

Coletas	TOG (mg/L)	Cromo (mg/L)	Chumbo (mg/L)	Zinco (mg/L)	Cádmio (mg/L)	Níquel (mg/L)	Cobre (mg/L)
6:00 h	6,0	0,004	0,006	<0,1	<0,004	0,004	<0,2
8:00 h	54,0	0,005	0,005	<0,1	<0,004	<0,004	<0,2
10:00 h	37,0	0,004	0,009	0,161	<0,004	<0,004	<0,2
12:00 h	N. A.	0,004	0,004	<0,1	<0,004	<0,004	<0,2
14:00 h	< 5,0	0,008	0,005	0,207	<0,004	0,100	<0,2
16:00 h	< 5,0	0,025	0,007	0,145	<0,004	0,005	<0,2
18:00 h	12,0	<0,004	<0,004	<0,1	<0,004	<0,004	<0,2
Limites CONAMA (classe 2)	Virtualmente Ausentes	0,01	0,033	0,18	0,001	0,025	0,009

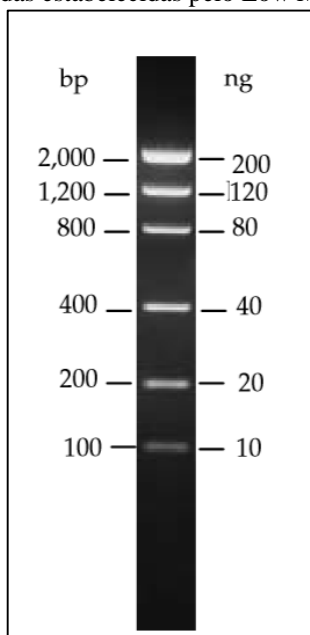
O zinco e o níquel apresentaram pico as 14 h, atingindo concentrações maiores que as permitidas pela legislação; ambos os metais são bastante usados em galvanoplastias e a ocorrência dessa elevação de valores pode significar uma descarga concentrada nesse período. Os resultados de cádmio e cobre foram inconclusivos, já que os valores de detecção do teste não atingem o permitido na resolução para esta classe, porém fica claro que estes poluentes também estão presentes nas águas do riacho.

É importante ressaltar que as concentrações de metais pesados encontrados neste trabalho podem ser menores que os valores reais no riacho do Sapo, pois segundo Piveli e Kato (2005) pode haver concentrações elevadas no sedimento de fundo das águas, sendo que a metodologia de coleta adotada evitou fazer a amostragem deste material. Ainda assim, percebe-se a presença de metais pesados e óleos e graxas na foz, mostrando a baixa qualidade da água lançada no riacho Reginaldo.

4.4 PCR

O resultado das amostras submetidas a PCR com o *primer lipL32* estão mostrados na Figura 57 e Figura 58, sendo que a Tabela 21 indica que número se refere a cada amostra. O Low Mass Ladder (Invitrogen®) serviu como referência para avaliação do tamanho das bandas encontradas, pois estabelece a escala de bandas apresentada na Figura 56.

Figura 56 – Perfil de bandas estabelecidas pelo Low Mass Ladder (Invitrogen®)



Fonte: Manual Invitrogen®

Tabela 21 – Identificação das amostras submetidas a técnica de PCR e seus respectivos valores de turbidez.

Número	Amostra	Turbidez (UNT)
0	Low Mass Ladder (Invitrogen®)	-
1	Foz do Sapo (P2), dia 03/04/2017	138,20
2	Grota do Cigano (P1), dia 03/04/2017	69,54
3	Riacho Reginaldo, dia 05/12/2016	8,10
4	Foz do Sapo (P2), 8h, 27/10/2016 (Perfil do dia)	23,59
5	Foz do Sapo (P2), 15h, 27/10/2016 (Perfil do dia)	69,51
6	Grota do Cigano (P1), dia 05/12/2016	35,39
7	Foz do Sapo (P2), dia 05/12/2016	3,36
8	Branco – ‘No template control’	-

Como já citado anteriormente, os amplicons para os *primers* estudados têm tamanho de 264 bp, ou seja, se situam entre as bandas de 200 bp e 400 bp. Inicialmente, observou-se que o controle negativo (NTC da Figura 58) não apresentou amplificações, o que foi coerente com o esperado. Observou-se então as demais amostras, onde é possível notar que as de número 2, 3, 4, 5 e 6 apresentam a banda do fragmento avaliado ou pelo menos uma mancha na região. Entre estes, as bandas das amostras 2 e 6 se apresentam de forma mais nítida.

Figura 57 – Visualização das bandas das amostras 1, 2 e 3.

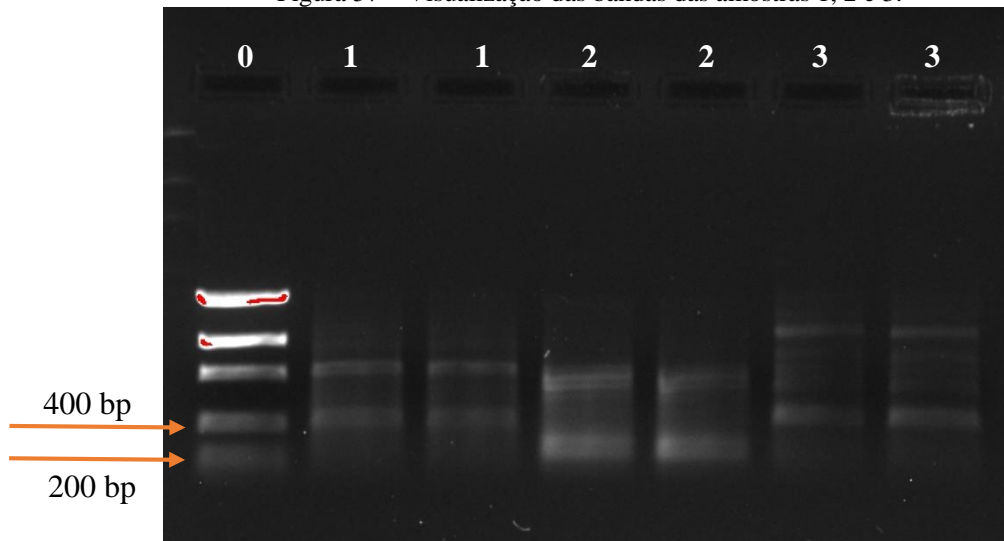
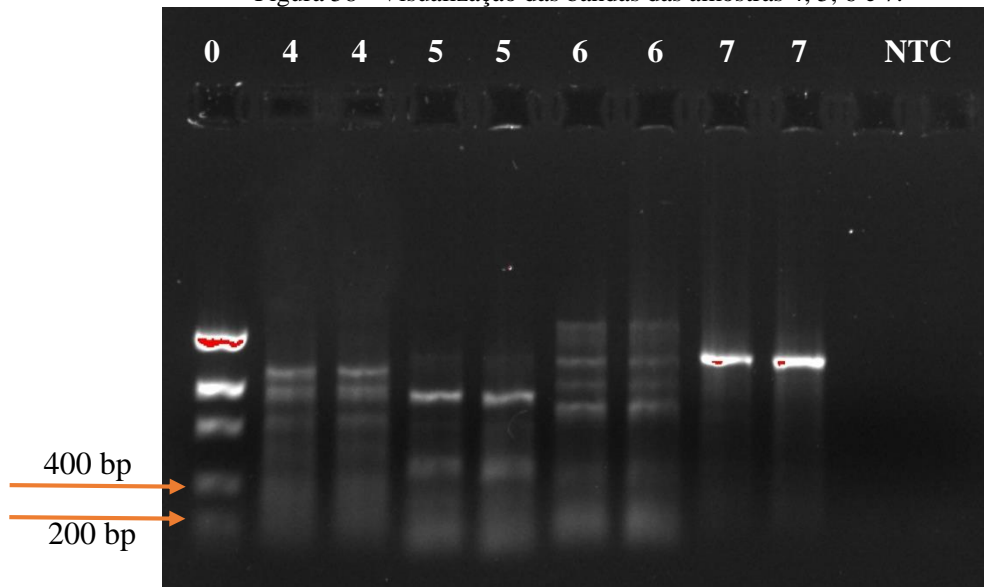


Figura 58 - Visualização das bandas das amostras 4, 5, 6 e 7.

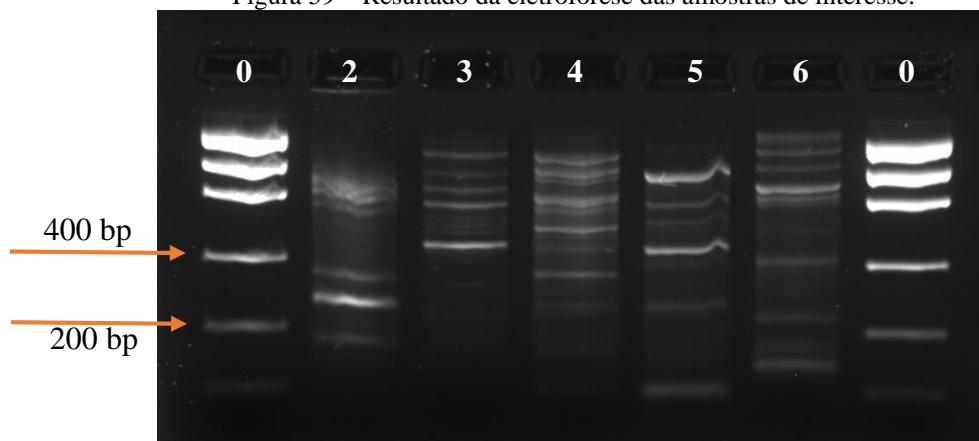


As amostras 2 e 6 são as avaliadas do ponto 2 de estudo, situado na Grota do Cigano, mas foram coletadas em condições climáticas distintas, já que a amostra 2 foi do dia 03/04/2017 após madrugada de chuva (10 mm) na região, enquanto que obteve-se a amostra 6 no dia 05/12/2016 durante período seco com precipitação antecedente de 15 dias basicamente nula. Esse fator pode ser um indicativo da presença habitual do gene de leptospirose no P1.

Visando melhor avaliar os resultados obtidos, as amostras de 2 a 6 foram corridas novamente na eletroforese em um gel de agarose mais concentrado e usou-se maior quantidade de DNA amplificado. O resultado está mostrado na Figura 59, onde a amostra de número 2 apresentou de forma muito nítida a banda de 264 bp. Percebe-se também que as amostras 4 e 5

parecem ter amplificado o fragmento de estudo, porém a banda ficou muito mais clara se comparada com a escala.

Figura 59 – Resultado da eletroforese das amostras de interesse.



As amostras 4 e 5 foram da coleta do perfil do dia na foz do riacho do Sapo, que pode ter indicado presença do gene de estudo devido a onda de lavagem que ocorreu com o uso da barragem hidráulica em 27/10/2016. As outras amostras da foz (1 e 7) não apresentaram ampliações de *leptospira*, sendo que em especial a amostra 7 (após madrugada de chuva com 10 mm na região) não mostrou nenhuma banda similar ao tamanho do amplicon avaliado ou próximo a isso, o que pode ser um indicio de que a concentração do gene de leptospirose na foz do riacho é diluída logo após evento de precipitação, contrário ao que acontece no P1.

Na observação de todos os resultados de PCR fica claro a amplificação de bandas de outros tamanhos diferentes do estudado, que representam inespecificidades. Isto também ocorreu com Aldeia (2016) na avaliação de amostras de água, mesmo com a autora realizando uma *nested* PCR que visa uma maior especificidade do gene. Apesar de não ser esperada a ocorrência dessas bandas, avaliou-se apenas o tamanho do fragmento de estudo para compreensão de resultados.

Analisou-se também a relação da presença de leptospirose e a turbidez das amostras, que estão mostradas na Tabela 21. Entre os valores de turbidez, percebe-se que o maior deles ocorreu no P2 após evento de chuva no dia 03/04/2017, sendo que essa amostra não apresentou amplificação de banda do tamanho estudado. Valores intermediários de turbidez foram encontrados para as amostras 2 e 5 que indicaram presença do gene de leptospirose, mas devido a quantidade de dados não é possível ainda fazer uma boa correlação entre os dois indicadores.

Os resultados obtidos sugerem que a incidência maior de leptospirose ocorre na água do riacho no P1 (Grota do Cigano) e após período de chuva. Essa informação condiz com a

realidade da precária limpeza urbana na Grota e constatação da presença de roedores durante as coletas de campo. Além disso, a análise da PCR mostra que a limpeza do riacho com a barragem hidráulica leva as partículas para a foz do riacho, podendo carrear o gene da leptospirose que muitas vezes fica aderido a esses resíduos.

É importante ressaltar a necessidade de mais ensaios desse tipo em águas urbanas e em condições climáticas diferentes para melhor entendimento da ocorrência de leptospirose na região da bacia. Segundo Aldeia (2016), os estudos sobre a Leptospirose têm sido realizados principalmente a partir de amostras biológicas humanas ou animais, quase nunca se tendo estudado a presença destas espiroquetas em águas superficiais, o que é de vital importância devido ao papel que estas desempenham como veículo para a transmissão das referidas bactérias e consequente infecção de humanos e outras espécies animais.

4.5 Discretização do Polutograma

Para estimar a quantidade de carga gerada ao longo dos eventos estudados e posteriormente gerar os polutogramas unitários foi realizada a discretização dos polutogramas com auxílio do *software Matlab*. Para isso, foram utilizados dados do 1º e 3º evento, já que não foi possível acompanhar o 2º evento desde o início e o 4º evento sofreu interferência do uso da barragem hidráulica.

As tabelas a seguir mostram os resultados de discretização das cargas de poluentes nos dois eventos avaliados, onde observa-se a massa incremental gerada a cada 20 minutos e a precipitação durante esse tempo. A Tabela 22 apresenta a chuva discretizada em cada um dos três pluviômetros instalados na bacia, sendo P_1 o do Lar São Domingos, P_2 o do Residencial Mangabeiras e P_3 o da Maternidade Santa Mônica; verifica-se que a maior parte da chuva nesses eventos ocorreu no meio e na parte final da bacia. Além disso, a precipitação média foi obtida utilizando-se as áreas de influência calculadas com o polígono de Thiessen. Podemos perceber que pequenas precipitações geraram cargas significativas em um curto período, indicando que mesmo chuvas de baixa magnitude podem ser causadoras de aumento na poluição do riacho.

Tabela 22 – Precipitações incrementais de 20 min ao longo dos eventos discretizados nos 3 pluviômetros.

	1º evento				3º evento			
	P ₁ (mm)	P ₂ (mm)	P ₃ (mm)	P _{bacia} (mm)	P ₁ (mm)	P ₂ (mm)	P ₃ (mm)	P _{bacia} (mm)
20 min	0,6	1,0	1,6	1,0	0,2	0,2	0,0	0,2
20 min	0,4	0,2	0,0	0,2	1,0	1,8	2,2	1,6
20 min	1,4	3,2	2,2	2,3	0,4	0,4	0,6	0,4
20 min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2
20 min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,4	0,3
20 min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2	0,3
20 min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,2	0,3
2h20	2,4	4,4	3,8	3,5	2,8	3,2	4,0	3,2

Observa-se que a massa de poluentes gerada cresce com o passar da chuva, sendo reduzida a partir do momento de estiagem. A lâmina d'água dos dois dias foi semelhante, mas a massa gerada de coliformes (Tabela 23 e Tabela 24) foi muito maior no 1º evento, o que pode ter sido influenciado por diversos fatores. Entre eles, tem-se que a intensidade de chuva e a precipitação antecedente do 1º evento foi maior ($I_1=3,8$ mm/h e $P_{15\text{dias}}=134,4$ mm) que a do 3º evento ($I_3=1,5$ mm/h e $P_{15\text{dias}}=8,1$ mm).

Tabela 23 – Massa de Coliformes Totais gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.

	1º evento		3º evento	
	P _{bacia} (mm)	Massa (x10 ⁹ g)	P _{bacia} (mm)	Massa (x10 ⁹ g)
20 min	1,0	34,8	0,0	2,6
20 min	0,2	45,3	2,2	3,5
20 min	2,3	56,4	0,6	4,5
20 min	0,0	87,6	0,4	5,4
20 min	0,0	70,0	0,4	5,3
20 min	0,0	57,4	0,2	4,3
20 min	0,0	71,3	0,2	1,8
Total	3,5	422,8	4,0	27,5

É importante ressaltar que a massa gerada dos parâmetros microbiológicos são maiores com o passar do evento, atingindo um pico após a parada da chuva, quando volta a diminuir de valor. Essas informações sugerem que a precipitação incremental antecedente influencia no crescimento de poluição até certo ponto, estabelecido como sendo os 20 min incrementais depois da estiagem para coliformes totais e *E. coli*.

Tabela 24 - Massa de E. coli gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.

	1º evento		3º evento	
	P _{bacia} (mm)	Massa (x10 ⁹ g)	P _{bacia} (mm)	Massa (x10 ⁹ g)
20 min	1,6	6,1	0,0	2,5
20 min	0,0	6,5	2,2	3,1
20 min	2,2	7,9	0,6	3,8
20 min	0,0	18,0	0,4	4,5
20 min	0,0	15,3	0,4	4,5
20 min	0,0	6,7	0,2	3,8
20 min	0,0	8,7	0,2	1,6
Total	3,8	69,2	4,0	23,8

Já os valores de nutrientes (Tabela 25 e Tabela 26) mostram que são lançados em pequenos eventos de chuva cerca de 10 a 18 kg de nitrogênio amoniacal e 2,3 a 2,7 kg de fósforo total.

Tabela 25 - Massa de Nitrogênio Amoniacal gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.

	1º evento		3º evento	
	P _{bacia} (mm)	Massa (kg)	P _{bacia} (mm)	Massa (kg)
20 min	1,6	1,9	0,0	1,3
20 min	0,0	2,2	2,2	1,5
20 min	2,2	3,2	0,6	1,6
20 min	0,0	4,0	0,4	1,8
20 min	0,0	3,2	0,4	1,8
20 min	0,0	2,0	0,2	1,5
20 min	0,0	1,2	0,2	0,7
Total	3,8	17,8	4,0	10,1

O nitrogênio amoniacal apresentou comportamento semelhante aos parâmetros microbiológicos, com pico de massa logo após a estiagem. Porém, o fósforo total teve a geração de uma grande quantidade de massa mesmo com o cessar da chuva, indicando que a precipitação antecedente de cada 20 min discretizados influenciam por mais tempo na geração de poluição deste parâmetro.

Tabela 26 - Massa de Fósforo Total gerada por cada parcela de 20 min ao longo dos eventos estudados.

	1º evento		3º evento	
	P _{bacia} (mm)	Massa (g)	P _{bacia} (mm)	Massa (g)
20 min	1,6	308,8	0,0	353,3
20 min	0,0	321,0	2,2	393,1
20 min	2,2	431,2	0,6	432,9
20 min	0,0	457,0	0,4	472,8
20 min	0,0	326,2	0,4	468,8
20 min	0,0	264,8	0,2	421,0
20 min	0,0	174,0	0,2	192,6
Total	3,8	2.283,0	4,0	2.734,5

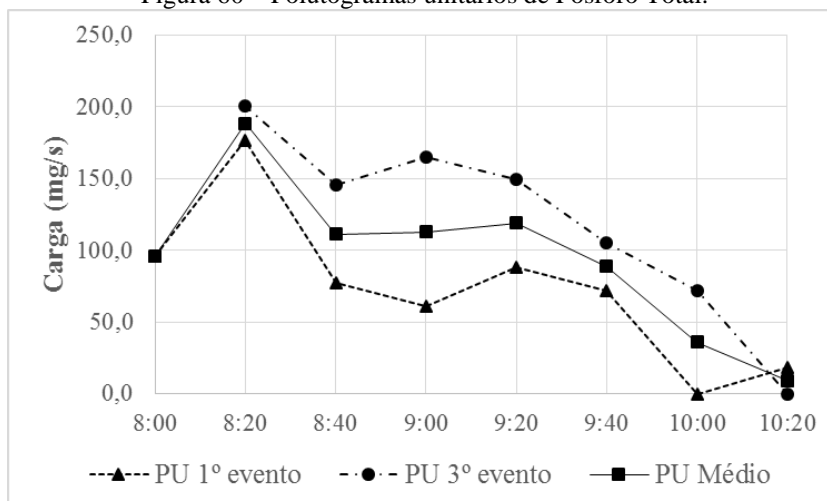
4.6 Polutograma Unitário

Os polutogramas unitários foram gerados para cada parâmetro de qualidade da água e posteriormente foram sintetizados PUs médios representativos da bacia. Utilizou-se também o PU construído para obter o polutograma dos eventos estudados, de forma a avaliar o ajuste entre os valores de carga reais e os calculados pela modelagem. Assim, os polutogramas médios unitários foram gerados considerando uma duração de 140 min e 1 mm de precipitação.

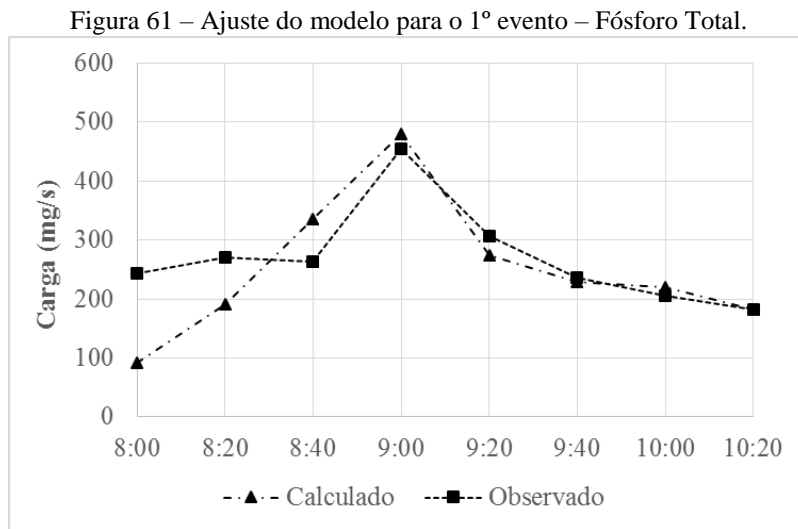
4.6.1 Fósforo Total

A Figura 60 mostra os polutogramas unitários de fósforo total de cada chuva estudada e a média obtida. Como esperado, os eventos apresentam PU diferente em magnitude e distribuição temporal, devido a não uniformidade da precipitação no espaço e tempo e às características não-lineares do escoamento. Utilizando o PU médio, calcula-se que um evento unitário de 2:20 h gera aproximadamente 850,50 g de fósforo total.

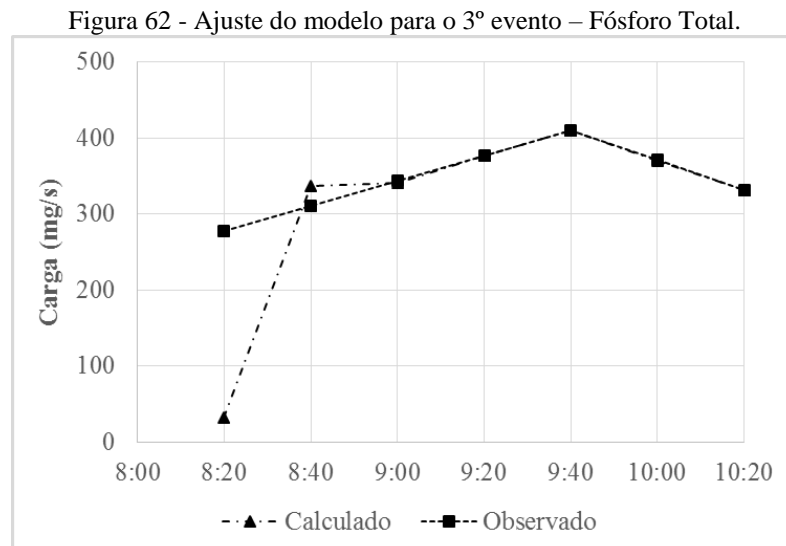
Figura 60 – Polutogramas unitários de Fósforo Total.



A comparação do polutograma de fósforo total observado com o polutograma calculado está apresentada na Figura 61, onde percebe-se que os gráficos são semelhantes, com uma diferença maior no início do evento, pois é o momento em que a carga aumenta de forma significativa pela lavagem inicial dos poluentes da superfície urbana. Para este ajuste o coeficiente de determinação foi de $r^2=0,66$ e o coeficiente de Nash–Sutcliffe $E=0,25$, sendo este último considerado um valor baixo, devido a diferença existente na porção inicial dos polutogramas.

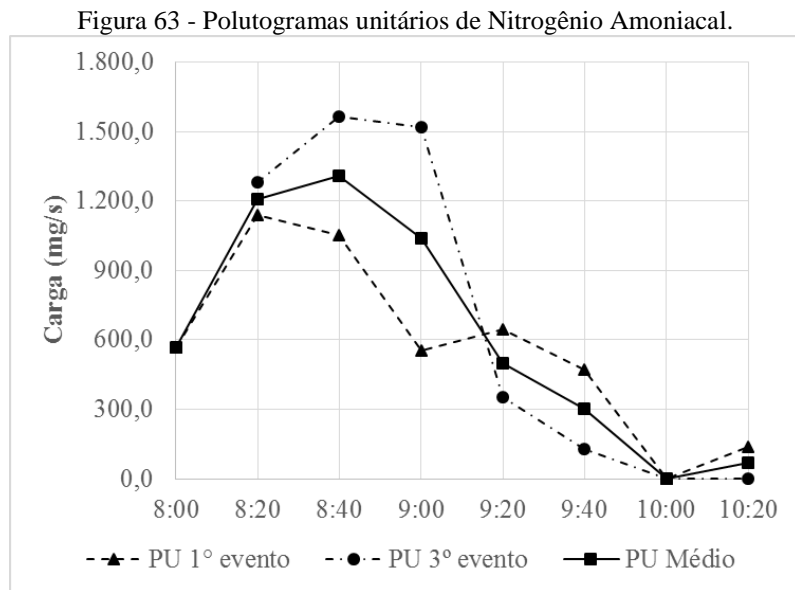


Já na comparação dos polutogramas calculado e observado de fósforo total no 3º evento (Figura 62), verifica-se que a discrepância inicial é bem maior, de forma que o modelo não consegue representar o aumento das cargas no início do evento. Isso fica representado no coeficiente de nash-sutcliffe ($E = -4,14$), sendo que $E < 0$ ocorre quando a média observada é uma melhor representação do que o modelo calculado. Ainda assim, o coeficiente de determinação $r^2 = 0,66$, provavelmente porque o ajuste foi adequado no resto do evento.



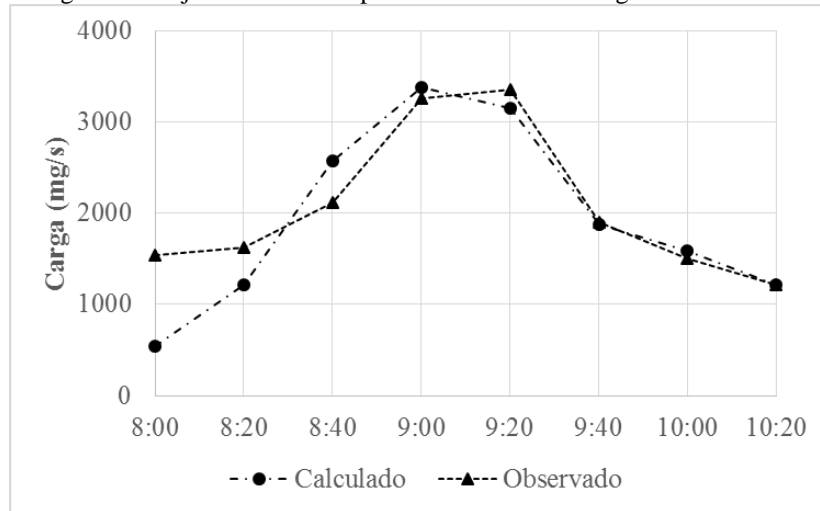
4.6.2 Nitrogênio Amoniacal

Para este parâmetro de qualidade os polutogramas unitários tiveram comportamentos semelhantes no início do evento, sendo que os valores de carga unitária foram maiores no período entre 8:20 h e 9:00 h. Os PUs dos dois eventos e a média obtida estão representados na Figura 63, onde observa-se que o polutograma do 1º evento apresentou cargas unitárias um pouco menores, provavelmente devido a sua maior intensidade e precipitação antecedente já discutida anteriormente. Apesar da chuva provocar uma diluição deste parâmetro em alguns momentos, calcula-se que um evento unitário leva cerca de 5,6 kg desse poluente para o canal.



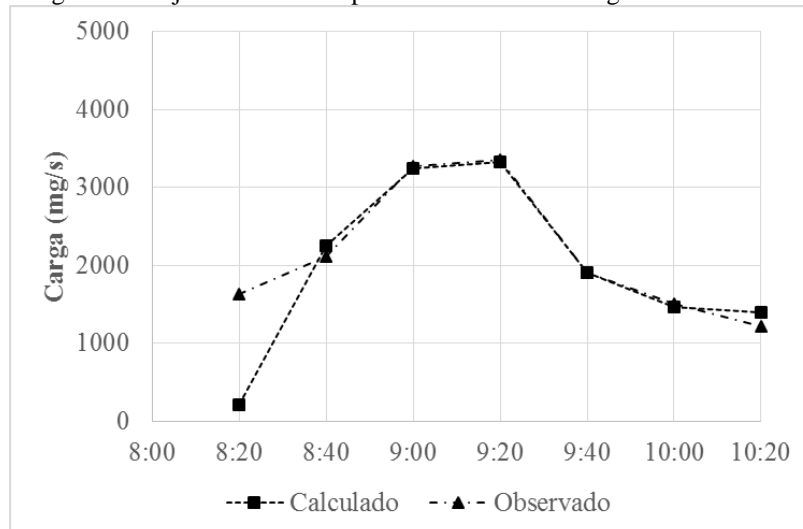
A Figura 64 compara os polutogramas calculado e observado de nitrogênio amoniacal para o 1º evento analisado, mostrando que o gráfico gerado teve uma boa representação do polutograma real, mas não conseguiu representar a variação inicial de carga. O ajuste apropriado ficou refletido nos coeficientes, sendo $r^2=0,82$ e $E=0,69$, de forma que o desempenho do modelo pode ser considerado adequado e bom de acordo com Colischonn (2001).

Figura 64 - Ajuste do modelo para o 1º evento – Nitrogênio Amoniacal.



Para o 3º evento, o modelo teve uma boa representatividade com os polutogramas calculado e observado semelhantes, como podemos ver na Figura 65. Para esta situação, o coeficiente de determinação foi de $r^2=0,75$, indicando que o modelo consegue explicar uma boa parte dos valores observados. O coeficiente de Nash-Sutcliffe teve valor de $E=0,54$, considerado razoável, sendo que o valor desse dado diminui bastante devido a porção inicial do ajuste.

Figura 65 - Ajuste do modelo para o 3º evento – Nitrogênio Amônia.

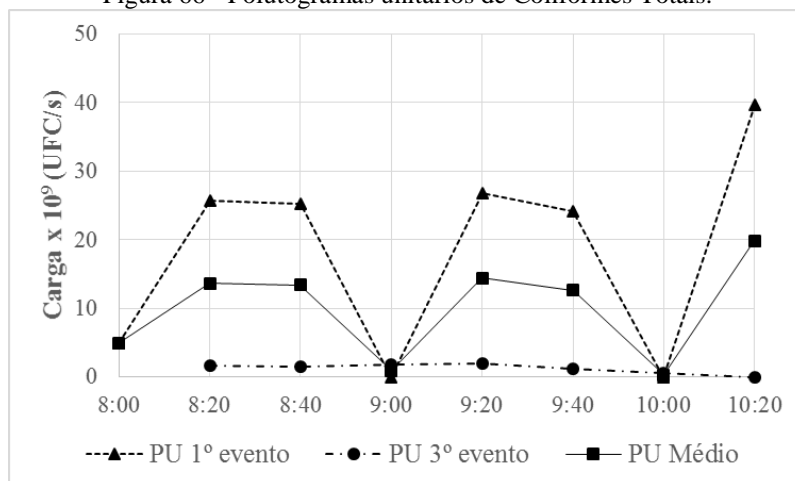


4.6.3 Coliformes Totais

Os coliformes apresentaram polutogramas unitários com comportamentos diferentes nos dois eventos de estudo, sendo que o PU do 3º evento teve valores menores. Observa-se ainda que existem duas cargas unitárias muito pequenas, as 9h e 10h, que podem ter sido

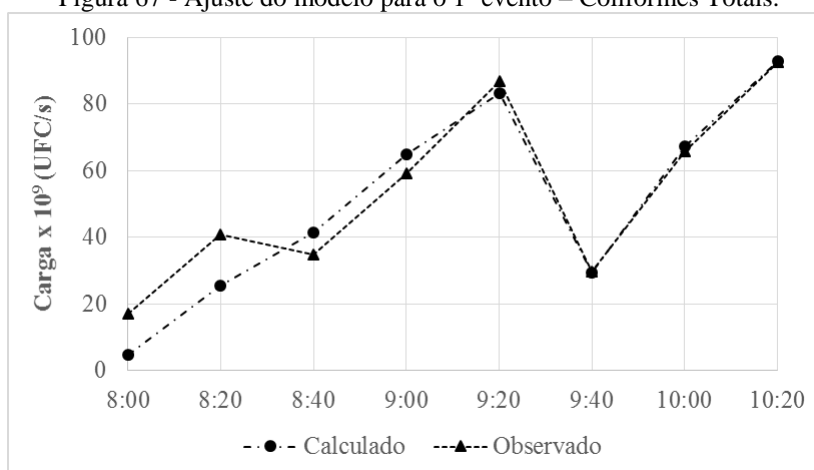
causadas por uma maior precipitação nesse horário e cargas menores. Utilizando o PU médio, calcula-se que um evento unitário de duração de 140 min e 1mm de lâmina d'água gera aproximadamente $81,2 \times 10^{12}$ UFC.

Figura 66 - Polutogramas unitários de Coliformes Totais.



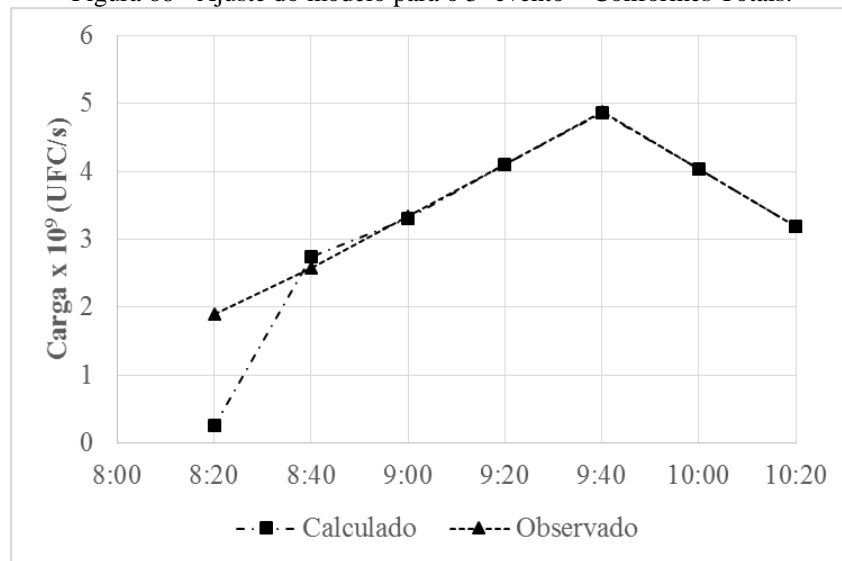
A Figura 67 mostra a comparação do polutograma calculado de coliformes totais com o observado para o 1º evento, onde verifica-se que o modelo teve uma boa representatividade de forma geral, mas ainda não conseguiu se ajustar ao início do evento. Para essa situação, o coeficiente de determinação r^2 foi igual a 0,94 e $E=0,91$, que pode ser considerado adequado e bom para $E>0,75$ de acordo com a classificação de Colischonn (2001).

Figura 67 - Ajuste do modelo para o 1º evento – Coliformes Totais.



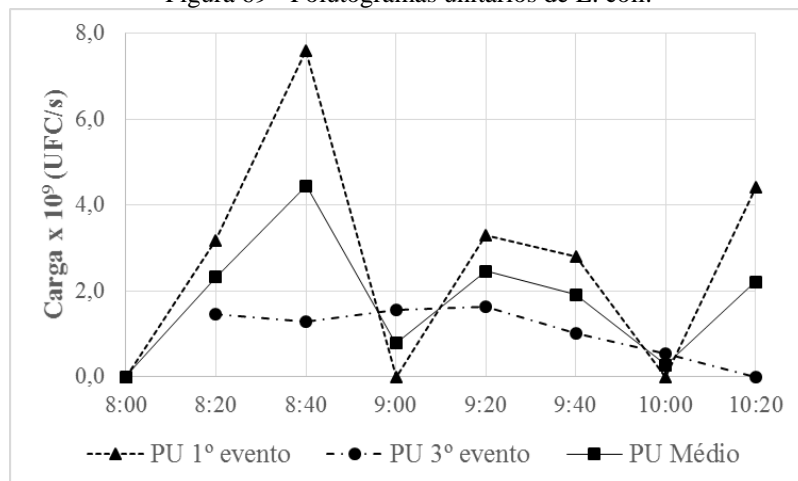
O ajuste do modelo para o 3º evento teve uma discrepância no início da representação (Figura 68), mas apresentou coeficientes $r^2=0,89$ e $E=0,56$, mostrando que a adequação foi satisfatória para o evento. É possível verificar que as cargas unitárias para este caso foram cerca de 10 vezes menores que as do 1º evento.

Figura 68 - Ajuste do modelo para o 3º evento – Coliformes Totais.



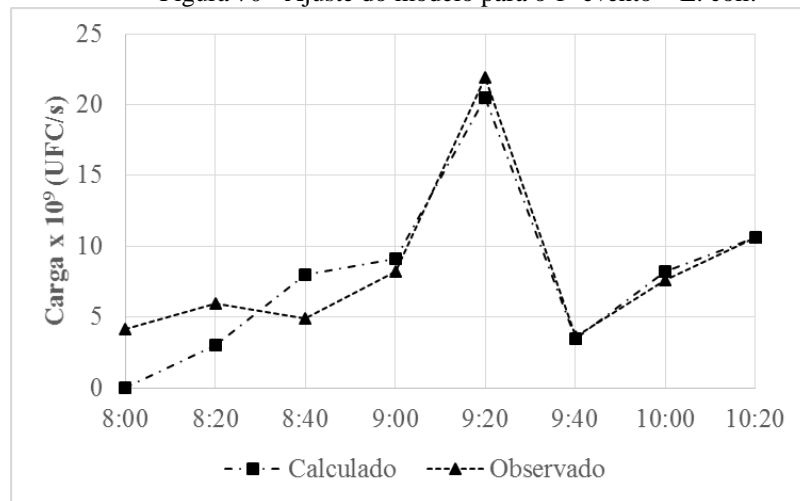
4.6.4 E. coli

Os polutogramas unitários de *E. coli* (Figura 69) tiveram comportamento similar aos de Coliformes Totais, apresentando dois picos ao longo do tempo e menores cargas para o 3º evento. Usando o PU médio como base, calcula-se que um evento unitário produz cerca de $15,9 \times 10^{12}$ UFC de *E. coli*.

Figura 69 - Polutogramas unitários de *E. coli*.

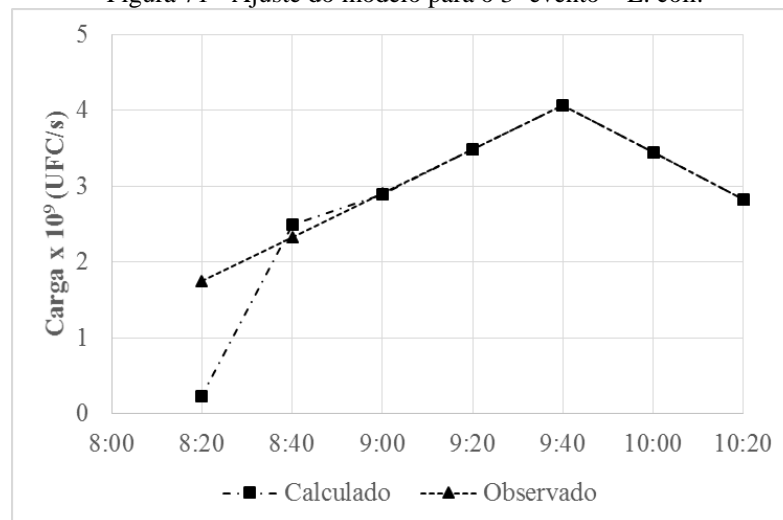
A Figura 70 mostra a comparação dos polutogramas calculado e observado para o 1º evento, sendo que o ajuste apresentou $r^2=0,87$ e $E=0,96$, indicadores que consideram o modelo como adequado e bom. Porém, observa-se que apesar de o ajuste representar bem o polutograma real, ainda deixa a desejar na conformação das cargas geradas no começo da precipitação.

Figura 70 - Ajuste do modelo para o 1º evento – E. coli.



O ajuste de E. coli para o 3º evento (Figura 71) apresentou uma adequação semelhante, o que ficou refletido no coeficiente de determinação $r^2=0,87$. O coeficiente de Nash-Sutcliffe $E=0,35$, indicando que a variação no início do modelo foi maior do que a encontrada para o 1º evento.

Figura 71 - Ajuste do modelo para o 3º evento – E. coli.



4.7 Cargas Anuais

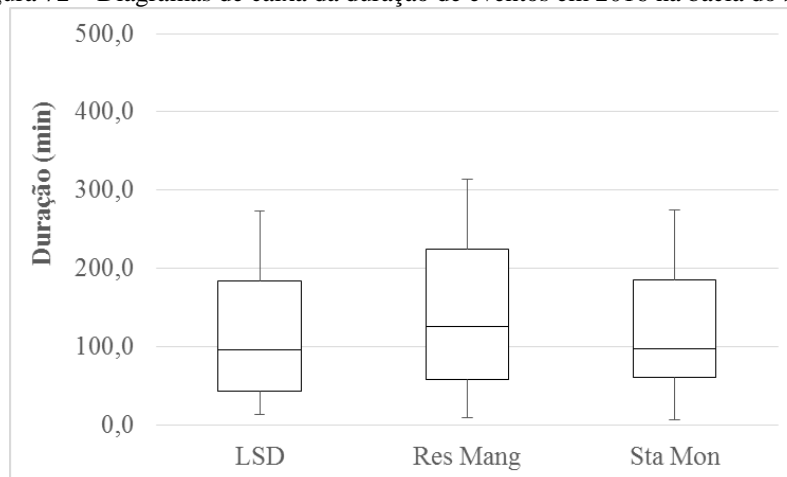
A estimativa das cargas anuais foi realizada a partir do uso do polutograma unitário e da curva S para os eventos do ano de 2016, devido à dificuldade de monitoramento de todas as precipitações ocorridas. Para isso, é preciso levar em consideração que os PUs foram gerados para duração de evento com 140 min, sendo necessário avaliar se esse tempo é representativo das chuvas ocorridas na bacia.

Além disso, foram analisadas as precipitações efetivas pelo método SCS da curva número, inicialmente utilizando o CN de 81,24 estimado por Barros (2015) para a bacia do Sapo, que indicava que apenas chuvas com lâmina d'água maior que 15 mm causavam escoamento superficial e consequente aumento de carga no riacho. Porém, neste trabalho foram avaliados pequenos eventos, o menor deles teve 3,2 mm, e verificou-se que mesmo essas chuvas de baixa magnitude geravam cargas de poluentes significativas no canal. Assim, observou-se que considerando um CN de 95,0 a precipitação efetiva ocorria para chuvas a partir de 3 mm, o que foi adotado neste estudo. A Tabela presente no anexo mostra a precipitação diária e mensal de 2016, ressaltando os 67 dias chuvosos que foram considerados na estimativa das cargas anuais.

Para análise da duração dos eventos ocorridos no ano de estudo foi utilizada a rotina no *software Matlab* com as seguintes condições: o intervalo de tempo da discretização como sendo de 20 min, por já ter sido considerado esse valor na geração dos polutogramas; o intervalo de tempo entre eventos como 2h, devido ao tempo de concentração da bacia; a lâmina d'água mínima de 3 mm para um evento ser considerado significativo, pois foi considerada a precipitação efetiva; e a intensidade média de chuva mínima de 0,5 mm/h, já que entende-se que mesmo uma chuva de pequena intensidade contribui para o aumento de carga no riacho.

O programa retorna os eventos que atendem as condições estabelecidas e a duração de cada um desses eventos. Com os dados obtidos foram construídos gráficos de diagrama de caixa para cada pluviômetro instalado na bacia (Figura 72), onde percebe-se que o valor de 140 min se encontra entre a mediana e o 3º quartil para todos os pluviômetros, sendo considerado um valor representativo para as chuvas da região no ano de 2016.

Figura 72 – Diagramas de caixa da duração de eventos em 2016 na bacia do Sapo.

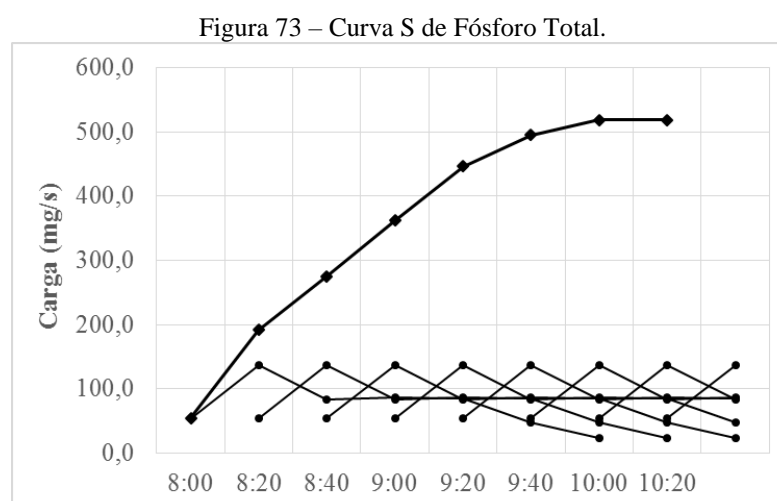


Assim, os próprios polutogramas unitários obtidos para 1 mm de lâmina d'água e duração de 140 min foram utilizados na estimativa da carga anual dos poluentes. A partir desses gráficos e da consideração dos 67 dias chuvosos de 2016 foi possível obter as informações da Tabela 27, observando-se que durante o período chuvoso o riacho do Sapo recebe uma grande carga de poluentes, que são lançadas no Salgadinho.

Tabela 27 – Massa de poluentes gerada em período chuvoso no ano de 2016 na foz do riacho do Sapo.

Fósforo (t)	Nitrogênio Amoniacal (t)	Coliformes Totais (10 ¹⁵ UFC)	E. coli (10 ¹⁵ UFC)
0,7	4,7	68,0	13,3

Caso os polutogramas unitários de duração de 140 min não fossem representativos das chuvas da bacia, poderia ser usada a curva S mostrada na Figura 73 para transformar o PU para outro de duração maior ou menor, de acordo com a necessidade de cálculo da bacia. Esse método é baseado e segue o mesmo princípio que a transformação de hidrogramas unitários para diferentes períodos de tempo.



Com relação a carga de tempo seco, foi observado desde o início do estudo que não existem grandes variações nos valores encontrados nas coletas. Para estimativa da carga desse período, foram considerados todos os outros dias com precipitação menor que 3mm ou sem precipitação, o que totalizou 299 dias, lembrando que 2016 foi um ano bissexto. Os dados calculados de massa gerada para tempo seco estão informados na Tabela 28.

Tabela 28 – Massa de poluentes gerada em período seco no ano de 2016 na foz do riacho do Sapo.

Fósforo (t)	Nitrogênio Amoniacal (t)	Coliformes Totais (10 ¹⁶ UFC)	E. coli (10 ¹⁶ UFC)
2,4	0,9	20,3	5,2

Verifica-se que a massa gerada para quase todos os poluentes durante período seco é mais elevada, devido a maior quantidade de dias com essas condições climáticas. Porém, é possível observar que a carga de poluentes gerada pela chuva é significativa, pois gera uma grande quantidade de poluição em um menor período de tempo, fazendo com que esse material seja lançado no riacho Reginaldo de forma concentrada. Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, essa massa foi mais elevada no período chuvoso, mesmo com as condições informadas anteriormente, sugerindo que o escoamento superficial transporta concentrações deste poluente, indicativo de poluição difusa. No total, observou-se que o riacho do sapo recebeu 3,1 ton de fósforo total, 5,5 ton de nitrogênio amoniacal, $27,1 \times 10^{16}$ UFC de coliformes totais e $6,5 \times 10^{16}$ UFC de *E. coli*.

Calcula-se assim, que cerca de 22,7%, 84,6%, 25,1% e 20,5% da carga de fósforo total, nitrogênio amoniacal, coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, foi gerada durante o período chuvoso de 2016. Ressalta-se ainda que esses valores podem estar subestimados com relação a outros anos, já que a precipitação anual de 2016 foi abaixo da média.

Foi avaliada ainda a carga anual específica por área de bacia, visando comparar os valores desse trabalho com a literatura (Tabela 2). Obteve-se uma contribuição de fósforo total de 1,5 t/km².ano e nitrogênio amoniacal de 2,6 t/km².ano, o que foi mais elevado que o encontrado por Zaffani (2012) em São Carlos, porém menor que os resultados de Zhao *et al.* (2012) e Agra (2014).

Já a contribuição per capita para esses parâmetros foi calculada em 0,3 g/hab.dia de fósforo total e 0,5 g/hab.dia de nitrogênio amoniacal. Esses valores são menores que os considerados típicos para esgotos sanitários por Von Sperling (1995) e pequenos se comparados aos obtidos por Agra (2012) na bacia do Sapo, sendo necessário avaliar a influência da escassez de chuva em 2016 e a eficiência de limpeza ocorrida pela utilização da barragem hidráulica.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo principal proposto no presente estudo foi desenvolver uma metodologia para estimar as cargas anuais de poluentes produzidas no sistema de drenagem da bacia do riacho do Sapo.

Os polutogramas unitários obtidos na validação da metodologia representaram bem os eventos da região, se ajustando as cargas obtidas em campo, porém a conformação não foi tão boa com relação ao início dos eventos, provavelmente devido a rápida elevação de poluentes nesses momentos, devido a carga de lavagem gerada. Observou-se ainda que precipitações com pequenas lâminas d'água produzem cargas significativas, aumentando a quantidade de poluentes lançados no riacho Reginaldo e, conseqüentemente, na Praia da Avenida.

Os valores de cargas anuais obtidos para 2016 (3,1 ton de fósforo total, 5,5 ton de nitrogênio amoniacal, $27,1 \times 10^{16}$ UFC de coliformes totais e $6,5 \times 10^{16}$ UFC de *E. coli*.) foram menores que os de outros trabalhos, inclusive que o estudo ocorrido na própria bacia do Sapo no ano de 2012, o que pode ser explicado pela precipitação anual bem abaixo da média e pelos serviços de limpeza que vem sendo realizados com o uso da barragem hidráulica. Essa ferramenta promove a geração de uma onda que lava o canal, porém gera cargas de poluentes que são lançados de uma só vez no riacho Reginaldo, apesar da retirada do lixo e resíduos acumulados na foz do Sapo.

Em todas as coletas foram constatadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, coliformes, óleos e graxas e metais pesados. Em 2016, o nitrogênio amoniacal foi o poluente que apresentou maior carga sendo gerada durante o período chuvoso, enquanto que fósforo total, coliformes totais e *E. coli* tiveram maiores valores produzidos durante os dias secos, que representam a maior parte dos dias do ano de estudo. Os óleos e graxas foram encontrados em concentrações acima do permitido na legislação em todas as coletas, enquanto que entre os metais pesados apenas o chumbo foi encontrado durante todo o dia na água do riacho. Durante o uso da barragem hidráulica houve aumento significativo de todos os poluentes, com presença de metais pesados na onda de lavagem do canal.

Observou-se também a indicação da presença de leptospirose no ponto de estudo 1, por meio do ensaio de PCR, principalmente após evento de chuva. Foi verificado que a lavagem do canal com o uso da barragem hidráulica pode ser uma forma de carreamento do gene estudado.

Conclui-se, pela validação da metodologia proposta, que esta representou bem a estimativa de cargas no riacho do Sapo no ano de 2016, levando em consideração a precipitação anual ocorrida. Portanto, esse método pode ser uma ferramenta útil na avaliação da carga de poluentes em bacia urbanas, permitindo que sejam estimados valores anuais.

Para trabalhos futuros recomenda-se o seguinte:

- Monitoramento de eventos maiores para melhor calibração dos polutogramas unitários;
- Verificação da geração de carga anual na bacia para anos com maiores precipitações;
- Além disso, é importante a construção de polutogramas unitários para outras durações por meio da curva S e para outros parâmetros de qualidade da água;
- Sugere-se também monitorar a presença de leptospirose ao longo de um evento discretizado de chuva, observando a influência da precipitação na ocorrência do patógeno na água do riacho do Sapo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRA, C. C. **Estimativa de cargas anuais produzidas na bacia do riacho do Sapo para diferentes parâmetros de qualidade de água.** Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Alagoas, 2014.
- ALDEIA, A. M. S. **Identificação molecular de bactérias do género leptospira em coleções de água doce no distrito de Leiria.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Médica da Universidade Nova de Lisboa, 2016.
- BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. O. **Sustainable development and urban stormwater management in the context of tropical developing countries.** Congreso Interamericano De Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México, 1996.
- BARROS, A. M. **Estudo de medidas descentralizadas para o controle do escoamento urbano: aplicação à bacia hidrográfica do riacho do Sapo – Maceió/AL.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2015.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, Alterada pela Resolução 410 de 04 de maio de 2009 e pela 430 de 13 de maio de 2011, do CONAMA. Brasília, DF, 2011.
- BRYAN, E. H. Quality of stormwater drainage from urban land. **Water Resources Bulletin.** vol. 8, n.3, 1972.
- BURM, R. J.; KRAWCZYK, D. F.; HARLOW, G. L. Chemical and physical comparison of combined and separate sewer discharges. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 112-126, 1968.
- CAVALCANTI, M. J. L. **Desenvolvimento e avaliação de um conjunto de indicadores para representação do sistema de drenagem urbana.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2017.
- CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do arroio Cadena - município de Santa Maria – RS.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, 2004, 154p.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem.** CETESB, São Paulo, 2009, 44 p.
- CHAMUN, C. C. **Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado a bacia hidrográfica urbana.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, 2008, 157p.

CHANSON, H. **Environmental hydraulics of open channel flows**. London: Butterworth-Heinemann. 483 p, 2004.

CHEBBO, G.; GROMAIRE, M. C.; AHYERRE, M.; GARNAUD, S. **Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the “Marais” experimental urban catchment in Paris**. *Urban Water*, v. 3, issues 1-2, p 3-15, 2001.

CHU, Y. et al. Nutrient load modeling during floods in intermittent rivers: An operational approach. **Environmental Modelling & Software**. v. 23, p. 768-781, 2008.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. Tese de Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CONVERSE, R. R.; PIEHLER, M. F.; NOBLE, R. T. Contrasts in concentrations and loads of conventional and alternative indicators of fecal contamination in coastal stormwater. **Water Research**, 2011. v. 45, p. 5229-5240.

COSTA, D. F. **Estimação de poluentes em sistemas urbanos de drenagem de águas pluviais**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Braga, Portugal, 2012.

DE LUCA, S. J.; CASTRO, C. B.; IDE, C. N. Contaminação da chuva e da drenagem pluvial. **Ambiente: revista CETESB de tecnologia**. v. 4, n. 1, p. 49-53, 1990.

DESBONNET, A.; COSTA-PIERCE, B.A. **Science for Ecosystem-based Management**. Springer, 2008.

DUAN, S. W. et al. Seasonal changes in nitrogen and phosphorus transport in the lower Changjiang River before the construction of the Three Gorges Dam. **Estuar Coast Shelf Sci**, v. 79, p. 239–50, 2008.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. Artigo Técnico, **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2013. v. 18, n. 4, p. 359-370.

FERREIRA, W. C.; SOUSA, J. C.; LIMA, N. **Microbiologia**. Lidel – edições técnicas, Lda., Lisboa, 2010.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 3. ed. In: Engenharia de Saúde Pública, Orientações Técnicas, Brasília: Ministério da Saúde, 2006, 146p.

GAMA, J. A. S. **Índice de insalubridade ambiental em Maceió aplicado à bacia hidrográfica do riacho Reginaldo em Maceió/AL**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2013.

HELLER, L. **Saneamento e saúde**. OPAS/OMS, Brasília, 2007.

HUILIANG, W. et al. Water and nonpoint source pollution estimation in the watershed with limited data availability based on hydrological simulation and regression model. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 18, p. 14095-14103, 2015.

IDE, C. N. **Qualidade da drenagem pluvial urbana na bacia dos Açorianos, Porto Alegre – RS**. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, IPH, 1984.

JOUGLARD, S.D.; SIMIONATTO, S.; SEIXAS, F.K. et al. Nested polymerase chain reaction for detection of pathogenic leptospires. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 52, p. 747–752, 2006.

KAYHANIAN, M. et al. **Litter Pollutograph and Loadograph**. In Proceedings of 9th International Conference on Urban Drainage, September, Portland, Oregon, 2002.

KO, A. I.; GOARANT, C.; PICARDEAU, M. **Leptospira: the dawn of the molecular genetics era for an emerging zoonotic pathogen**. *Nature Reviews Microbiology* 7 (10), 736–747, 2009.

KROMETIS, L. A. H. et al. Intra-storm variability in microbial partitioning and microbial loading rates. **Water Research**, vol. 41, n. 2, p. 506-516, 2007.

LACOUR, C. et al. Potential of turbidity monitoring for real time control of pollutant discharge in sewers during rainfall events. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 8, 2009.

LAWSON, N. M.; MASON, R. P.; LAPORTE, J. M. The fate and transport of mercury, methylmercury, and other trace metals in Chesapeake Bay tributaries. **Water Research**, v. 35, p. 501–515, 2001.

MAGALHÃES, M. X; CAPODEFERRO, M. W. **Estimativa preliminar da poluição difusa gerada em uma área de estudo localizada na bacia do Rio Iguaçu-Sarapuí**. Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.

MCKEE, L. J.; GILBREATH, A. N. Concentrations and loads of suspended sediment and trace element pollutants in a small semi-arid urban tributary, San Francisco Bay, California. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 8, p. 1-16, 2015.

MEMON, S. et al. Investigation of turbidity and suspended solids behavior in storm water runoff from different land-use sites in South Korea. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 11, p. 3088-3095, 2015.

METCALF AND EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. McGraw-Hill Education, 2 ed, 1362p, 1991.

MÉTADIER, M.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. **Water research**, v. 46, n. 20, p. 6836-6856, 2012.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Dengue**, <http://portalsaude.saude.gov.br/index.php/o-ministerio/principal/secretarias/svs/dengue>. Acessado em 20/03/2017 as 19h20.

NASCIMENTO, B. L. M. et al. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb (II) e Fe (III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz – MA, Brasil. Artigo Técnico, **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2015. v. 20, n. 3, p. 369-378.

NEVES, M. G. F. P. **Quantificação de resíduos sólidos na drenagem urbana**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Edgard Blucher: São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, A.; SILVA, N. Determinação da concentração de metais em águas do córrego Barbado, Cuiabá – MT. **Revista de Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 2013. v. 2, n.1, p. 47- 63.

OSTENDORF, D. W. Hydrograph and chloride pollutograph analysis of Hobbs Brook reservoir subbasin in eastern Massachusetts. **Journal of Hydrology**, v. 503, p. 123-134, 2013.

PEPLAU, G.J.R. **Análise de critérios para definição de vazão de restrição para o controle do escoamento superficial urbano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Riacho do Sapo, Maceió-AL**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos Saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2013.

PIMENTEL, I.M.C. **Avaliação quali-quantitativa das águas do Riacho Reginaldo e seus afluentes**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, 2009.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. ABES, São Paulo, 2005, v. 01, 285 p.

PORTO, M.F.A. **Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas**. In: TUCCI, C.E.M; PORTO, R.L.L.; BARROS, M.T. (Org.) Drenagem Urbana, Porto Alegre, ABRH: Editora da Universidade/UFRGS, 1995, p. 387-426.

PORTO, R. L.; FILHO, K. Z.; MARCELLINI, S. S. **PHD 307 - Hidrologia Aplicada**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.

QI, W. et al. Organic micropollutants in the Yangtze River: seasonal occurrence and annual loads. **Science of The Total Environment**, v. 472, p. 789-799, 2014.

RAMÍSIIO, P.J. **Retenção de Metais Pesados de Escorrências Rodoviárias por Filtração Reactiva**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Braga, Portugal, 2007.

RIBEIRO, C.B.M.; SILVA, D.D.; SOARES, J.H.P.; GUEDES, H.A.S. **Warning system based on theoretical-experimental study of dispersion of soluble pollutants in rivers**. Engenharia Agrícola [online], v. 31, n. 5, p. 985-997, 2011.

ROSA, A. et al. **New insights for sizing stormwater treatment practices using a computational model as applied to a case study design in Sao Carlos, Brazil**. Em submissão ao Journal of Hydrology, 2016.

SANTOS, Y. B. et al. **Estimativa de carga de resíduos sólidos na drenagem urbana do Riacho do Sapo - Maceió/AL através de um método indireto**. In: XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, João Pessoa, 2012.

SARTOR, J. D.; BOYD, G. B.; AGARDY, F. J. Water pollution aspects of street surface contaminants. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 458-467, 1974.

SAUER, E. P. et al. Detection of the human specific Bacteroides genetic marker provides evidence of widespread sewage contamination of stormwater in the urban environment. **Water research**, v. 45, n. 14, 4081-4091, 2011.

SAWYER, N. C.; McCARTY, P. L. Chemistry for environmental engineering. McGraw-Hill, 3 ed, 532p, 2003.

SÉBASTIAN, C. et al. Event-based quantification of emerging pollutant removal for an open stormwater retention basin—Loads, efficiency and importance of uncertainties. **Water research**, v. 72, p. 239-250, 2015.

SIDHU, J.P.S. et al. Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia. **Water Research**, 2012. v. 30, p. 1-9.

SILVA, S.A. **Saneamento básico e saúde pública em bacias hidrográficas urbanas: estudo de caso do Riacho Reginaldo – Maceió - AL**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, 2014.

TAUBER, R.C. **Impactos das ações antrópicas na qualidade da água do Riacho do Sapo em Maceió/AL**. Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Alagoas, 2013.

TOKATJIAN, M. L. **Pesquisa de *Leptospira* spp. em rins de suínos abatidos em frigoríficos do Distrito Federal por PCR.** Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2016, 72p. Dissertação de Mestrado.

TUCCI, C. E. M. **Inundações urbanas.** Porto Alegre: ABRH/RHAMA, 2007, 393p.

VIAU, E. J.; BOEHM, A. B. **QPCR detection of pathogenic *Leptospira* in Hawaiian coastal streams.** Journal of Water and Health, 09.4, 2011.

VITAL-BRAZIL, J. M.; BALASSIANO, I. T.; OLIVEIRA, F. S.; COSTA, A. D. S.; HILLEN, L.; PEREIRA, M. M. **Multiplex PCR-based detection of *Leptospira* in environmental water samples obtained from a slum settlement.** Mem. Inst. Oswaldo Cruz, v. 105, n. 3, Rio de Janeiro, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005. v. 1, 452p.

WEIBEL, S. R.; ANDERSON, R. J.; WOODWARD, R. L. Urban land runoff as a fator in stream pollution. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 914-924, 1964.

WU, Y. et al. Sources and distribution of carbon within the Yangtze River system. **Estuar Coast Shelf Sci**, v. 71, p. 13–25, 2007.

YOON, V. K.; STEIN, E. D. **Natural Catchments as Sources of Background Levels of Storm Water Metals, Nutrients, and Solids.** Journal of Environmental Engineering. v. 134, p. 961-973, 2008.

ZAFFANI, A.G. **Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP.** Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2012.


ZHAO, W. L. et al. Load estimation and assessment of land-based pollution for Quanzhou Bay and their relevance to the Total Quantity Control of Pollutants Discharged into the Sea (TQCPS) Program in China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 230-239, 2015.

ANEXOS

- Precipitação diária e mensal em 2016 em mm.

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
1	0,0	8,6	0,0	0,0	1,8	1,8	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
2	0,0	12,4	0,0	0,0	4,8	2,1	4,8	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0
3	0,0	0,2	45,6	0,0	0,0	1,9	2,2	0,0	2,9	0,8	0,3	0,0
4	0,0	0,0	2,0	3,2	0,0	8,4	6,1	0,0	0,5	0,0	3,2	0,0
5	0,0	0,4	0,0	14,4	6,4	0,3	5,4	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
6	0,0	0,2	0,0	0,0	1,0	6,5	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0
7	0,0	0,2	7,0	0,4	0,0	0,0	31,2	3,5	1,3	0,0	0,1	0,0
8	0,0	0,0	14,0	2,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
9	38,2	0,4	0,6	0,0	6,2	0,0	0,1	0,4	1,8	0,0	0,0	0,0
10	3,4	0,0	0,0	0,0	4,2	1,3	0,2	0,1	0,5	0,2	0,1	0,0
11	0,2	0,0	0,0	1,0	10,0	0,0	8,8	0,0	3,6	0,4	6,5	0,0
12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,7	5,1	0,5	0,0	0,2	0,8	0,0
13	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,2	0,4	3,4	0,0	7,1	0,0	0,0
14	0,0	0,0	12,4	51,0	0,8	4,1	0,4	0,1	0,0	1,4	0,0	0,0
15	0,6	6,2	1,6	5,0	0,2	2,4	1,3	0,2	0,0	0,3	3,8	0,0
16	0,4	0,0	0,2	0,0	17,6	0,8	2,7	0,0	0,0	0,1	0,0	0,5
17	2,4	0,0	1,6	7,8	1,4	1,2	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	1,8
18	1,4	3,2	0,0	2,2	0,0	1,1	0,2	0,0	1,2	1,6	0,0	1,2
19	0,0	44,0	0,0	0,0	1,8	7,9	0,4	19,7	0,0	0,3	0,0	0,8
20	1,0	0,0	0,0	4,8	0,8	0,1	0,0	4,0	0,3	4,0	0,0	1,5
21	14,0	0,0	0,0	0,0	3,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,2
22	7,0	0,0	9,8	0,0	11,4	0,2	0,9	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0

23	8,0	0,6	3,0	0,0	52,8	0,6	1,0	4,0	0,0	1,2	0,0	0,2
	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
24	0,0	0,4	0,0	3,6	9,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
25	4,0	0,0	0,0	1,0	9,0	34,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
26	0,0	2,0	2,0	0,8	0,2	0,1	0,5	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0
27	0,0	0,0	5,4	0,0	0,7	1,4	0,8	2,4	0,0	0,0	0,1	0,0
28	0,0	0,0	2,2	1,4	3,2	13,8	1,5	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0
29	11,8	0,0	104,4	1,4	19,3	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
30	1,8		5,6	2,8	10,6	0,3	4,8	1,2	0,4	0,6	0,1	0,0
31	0,2		0,0				0,1	0,6		0,2		0,2
Total	94,4	78,8	217,4	106,6	177,8	94,4	80,7	46,5	14,7	20,1	15,6	7,1

Legenda:  Dias com precipitação maior que 3 mm.