



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

RENAN VANDRE DA SILVA TOSCANO SAES

**ESTUDO DA CONTRIBUIÇÃO DA DRENAGEM PLUVIAL URBANA SOBRE
A POLUIÇÃO MARINHA NA CIDADE DE FORTALEZA, CE**

FORTALEZA

2014

RENAN VANDRE DA SILVA TOSCANO SAES

**ESTUDO DA CONTRIBUIÇÃO DA DRENAGEM PLUVIAL URBANA SOBRE
A POLUIÇÃO MARINHA NA CIDADE DE FORTALEZA, CE**

Dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais, área de concentração da Análise de Impactos Ambientais da Região Oceânica e Costeira.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa
Co-orientadora: Profa. Dra. Leticia Veras Costa-Lotufo

FORTALEZA

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Rui Simões de Menezes

S133e Saes, Renan Vandre da Silva Toscano.

Estudo da contribuição da drenagem pluvial urbana sobre a poluição marinha na cidade de Fortaleza, CE / Renan Vandre da Silva Toscano Saes. – 2014.
78 f.: il. color., enc. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2013.

Área de Concentração: Análise de impactos ambientais das regiões oceânicas e costeiras.

Orientação: Prof^o. Dr^o. Denis Moledo de Souza Abessa.

Co-Orientação: Prof^a. Dr^a. Leticia Veras Costa-Lotufo.

1. Drenagem – Fortaleza (CE). 2. Ecotoxicologia. I. Título.

CDD 627.54

Sempre dedico qualquer trabalho acadêmico que eu tenha feito a quem encontrar utilidade para seu maior objetivo, que no caso, não é a quantificação do estrago porém, a valorização, respeito e deslumbramento diante dos mares e águas ao ponto de tentarmos compreendê-los.

“Acredito em Deus,

Faço ele de escudo...”

(Beijinho no Ombro - Valesca Popozuda, 2013)

AGRADECIMENTOS

Ao algo maior que fez o Sol, Jáh, o ar, a gravidade, as águas, as camadas terrestres, o cosmos, os animais cientistas que tentam entender isso tudo e todo o resto, que se representa na única coisa palpável dele(a): Deus! Este possibilita espíritos de plena luz para nos orientar na evolução de nossa luz interna natural, até voltarmos a vibração que supera a matéria algum dia. Mas por hora agradeço os inesquecíveis momentos da minha materialização.

Também agradeço a tudo isso, por materializarem minha família de sangue e alma, os meus pais, irmã, vovós, vovôs, tias e primos - vivos ou mortos - por me proporcionarem a oportunidade de aprender algo com eles todos os dias (mesmo muito longe). Sendo os meus pais os meus mestres.

Ao mar, que modulado pelos ventos, é a maior representação da liberdade aos meus olhos, sempre me purificando e me enchendo de vida e sabedoria, pois mesmo caótico é perfeito.

Aos ventos e árvores que refrescam a minha vida, principalmente os Alísios e as que fazem grandes sombras, respectivamente.

Ao Denis Abessa e a Leticia Lotufo por serem não somente os melhores e mais divertidos orientadores que podia ter, mas também como sábios incentivadores e conselheiros, que às vezes mesmo longe são capazes de acalantar. Valeu Denis pela força na finalera punk-hardcore, madrugadas emocionantes, eh nois!

A Universidade Federal do Ceará - Labomar e a Universidade Estadual Paulista - Campus de São Vicente, assim como seus professores, que vem contribuindo e dando suporte a minha formação acadêmica. Também aos laboratórios que me auxiliaram na execução deste trabalho em específico: Laboratório de Ecotoxicologia Aquática/UFC (ECOTOX), responsável Profa. Dra. Leticia Veras Costa Lotufo; Núcleo de Ensino e Pesquisa em Ecotoxicologia Aquática/UNESP-SV (NEPEA), responsável Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa; Laboratório de Saneamento Ambiental/UFC (LABOSAN), responsável Prof. Dr. André Bezerra dos Santos; Laboratório de Ecotoxicologia Professor Caetano Belliboni/UNISANTA, responsável Prof. Dr. Aldo Ramos Santos; Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água/UFC (EQUAL), responsável Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella; Laboratório de Biogeoquímica Costeira/UFC, responsável Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda.

A Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) por conceder uma bolsa acadêmica durante todo período do mestrado. Assim como a Funceme - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos e a Cagece - Companhia de Água e Esgoto do Ceará, pelos convênios para acesso aos bancos de dados de interesse. Um agradecimento especial ao Dr. Silvano Pereira, que me situou quanto a importância e dimensão deste projeto, além de ser uma elo essencial para o estabelecimento do convenio com a Cagece. Obrigado ainda por escrever uma tese tão robusta e relevante, a qual foi a base da inspiração para a minha dissertação!

Aos parceiros que ajudaram com a “mão na massa” nos longos dias de coleta e/ou nas mais longas horas de testes, nos mais variados laboratórios: Alysson, Livia, Ligia, Fiamma, Rafael, Jana, Breno e Andressa (ECOTOX); Breno Delicia, Moisés e Caucaia (Biogeoquímica); Bárbara e Germana (LABOSAM); Will, Clara, Rozinha, André, Bia, Leonardo, Paulo e MartSom (EQUAL); Fábio e estagiários (UNISANTA); Geléia Patriciaum, Malária e Baiana (NEPEA); e ainda aos parceiros Hesse, Amá e Lucas Cabrito que me ajudaram de puro amor mesmo durante as coletas. Agradecimento especial ao Hesse, por ter desempenhado um companheirismo mais significativo que 0,05!

As amigas Poly e Ju Gaeta, que foram fundamentais para a finalização de tal manuscrito, até os 45 segundos do segundo tempo mantendo a força e a motivação, sem vocês o mestrado teria sido apenas uma experiência acadêmica, e ele foi muito mais (obrigado)!

Aos amigos Thuca Davanso e, em especial Lucas Didú, que me ajudaram na parte “intelectual” neste e em todos meus outros trabalhos, sempre fundamentais na minha jornada não só acadêmica, mas de vida e que assim continue!

As minhas famílias nordestinas, que aguentaram a mim e minhas histórias por todo esse período. A família cearense, que considero Marcionília Deliciona, Lucas Cabrito e Biatriz como sendo os pilares (até nos últimos momentos). Amá, Ju Piranga, Paulinha J. e Ligia as minhas irmãs. Barbi, Dudú e Sansil sendo os irmãos mais machos que alguém pode ter. Hesse, Luane, Suzana, Vêi Samuel e Rubão como excelentes companheiros de aventura. E não menos importante, minha família Paraibana (Alôoooo Paraiiiiiba!) que me renova sempre, Júlia Jah, Jeba, Lucas, Lana e Luana.

RESUMO

As características finais da drenagem superficial da água da chuva são dependentes da natureza das superfícies (ruas e avenidas, estacionamentos, praças, telhados, calçadas, etc.), com o qual entra em contato durante o processo de escoamento, bem como processos naturais e atividades antrópicas nas bacias hidrográficas de onde são provenientes. Numa área densamente urbanizada esse fluxo é direcionado desde a sua coleta nas ruas até a malha de drenagem, que desemboca num corpo da água próximo, ou no mar em cidades costeiras. Considerando que essas galerias podem representar fontes pontuais de poluição, o presente estudo teve como objetivo analisar os efluentes das galerias de drenagem pluvial da cidade de Fortaleza-CE, assim como suas plumas de diluição no ambiente marinho a frente. Devido a climatologia local ser bem definida, as amostras foram coletadas no período chuvoso e no período seco. A drenagem pluvial urbana apresentou maior concentração de nutrientes no período seco (10,38 mg N-NO₃⁻/L; 4,90 mg N-NH₃/L), em relação ao chuvoso (5,96 mg N-NO₃⁻/L; 3,47 mg N-NH₃/L), indicando diluição durante eventos de precipitação. Dentre as avaliações ecotoxicológicas, os efeitos agudo e crônico foram observados, constatando que a CE₅₀ apresentou maior clareza quanto a correlação com os nutrientes, além de propiciar valores de referência para o efeito da toxicidade (CE₅₀-24h 27,54% do efluente no período chuvoso; CE₅₀-24h 23,11% no período seco). A correspondência dos efeitos da drenagem pluvial as plumas marinhas não foram claramente estabelecidas, nem para os nutrientes nem para as avaliações ecotoxicológicas. A balneabilidade, avaliada apenas na região da pluma, apresentou relação com a sazonalidade, com perda da qualidade de banho durante eventos pluviométricos (> 800 NMP *E. coli*/100mL). Tal fato pode ser explicado pelo aporte do esgotamento doméstico, normalmente extravasado para o sistema de drenagem pluvial durante grandes eventos pluviométricos. Portanto a pluviosidade apresenta claro efeito sobre o efluente da drenagem urbana, seja pelo acúmulo de nutrientes e contaminantes que contribuem para aumento da toxicidade durante o período seco, ou pelo efeito diluidor sobre os nutrientes e arraste de contaminantes fecais no período das chuvas.

Palavras-chave: drenagem urbana; ecotoxicologia; nutrientes

ABSTRACT

The final characteristics of the surface drainage of rainwater are dependent on the nature of the surfaces (streets and avenues, parks, plazas, rooftops, sidewalks, and so on), with which it comes into contact during the process flow as well as natural processes and human activities in river basins where they are coming from. A densely urbanized area this flow is directed from its collection in the streets until the shield drain, which empties into a body of water near or at sea in coastal cities. Whereas these galleries can represent point sources of pollution, this study aimed to analyze the effluents from storm drainage galleries of Fortaleza-CE, as well as their feathers dilution in the marine environment ahead. Because the local weather be well defined, the samples were collected during the rainy season and the dry season. Urban stormwater drainage showed a greater concentration of nutrients in the dry season (10.38 mg N-NO₃⁻/L, 4.90 mg N-NH₃/L) in the wet season (5.96 mg N-NO₃⁻/L, 3.47 mg N-NH₃/L), indicating dilution during precipitation events. Among the ecotoxicological assessments, the acute and chronic effects were observed, noting that the EC₅₀ showed greater clarity regarding the correlation with the nutrients, and provide reference values for the effect of toxicity (EC₅₀-24h 27.54% of the effluent in the period rainy; EC₅₀-24h 23.11% in the dry season). The correspondence of the effects of stormwater drainage sea plumes were not clearly established, nor for nutrients and for ecotoxicological assessments. The bathing, measured only in the plume region, was related to seasonality, with loss of quality bath during rainfall events (> 800 MPN *E. coli*/100mL). This fact can be explained by the contribution of domestic sewage typically overflowed to the stormwater drainage system during heavy rainfall events. Therefore rainfall has clear effect on the effluent of urban drainage, either by the accumulation of nutrients and contaminants that contribute to increased toxicity during the dry period, or by diluting effect on the drag nutrients and faecal contaminants in the rainy season.

Keywords: urban drainage, ecotoxicology, nutrients

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Litoral do município de Fortaleza-CE.....	19
Figura 2: Área de amostragem das saídas de efluentes da malha de drenagem pluvial de Fortaleza. A: Praia do Futuro, que apresenta os pontos P1 e P2. B: Enseada de Iracema, contendo os pontos P3 e P4.....	23
Figura 3: Representação das 5 diferentes amostragens em cada uma das 4 áreas de interesse. Sendo o EFLU a fonte do efluente da drenagem urbana; 0m, 50m e 100m a zona de mistura do efluente com o mar; 0mATR o ponto atrás da arrebenção.....	24
Figura 4: Valores pluviométricos observados anuais para o Estado do Ceará e o município de Fortaleza (linhas contínuas) e os valores normais (linhas pontilhadas). Os valores normais seguiram uma série histórica de 1973 a junho de 2013 e outra mais recente, desde 1993 até junho de 2013.....	32
Figura 5: Valores acumulados para cada mês ao longo dos últimos 20 anos (1993-2013). A: apresenta as variações dos meses da quadra chuvosa (linhas em azul). B: variações dos meses no período seco (linhas em rosa).....	33
Figura 6: Caracterização da drenagem pluvial (EFLU) frente aos nutrientes nitrogenados (nitrogênio total, amônia, nitrito e nitrato) e fosfatados (fosforo total e ortofosfato). A: caracterização do período chuvoso. B: caracterização do período seco.....	37
Figura 7: Associações entre a toxicidade aguda dos efluentes da drenagem urbana com as áreas de despejo marinhas adjacentes, sendo que os efluentes dos pontos P1, P2 e P4 foram determinados pela CL ₅₀ -48h com a <i>D. similis</i> , enquanto que o P3 foi determinado pelo <i>M. juniae</i> com CL ₅₀ -96h. A: os pontos coloridos representam as CL ₅₀ a drenagem pluvial a cada ponto no período chuvoso. B: sobrevivência das amostras ambientais para cada amostragem ao longo dos pontos amostrados na orla de Fortaleza-CE durante o período chuvoso. C: as CL ₅₀ da drenagem pluvial durante o período seco. D: sobrevivência das amostras ambientais frente aos pontos avaliados no período seco. Nota: * representam diferença significativa, ou seja, $p \leq 0,05$ ajustado pela constante de Bioequivalência $B=0,79$ para o <i>M. juniae</i> (BERTOLETTI et al., 2007).....	40
Figura 8: Associações entre a toxicidade crônica dos efluentes da drenagem pluvial urbana com as áreas de despejo marinhas adjacentes, sendo que os efluentes	

determinados pela CE₅₀-24h com a *L. variegatus*. A: os pontos coloridos representam as CE₅₀ a drenagem pluvial a cada ponto, a linha continua representa o valor de referência crônico ao litoral de Fortaleza-CE no período chuvoso. B: sobrevivência das amostras ambientais para cada amostragem ao longo do pontos amostrados durante o período chuvoso. C: as CE₅₀ da drenagem pluvial, sendo as linhas pontilhadas os limites máximos e mínimos dos valores de referência de toxicidade crônica durante o período seco. D: sobrevivência das amostras ambientais frente aos pontos avaliados no período seco. Nota: * representam diferença significativa, ou seja, $p \leq 0,05$ ajustado pela constante de Bioequivalência $B=0,86$ para o *L. variegatus* (BERTOLETTI et al., 2007).....42

Figura 9: Análise de componentes principais (PCA) dentre as variáveis físico-químicas, os nutrientes e os efeitos tóxicos agudos e crônicos aos efluentes da drenagem pluvial de Fortaleza-CE. Os pontos P1 a P4, durante os períodos chuvoso (C) e seco (S), foram distribuídos de acordo com correlações entre as variáveis. Os círculos pretos agrupam os pontos de maior similaridade.....45

Figura 10: Análise de cluster dos diferentes efluentes amostrados ao longo do litoral de Fortaleza-CE (P1 - P4) durante o período chuvoso (C) e seco (S). O agrupamento foi baseado numa matriz de dissimilaridade pelas media de distância de variação do conjunto de dados (agrupamento euclidiano).46

Figura 11: Pluviometria estabelecida pela Funceme (1971-2000) para a macrorregião Nordeste (NE), sendo as barras laterais indicando a coloração de acordo com a pluviosidade acumulada (mm). A: trimestre característico do período chuvoso. B: normais pluviométricos dos três meses de menor pluviosidade, caracterizando o trimestre seco.....49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização dos pontos de coleta e das diferentes amostragens. As saídas de efluentes tiveram também caracterizadas suas dimensões e formatos.....	23
Tabela 2: Pluviosidade acumulada para todo Estado do Ceará e apenas para o município de Fortaleza, assim como os desvios em relação aos valores normais anuais (1973-2013) estabelecidos para cada área.....	32
Tabela 3: Pluviosidade media acumulada para o município de Fortaleza ao longo do ano (1993-2013). Em comparação com acumulado de chuvas apenas nos mês de abril, correspondente ao período seco, e outubro, ao período chuvoso, assim como os desvios em relação aos valores normais estabelecidos para cada área.....	34
Tabela 4: Distribuição de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amônia em cada amostragem (EFLU; 0mATR; 0m; 50m; 100m) em cada ponto (P1; P2; P3; P4). As colunas de coloração rosa são correspondes aos nutrientes avaliados no período seco. Enquanto que as colunas azuis são referentes as avaliações amostradas do período chuvoso.....	35
Tabela 5: Matriz de correlação dos nutrientes amostrados apenas na drenagem pluvial (EFLU). As significâncias estatísticas ($p \geq 0,05$) estão grifadas em amarelo e os valores das correlações de Pearson em azul, por serem correlações positivas.....	38
Tabela 6: Concentrações médias para os efluentes da drenagem pluvial, a cada nutriente avaliado (mg/L) nos períodos pluviométricos seco e chuvoso e uma media anual, considerando os quatro pontos avaliados no litoral de Fortaleza-CE.....	38
Tabela 7: Valores de referência ecotoxicológicos para avaliações crônicas se utilizando do ouriço <i>L. variegatus</i> , para os efluentes da drenagem pluvial urbana ao longo da orla de Fortaleza-CE. Tanto no período chuvoso quanto no período seco, e um valor anual também foi estimado.....	43
Tabela 8: Valores de referência para contaminação fecal em águas de recreação de contato primário, ou seja, a balneabilidade. Referenciados pela Resolução CONAMA No 274/2000 (BRASIL, 2000).....	43
Tabela 9: A balneabilidade avaliada na amostragem 0m, para cada ponto da orla de Fortaleza-CE. através do NMP de <i>Escherichia coli</i> ao longo dos períodos chuvoso e	

seco. Seguindo a classificação estabelecida pela Resolução CONAMA No 274/2000 (BRASIL, 2000).....	44
Tabela 10: Matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas, os nutrientes e os efeitos tóxicos agudos e crônicos aos efluentes da drenagem pluvial. Foram considerados todos os pontos avaliados na orla de Fortaleza-CE ao longo do ano. As significâncias estatísticas ($p \geq 0,05$) estão grifadas em amarelo e os valores em azul apresentam correlações significativamente positivas, enquanto que as vermelhas são negativas.....	45
Tabela 11: Distribuição das % de variância para cada eixo (axis) e as % acumuladas ao longo dos eixos da PCA, gerada através de correlações entre as variáveis físico-químicas, os nutrientes e os efeitos tóxicos aos efluentes da drenagem pluvial. Os três primeiros eixos foram considerados significativamente estatísticos ($p < 0,05$), representando 85,72% das variâncias.....	46
Tabela 12: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA No 375/2005, específicos para o enquadramento de água salobra de classe I (BRASIL, 2005).....	61
Tabela 13: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA No 375/2005, específicos para o enquadramento para água doce de classe II (BRASIL, 2005).....	62
Tabela 14: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA No 375/2005, específicos para o enquadramento a águas salinas de classe I (BRASIL, 2005).....	62
Tabela 15: Efeitos observados a cada variável avaliada ao longo de quatro pontos (P1 a P4), durante os períodos chuvoso (C) e seco (S), de acordo com os enquadramentos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Quando o efeito observado pela variável foi destoante do normalizado pela legislação, esta foi caracterizada como de efeito naquela amostra ('X').....	63

SUMÁRIO

1. Introdução	13
2. Caracterização da área de estudo	17
2.1. Aspectos ambientais	17
2.2. Aspectos socioeconômicos	19
2.3. Malha de drenagem	20
3. Objetivo	21
3.1. Objetivos específicos	21
4. Metodologia	21
4.1. Amostragem e armazenamento	21
4.2. Análises de nutrientes	24
4.2.1. Nitrogênio total	25
4.2.2. Amônia	25
4.2.3. Nitrito	25
4.2.4. Nitrato	26
4.2.5. Fósforo total	26
4.2.6. Ortofosfato	26
4.3. Ferramentas ecotoxicológicas	27
4.3.1. Toxicidade aguda	27
4.3.1.1. <i>Daphnia similis</i>	28
4.3.1.2. <i>Mysidopsis juniae</i>	28
4.3.2. Toxicidade crônica - <i>Lytechinus variegatus</i>	28
4.4. Balneabilidade - <i>Escherichia coli</i>	29
4.5. Séries pluviométricas	30
4.6. Análises Estatísticas	30
5. Resultados	31
5.1. Séries pluviométricas	31
5.2. Análises de nutriente	35
5.3. Ferramentas ecotoxicológicas	38
5.4. Balneabilidade	43
5.5. Análises multivariadas	44
6. Discussão	47
7. Conclusão	65
8. Referências Bibliográficas	66

1. Introdução

O escoamento superficial de águas pluviais (*stormwater runoff*), em condições naturais (sem pressão antrópica), ocorre em eventos de precipitação intensa ou degelo de camadas de neve que não percolam no subsolo, quando grandes volumes de água são transportados superficialmente. Tal escoamento geralmente deságua no mar ou no córrego mais próximo, guiado pela gravidade para as áreas mais baixas, e assim segue seu fluxo: riacho, rio, lago ou oceano (USEPA, 1993).

Geralmente áreas de ocupação humana, rural ou urbana, tendem a se instalar ao longo de bacias hidrográficas, utilizando-as como fonte de água; e, portanto, alterando o equilíbrio hidrológico e a devolução de água aos corpos hídricos. No caso de áreas com alto grau de impermeabilização, a principal alteração no ciclo hidrológico ocorre devido às modificações no escoamento superficial (AHN et al., 2005).

Em um ambiente rural, as práticas de produção envolvendo o uso de agrotóxicos e insumos agrícolas podem causar a contaminação da água da chuva quando esta atinge o solo, causando o arraste de contaminantes para os corpos d'água (MALLIN et al., 2009). Já as águas pluviais urbanas, quando caem sobre superfícies impermeáveis como ruas, telhados, calçadas, pátios industriais, estacionamentos, estradas ou áreas em obras, podem carrear diferentes contaminantes (BARTLETT et al., 2012). Outras fontes podem contribuir com a contaminação, como águas de jardinagem; lavagem de carros, ruas e calçadas; drenagem de edificações (LIU et al., 2011), sendo que ainda podem ocorrer ligações irregulares de esgoto (HATHAWAY & HUNT, 2011), fato bastante comum em diversos países (USEPA, 1993). Esse volume é direcionado aos corpos de água próximo aos núcleos urbanos a qual são gerados ou, no caso das cidades litorâneas, diretamente par o mar. Sendo tal fenômeno intensificado, pois a maioria destas áreas são impermeabilizadas.

A água pluvial se tornou uma preocupação para a gestão urbana a partir do momento em que as cidades começaram a aumentar a sua impermeabilização, principalmente através da construção de vias de rodagem utilizando o asfalto (HOFFMAN et al., 1985; THOMSON et al., 1997; DAVIS & BIRCH, 2010). Com o aumento da impermeabilização também ocorre o acúmulo da água da chuva, promovendo enchentes nos centros urbanos, principalmente em áreas interiores, nas quais o escoamento só tem uma via, o rio (USEPA, 1993). Por isso, desde a década de 1970, técnicas de engenharia urbana específicas para prevenção de enchentes vêm sendo desenvolvidas em áreas interiores (JOHENGEN & LAROCK, 1993; FIELD &

O'SHEA, 1994). Tais técnicas de engenharia desconsideravam a opção da percolação para atenuar as enchentes, tendo como prioridade escoar a água da chuva dos centros urbanos para as bacias hidrográficas mais próximas (USEPA, 1993). Como consequência, áreas pantanosas começaram a se formar ao longo das bacias hidrográficas (GUARDO et al., 1995), principalmente pelo carreamento de sedimentos na ausência de processos de desarenação, comumente presentes e usuais nos dias atuais. Tal processo foi e em algumas regiões ainda é intensificado pela excessiva carga de nutrientes, tanto pela drenagem (GUARDO et al., 1995; KIM et al., 2003), quanto pelas ligações irregulares de esgoto (TORNO, 1975). Nas águas interiores as bacias hidrográficas apresentam apenas um sentido, de montante para jusante, contribuindo para tal acúmulo. Porém hoje em dia essas técnicas são consideradas primitivas, valorizando mais a percolação *in situ* (USEPA, 2007; USEPA, 2009).

Diferente de centros urbanos interiores, a drenagem pluvial de áreas costeiras passou a ser uma preocupação para a gestão urbana apenas no início dos anos 2000 (SOUZA, 2002; DWIGHT & SEMENZA, 2006). Sendo os EUA e os Tigres Asiáticos os primeiros a considerar águas de drenagem urbana de cidades litorâneas como uma importante contribuinte para a poluição marinha e contaminação fecal (LEE & BANG, 2000; WEI et al., 2010; MCCARTHY et al., 2012).

No Brasil, estudos que abordam a drenagem pluvial como fonte de contaminantes também vêm sendo desenvolvidos. A cidade de Santos, no litoral de SP, apresenta um complexo sistema de canais para escoamento do *runoff* pluvial para a Bacia de Santos, tendo sido demonstrado que a drenagem urbana contribui para a toxicidade das águas marinhas (AMBROZEVICIUS & ABESSA, 2008) e para a contaminação fecal (CETESB, 2011). Na região Nordeste, a cidade de Fortaleza, capital do CE, apresenta trabalhos preliminares apontando a drenagem pluvial como a maior fonte de contaminação fecal para suas praias (VIEIRA et al., 2002; VIEIRA et al., 2011; PEREIRA, 2012). Aureliano (2000) determinou que mais de 50% do potencial de perda de balneabilidade em Recife-PE estão associados à drenagem das galerias pluviais, sendo confirmado posteriormente por Freitas (2010). Araújo e colaboradores (2011) determinaram que a maior contribuição de contaminação fecal para as praias de Natal-RN estava associada às redes de drenagem e esgotamentos sanitários que afluíam diretamente na areia das praias.

A disposição final de efluentes é um dos maiores e mais complexos problemas de áreas costeiras, principalmente o esgotamento doméstico, pois se lançado de maneira

direta e sem tratamento, o esgoto debilita os ecossistemas aquáticos e causa riscos à saúde pública (PEREIRA, 2012). Em grandes centros urbanos de regiões temperadas a coleta de esgoto é geralmente associada à drenagem pluvial, e ambos efluentes passam pelo sistema de tratamento, sendo chamado de sistema unitário (ou combinado) (FIELD & O'SHEA, 1994; VONSPERLING & CHERNICHARO, 2005). Porém existem sistemas aos quais o esgoto é coletado separadamente da drenagem pluvial, chamando de separador total, sendo que todo o esgoto coletado é transportado para estações de tratamento, enquanto as águas pluviais são coletadas por outra rede independente (USEPA, 2004; VONSPERLING & CHERNICHARO, 2005). Na prática a separação nunca é plena, uma vez que extravasamentos acidentais podem permitir a mistura dos efluentes: falhas de operação; falta de energia; projetos inadequados; vandalismo; ligações irregulares (clandestinas) (USEPA, 2004; TSUTIYA & BUENO, 2004). Devido à elevada pluviosidade de regiões tropicais, além de menores custos, o último sistema é o mais utilizado no Brasil (TSUTIYA & BUENO, 2004; PEREIRA, 2012).

O Brasil não apresenta legislação específica para o lançamento tão pouco para o tratamento das águas de drenagem pluviais, que ainda são lançadas livremente nos corpos d'água sem nenhum controle, monitoramento ou preocupação quanto à contaminação. Já para os efluentes domésticos, no caso esgotos, existem legislações nos níveis Federal, Estadual e Municipal para a coleta, tratamento e disposição. No caso da disposição, existem as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA Nº 357/2005 e 430/2011, contendo esta última uma seção exclusiva aos padrões de referência aos efluentes do sistema de tratamento de esgotos sanitários (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011). De maneira geral, as Resoluções acima dispõem sobre o enquadramento das águas superficiais, incluindo os diferentes tipos de efluentes.

Jordão e Pessoa (1995) afirmam que em áreas onde não ocorre uma limpeza pública adequada, após uma chuva, o *runoff* proveniente da lavagem das ruas pode ser tão danoso quanto o esgoto bruto. Em municípios costeiros esta drenagem pode prejudicar a balneabilidade das praias afetando a saúde e o bem-estar humano. O termo balneabilidade pode ser definido como a possibilidade que os corpos da água tem em oferecer banho recreativo de contato primário e/ou possibilitar atividades esportivas náuticas (BRASIL, 2000; CETESB, 2011). A Resolução CONAMA 274/2000 define os critérios para a balneabilidade, sendo as águas amostradas caracterizadas como próprias ou impróprias ao banho (BRASIL, 2000). Tais avaliações são determinadas a partir da análise quali/quantitativa de bactérias do grupo coliformes termotolerantes, sendo a

Escherichia coli a espécie mais utilizada (BRASIL, 2000; CETESB, 2007). Tal espécie é atualmente utilizada como o principal bioindicador para esgotos domésticos no Brasil, sua presença em águas continentais e marinhas indicam contaminação recente (CETESB, 2007; VIEIRA et al., 2011; PEREIRA, 2012).

A drenagem pluvial pode carrear além da contaminação fecal, diversas outras frações particuladas e dissolvidas, como sedimentos (JARTUN et al., 2008), sólidos em suspensão (CLARK & SIU, 2008; REIFEL et al., 2009), matéria orgânica (EGANHOUSE & KAPLAN, 1981; PERRYMAN et al., 2011), metais pesados (BROWN & PEAKE, 2006; BRIX et al., 2010; DAVIS & BIRCH, 2010), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos - HPA (BROWN & PEAKE, 2006; WATTS et al., 2010; RIBEIRO et al., 2012) e, principalmente, nutrientes (ROBERTS & PRINCE, 2010; MOORE et al., 2011; WHITE & COUSINS, 2013). Nutrientes em excesso nos sistemas aquáticos podem acarretar na eutrofização, processo no qual o oxigênio disponível na água é consumido por bactérias e fungos, durante e/ou após o processo de decomposição das florações de microalgas, acarretando na morte da cadeia trófica aquática (LEWITUS et al., 2008; KACZALA et al., 2011; WIUM-ANDERSEN et al., 2013). Diversos trabalhos apontam que a drenagem pluvial é uma grande fonte de contaminação pelo aporte excessivo de nutrientes, tanto em lançamentos interiores (KIM et al., 2003) quanto em lançamentos diretos a estuários e praias (ROBERTS & PRINCE, 2010).

Embora diversos estudos caracterizem o efluente da drenagem pluvial sobre suas características físico-químicas ou seus efeitos sobre a balneabilidade, são pouquíssimos os trabalhos que integram a contribuição tóxica destes efluentes aos ecossistemas aquáticos (BARTLETT et al., 2012). Essa defasagem é ainda maior para os ecossistemas tropicais. Nesse contexto, a ecotoxicologia atua como uma importante ferramenta para a gestão de áreas sob diferentes níveis de contaminação, sendo os bioensaios de ecotoxicidade que utilizam organismos sensíveis os métodos mais tradicionais e usualmente empregados (CHAPMAN, 2002).

Uma pesquisa recente sobre o manejo dos efluentes da drenagem pluvial urbana afirma que a carga de poluição é proporcional ao grau de urbanização e o número de habitantes (BARBOSA et al., 2012). No período intercensitário de 1991-2000, a população residente na zona costeira brasileira apresentou uma taxa média de crescimento demográfico anual de 1,67%, superior à taxa média nacional, de 1,63%. Atualmente 25% da população brasileira (aproximadamente 42 milhões de pessoas)

residem na zona costeira - ZC (IBGE, 2013; MMA, 2014), tal demanda apresenta reflexo sobre a quantidade de municípios alojados no litoral. O Ministério do Meio Ambiente - MMA (2014) aponta um incremento de 23,54% no número de municípios na zona costeira brasileira no período 1980-2000. Atualmente são 395 municípios distribuídos por 17 estados, dentre os 26 mais o Distrito Federal, por aproximadamente 8.000Km de litoral, caracterizando o Brasil como país que apresenta a maior costa voltada para o oceano Atlântico (MMA, 2014). Tal levantamento também revelou que a região Nordeste concentra o maior número de municípios existentes na costa (215), representando 54,43% do total. Sendo assim, cada vez mais a costa brasileira, com atenção especial para o NE, vem sendo impermeabilizada pela presença de centros urbanos, acarretando em um aumento considerável do *runnoff* urbano despejado sobre os ecossistemas costeiros.

2. Caracterização da área de estudo

2.1. Aspectos ambientais

O bioma do interior do Ceará é caracterizado pela caatinga, com uma flora adaptada a condições de extrema dessecação (xerófitas). Já o litoral cearense apresenta resquícios de Mata Atlântica, sendo os tabuleiros pré-litorâneos de Fortaleza caracterizados pela vegetação composta, predominantemente, por manguezais, restingas em coberturas de dunas e savanas (MORO et al., 2011). Ainda em Fortaleza, destaca-se o Parque Ecológico do Cocó, uma reserva de manguezal localizada a centro-leste da cidade com 1.155 hectares, um dos maiores parques ecológicos urbanos da América do Sul, que atualmente vem sofrendo elevada pressão devido à especulação imobiliária.

Embora Fortaleza esteja inserida em uma zona de clima semi-árido, característico de grande parte da região nordeste do Brasil, esta apresenta uma maior umidade relativa. O clima local é caracterizado como tropical úmido ou tropical litorâneo, com médias anuais de temperatura em torno dos 27°C e pouca variação ao longo do ano (LIMA, 1991). Apresenta um regime de chuvas bem definido, com um período seco e um chuvoso, sendo o período seco aquele com as menores médias pluviométricas, geralmente do meio para o final do ano. No período chuvoso a maior concentração de eventos climáticos ocorre no início do ano, a chamada ‘quadra invernososa’ (SILVA & CASTRO, 2006).

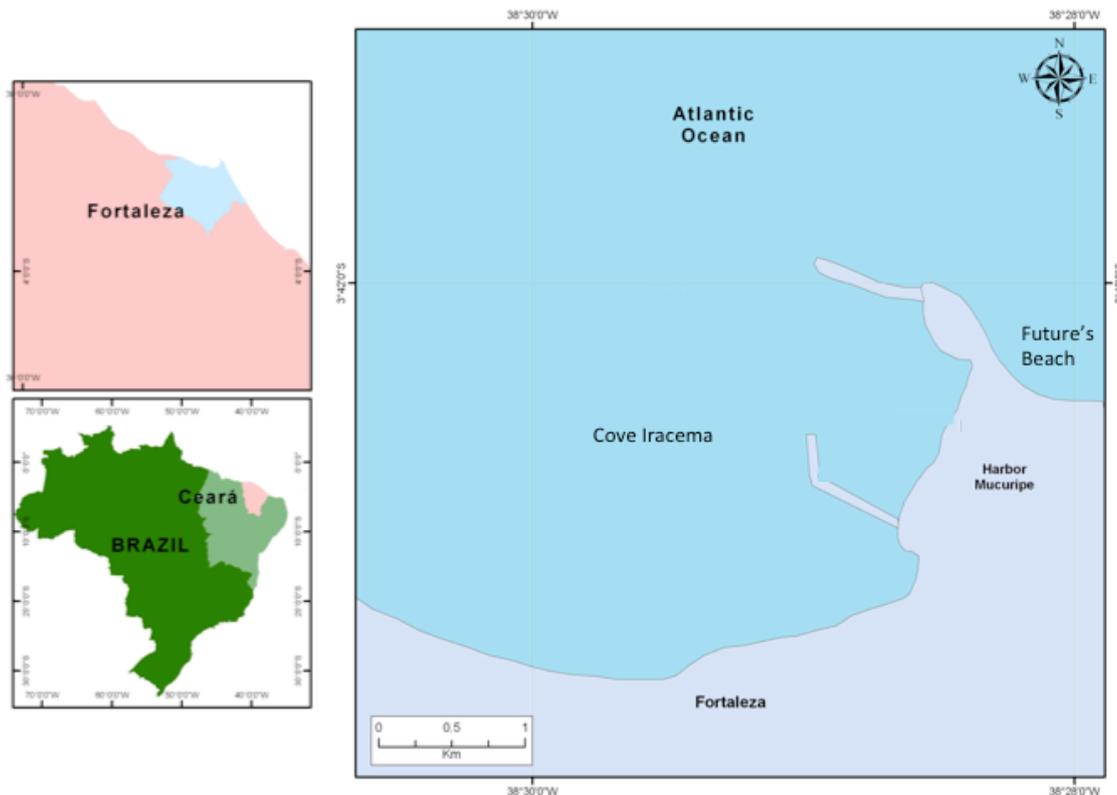
A umidade relativa do ar para o município se apresenta em torno dos 73% ao longo do ano, sendo que esta varia de 92% no período chuvoso a 61% no período seco (LIMA, 1991). O Ceará é fortemente influenciado pelos processos de deslocamento da

Zona de Convergência Intertropical - ZCIT (*Intertropical Convergence Zone - ITCZ*), sendo os ventos intensificados nos meses de agosto a outubro quando a ZCIT está a norte do Equador (MAIA et al., 2005). E com rajadas de ventos mais amenas nos meses de março a abril, quando a ZICT está próxima ao Equador (JIMENEZ et al., 1999). Pereira (2012) relata valores médios mensais de ventos (a 10m do solo) variando de 2,9 m/s no período de março a abril, com direção ESE (112,5°) e no período de agosto a outubro, mais seco, com ventos circulando a 6,1 m/s com direção predominante a SE (135°).

A área de coleta situa-se no ambiente praial (interface continente/oceano), onde estão dispostas as saídas das galerias de drenagem urbana. Para melhor entender a região costeira de Fortaleza, esta foi dividida em dois setores: o leste e o central (Figura 1). O setor leste corresponde à costa leste que vai da foz do rio Cocó ao Porto do Mucuripe, caracterizada pela Praia do Futuro - ambiente exposto. Já setor central corresponde à região costeira que vai do Porto do Mucuripe até as imediações do Aterro da Praia de Iracema, correspondente às praias do Mucuripe e Iracema - área abrigada (Figura 1).

O litoral de Fortaleza é caracterizado pela presença de meso-marés com periodicidade semi-diurna com variações médias em torno de 3,23m para marés de sizígia e 0,75m para mares de quadratura (MAIA et al., 2011). Silva e colaboradores (2009) encontraram no setor central da cidade correntes costeiras de velocidade média de 0,15m/s com direções entre 22 e 182° (área abrigada pelo porto do Mucuripe). No setor leste (Praia do Futuro), área exposta com correntes costeiras de 0,6m/s com direção predominante a SE. Com relação à temperatura da água do mar, as médias do período chuvoso apresentam 29,4°C enquanto que no período seco 26,9°C, tendo os meses de menor temperatura (agosto a outubro) coincidindo com os de ventos mais intensos (PEREIRA, 2012). A salinidade da água do mar fica em torno de 36,1 com uma leve redução no período de maior pluviosidade (33,2) (PEREIRA, 2012).

Figura 1: Litoral do município de Fortaleza-CE.



2.2. Aspectos socioeconômicos

A área de estudo está inserida no município de Fortaleza, CE. Sendo esta uma capital litorânea com uma linha de costa de 27 km de extensão, compreendida entre dois estuários, o do rio Ceará que limita o município a oeste e do rio Cocó delimitando a leste (SILVA et al., 2009). Apresenta alta urbanização, com adensado número populacional, cerca de 7.786 hab/km², considerando os 2.452.185 habitantes em um território de 314,93 km². Tal adensamento é comparável com o observado em São Paulo, maior capital brasileira com 7.398 hab/km² (e cuja população possui cerca de 11.821.873 hab). Apresenta metade da frota de veículos do estado, com 483.448 veículos. O IDH - Índice de Desenvolvimento Humano de 2010 foi de 0,754 estando abaixo do nível nacional, que é 0,813 (PNUD, 2013). Dentre as capitais do nordeste do país, Fortaleza apresenta o maior PIB com 32 bilhões de reais, do qual mais de 70% é proveniente do setor de serviços e grande participação do maior porto em circulação estrangeira do NE. E próximo ainda do Porto do Pecém (São Gonçalo do Amarante-CE), o maior porto *off shore* brasileiro. Ainda no coração da cidade apresenta uma refinaria, a LUBNOR - Refinaria de Petróleo da Petrobrás, que distribui óleos e combustíveis a diversas outras regiões do país. Os dados acima foram obtidos através

dos resultados do Censo 2010 disponível pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2013).

Devido às diversas pressões antrópicas e ao adensamento populacional, a ocupação da preamar em alguns pontos é desprovida de infraestrutura adequada para comportar tais pressões. Sendo assim, têm sido registrados lançamentos irregulares de efluentes, principalmente domésticos, diretamente ao mar (SILVA et al., 2009). Atualmente existem cerca de 710 mil residências permanentes em Fortaleza, das quais 93% apresentam sistema de distribuição de água tratada e o mesmo percentual de coleta de lixo. Em contrapartida apenas 60% apresentam coleta de esgoto (PEREIRA, 2012; IBGE, 2013). Faltam dados exatos sobre a porcentagem e volume de coleta da malha de drenagem pluvial urbana, porém sabe-se que esta acompanha a evolução das áreas que recebem cobertura asfáltica.

2.3. Malha de drenagem

A partir de 1992 foi estabelecido um programa de saneamento básico entre a Prefeitura Municipal de Fortaleza e a Companhia de Água e Esgoto do Ceará - Cagece, para o município de Fortaleza, denominado Projeto Sanear, com período de execução de 1992-2000. Tal programa visou ampliar a coleta de esgotamento sanitário e separar por completo esta da rede de drenagem urbana. O Projeto foi decisivo para implementar o sistema de separação total, se focando em áreas de recentes expansões, principalmente em bairros próximos ao mar (SILVEIRA, 1997). Deste modo a coleta e o tratamento do esgoto começou a ser realizada separadamente da malha de drenagem urbana, a qual é lançada na zona praial sem tratamento algum (PEREIRA, 2012). Ao fim, o Sanear I expandiu a rede de coleta de esgoto para 53% do município (SOUZA, 2002).

A partir de 2006 iniciaram as obras do Sanear II, que tem como objetivo ampliar ainda mais o abastecimento de água e saneamento básico, tornando mais eficientes as instalações já construídas, esperando elevar o índice de cobertura da coleta de esgotos de Fortaleza de 53% para 80% até junho de 2014, início da Copa FIFA 2014. Pereira (2012) calculou que 60% dos esgotos de Fortaleza eram coletados em 2012.

Devido à pouca cobertura de coleta do sistema de esgotamento, a malha pluvial eventualmente recebe cargas deste sistema, possibilitando o extravasamento de esgoto bruto (PEREIRA, 2012). Existem 36 saídas de efluentes da malha da drenagem pluvial no litoral de Fortaleza, dispostas entre os rios Cocó e Ceará (BENTO, 2011; PEREIRA, 2012.). Nos setores de interesse (central e leste) foram identificadas 27 saídas, sendo 12 delas na Praia do Futuro e 15 na Enseada de Iracema.

3. Objetivo

Entender como a drenagem pluvial de Fortaleza-CE, área densamente urbanizada, contribui para os impactos ambientais aos sistemas costeiros receptores, é o objetivo fundamental deste trabalho.

3.1. Objetivos específicos

. Como a área de interesse situa-se na região NE, característica de um período chuvoso e outro seco, foi avaliada a influência da sazonalidade, em especial à pluviometria sobre o efluente da drenagem urbana.

. Determinar a carga de nutrientes lançados ao mar, assim como o grau de toxicidade dos efluentes da drenagem e a relação com a contaminação da pluma de diluição marinha.

. Avaliar a qualidade final das amostras marinhas, frente a balneabilidade recreativa, próximas as saídas da malha de drenagem urbana.

4. Metodologia

Foram realizadas duas campanhas de coleta: uma amostragem foi realizada no período seco em 30 de outubro de 2012, e outra no período chuvoso, em 26 de abril de 2013. Ambas as coletas foram realizadas em maré baixa de sizígia, com baixas de 0,5 e 0,0m, respectivamente. Amostras de água da descarga da drenagem urbana, e amostras da pluma de diluição no compartimento marinho próximo de tais saídas foram avaliadas. Todas as amostras coletadas foram utilizadas em análises ecotoxicológicas e quantificação de nutrientes.

4.1. Amostragem e armazenamento

Foram analisados 4 pontos, ou seja, 4 saídas das galerias que coletam a drenagem pluvial ao longo das vias urbanas e despejam tais efluentes nas praias de Fortaleza, devidamente caracterizadas na Tabela 1. Foram determinadas duas saídas no setor leste, os pontos P1 e P2 (Figura 2A), e mais duas no setor oeste, P3 e P4 (Figura 2B). Em cada ponto foram realizadas cinco amostragens simples (Figura 3): EFLU - fonte do efluente (despejo da drenagem urbana na areia da praia); e também amostras na zona marinha, a 0m - local de encontro do efluente com o mar (zona de surfe), geralmente em frente a fonte; 50m - a 50 metros paralelo a praia no sentido da corrente; 100m - a 100 metros paralelo a praia no sentido da corrente; 0mATR - na mesma direção que 0m, porém atrás da arrebentação. Para traçar as distâncias foi usado GPS e fita métrica de longa distância.

Em cada ponto, dois litros de amostra foram coletadas em recipientes plásticos (2L) para cada uma das cinco amostragens, e transportadas até o laboratório de Ecotoxicologia Aquática (ECOTOX) - Labomar/UFC, na presença de gelo para maior preservação da amostra. Ainda em campo, foram verificadas as variáveis físico-químicas como salinidade, pH, temperatura, teor de oxigênio dissolvido e condutividade através de sondas multi-paramétricas (YSI). No mesmo laboratório as amostras foram devidamente alíquotadas e congeladas (-20°C) para posterior manipulação. As alíquotas destinadas à avaliações ecotoxicológicas - uma alíquota para cada bioensaio - foram armazenadas em garrafas plásticas de 500mL. Também para as análises de nutrientes, alíquotas individuais a cada fração específica foram armazenadas em frascos de 150mL: nutrientes nitrogenados em plásticos âmbar; nutrientes fosfatados em vidros âmbar.

Devido a caracterizações prévias, foi evidenciado que o efluente (EFLU) do ponto P3 se comporta como uma amostra de água salgada. Diferente dos efluentes dos outros pontos, que são todos característicos de amostras de água doce. Portanto o EFLU do P3 melhor se ajustou às mesmas metodologias de determinação de nutrientes empregadas as amostras ambientais (0mATR; 0m; 50m; 100m), características de água salgada.

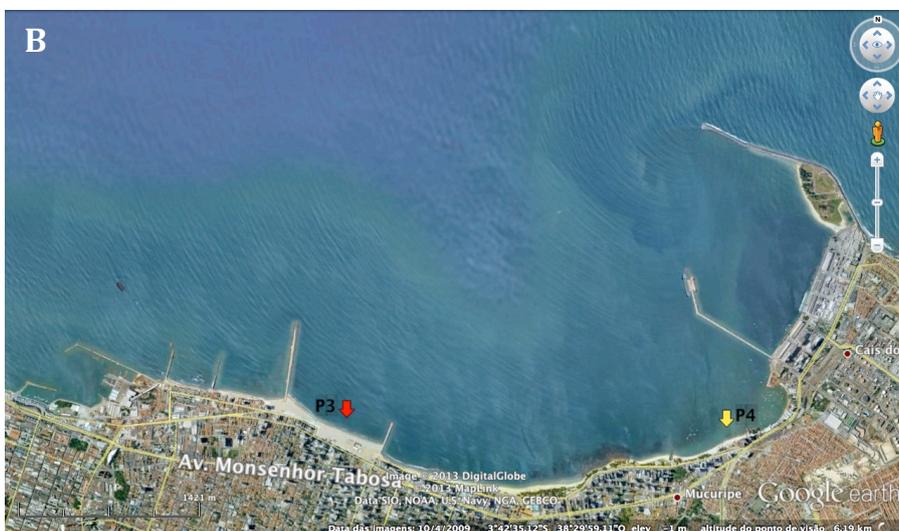
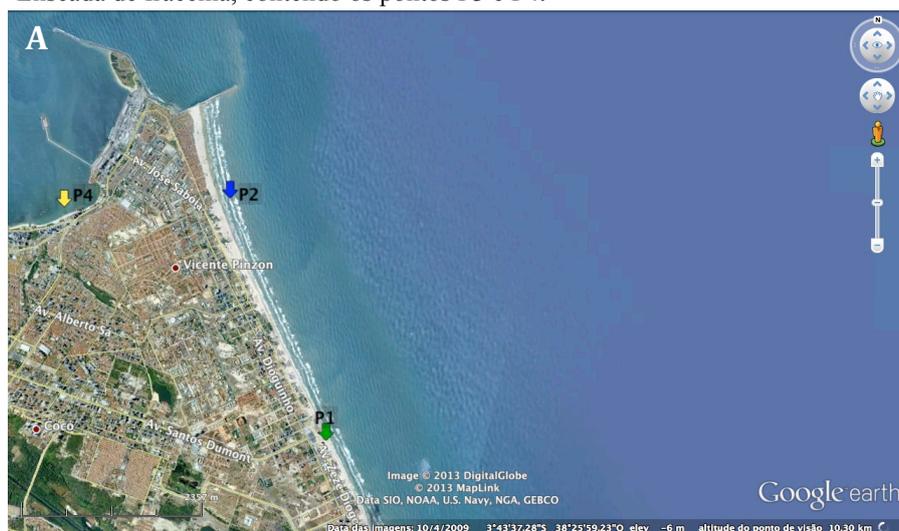
O suporte as coletas foi concebido pela equipe técnica do Laboratório de Biogeoquímica Costeira do Labomar na Universidade Federal do Ceará.

Tabela 1: Caracterização dos pontos de coleta e das diferentes amostragens. As saídas de efluentes tiveram também caracterizadas suas dimensões e formatos.

ponto	imagem	amostragem	coordenada geográfica (grau minuto segundo)		saídas de drenagem							
			latitude	longitude	características			dimensão (m)		distância (m)		
					formato	n° de repartições	fluxo	água residual	largura	altura	calçada	rua
P1 - Santos Dummond - verde		Fonte P1	3° 44' 50.42" S	38° 26' 54.42" W	retangular	1	contínuo	X	2,80	1,05	24,96	50,62
		0m ATR	3° 44' 46.74" S	38° 26' 46.96" W								
		0m	3° 44' 48.62" S	38° 26' 51.41" W								
		50m	3° 44' 47.30" S	38° 26' 51.98" W								
		100m	3° 44' 45.64" S	38° 26' 52.69" W								
P2 - Serve Luz - azul		Fonte P2	3° 43' 09.97" S	38° 27' 44.73" W	circular	2	contínuo	X	2,00	0,80	0,00	0,00
		0m ATR	3° 43' 05.66" S	38° 27' 37.00" W								
		0m	3° 43' 06.76" S	38° 27' 40.14" W								
		50m	3° 43' 05.08" S	38° 27' 40.87" W								
		100m	3° 43' 03.70" S	38° 27' 41.41" W								
P3 - Estátua Iracema - vermelha		Fonte P3	3° 43' 13.86" S	38° 30' 33.52" W	retangular	2	contínuo	-	4,30	2,30	37,10	50,40
		0m ATR	3° 43' 12.30" S	38° 30' 32.69" W								
		0m	3° 43' 13.20" S	38° 30' 33.19" W								
		50m	3° 43' 12.29" S	38° 30' 34.42" W								
		100m	3° 43' 11.20" S	38° 30' 35.76" W								
P4 - Pescadores - amarelo		Fonte P4	3° 43' 19.06" S	38° 28' 49.72" W	retangular	1	contínuo	X	1,30	0,80	0,00	15,34
		0m ATR	3° 43' 15.56" S	38° 28' 50.68" W								
		0m	3° 43' 16.90" S	38° 28' 49.90" W								
		50m	3° 43' 17.67" S	38° 28' 51.38" W								
		100m	3° 43' 18.38" S	38° 28' 52.78" W								

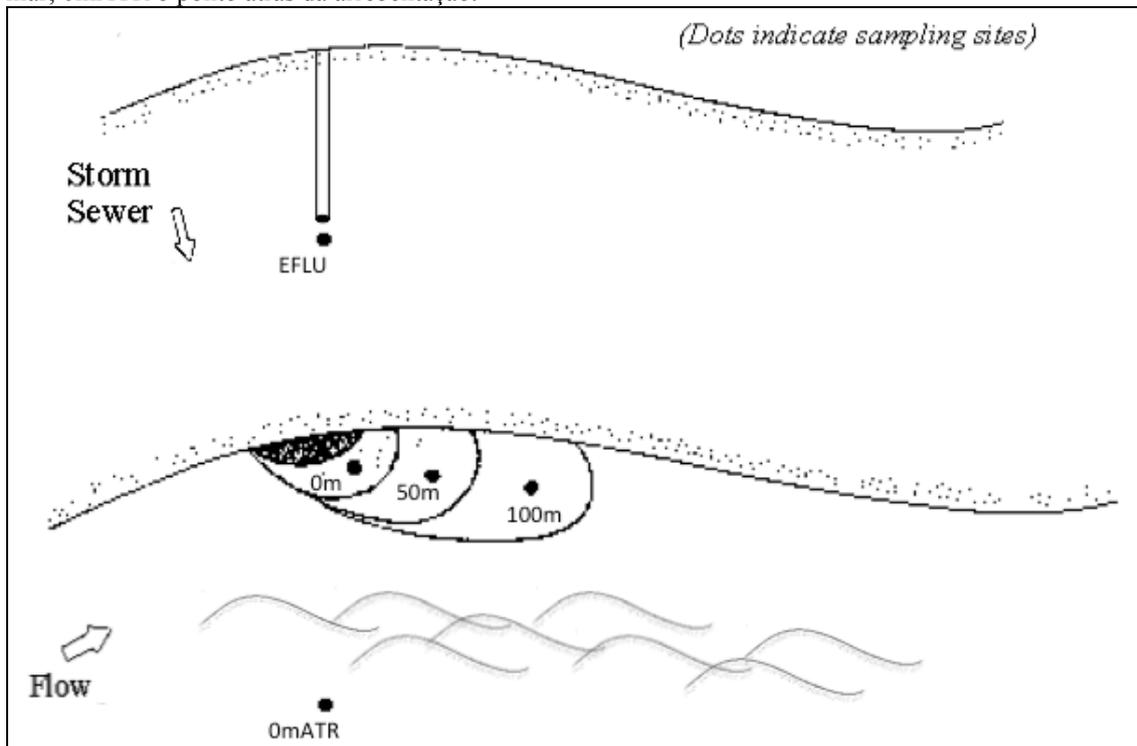
Fonte: O autor (2014).

Figura 2: Área de amostragem das saídas de efluentes da malha de drenagem pluvial de Fortaleza. A: Praia do Futuro, que apresenta os pontos P1 e P2. B: Enseada de Iracema, contendo os pontos P3 e P4.



Fonte: Google Earth® (2014).

Figura 3: Representação das 5 diferentes amostragens em cada uma das 4 áreas de interesse. Sendo o EFLU a fonte do efluente da drenagem urbana; 0m, 50m e 100m a zona de mistura do efluente com o mar; 0mATR o ponto atrás da arrebenção.



4.2. Análises de nutrientes

A maioria dos efluentes foi tratada como amostra de água doce (salinidade entre 0,0-0,5), para a determinação de nutrientes fosfatados e nitrogenados.

Desta forma, para os nutrientes nitrogenados dos efluentes P1, P2 e P4, considerados de água doce, foram averiguados a fração total (N-N), amônia (N-NH₃), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻). No caso das amostras consideradas salgadas, duas diferentes avaliações foram feitas: as amostras marinhas foram avaliadas frente ao nitrogênio total e a amônia, já o efluente do ponto P3 foi verificado quanto ao nitrogênio total, amônia, nitrito e nitrato.

Para os nutrientes fosfatados todas as amostras (águas doce e salgada) foram avaliadas para fósforo total (P-PO₄⁻³) e orto-fosfato (P-PO₄⁻). Todas as descrições metodológicas seguiram os protocolos clássicos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater* (APHA, 2005).

Embora o limite de detecção seja distinto para cada análise, todas compreendem a faixa de 0,01 a 1,0 mg do nutriente/L, sendo assim esta foi aceita como a faixa de aplicação para apresentar os resultados. Todas as análises de nutrientes foram realizadas no Laboratório de Análise e Qualidade de Água (EQUAL) do Labomar pela Universidade Federal do Ceará.

4.2.1. Nitrogênio total

Amostras consideradas de água doce foram avaliadas de acordo com o método da digestão preliminar com persulfato. Este consiste na digestão (autoclave a 110°C por 30min) da amostra com uma solução oxidante (persulfato), no intuito de oxidar os compostos nitrogenados, convertendo todo o N-N em N-NO₃⁻. Sendo que ao passo seguinte, o nitrato foi reduzido a nitrito pela passagem na coluna de cádmio, verificado pela reação colorimétrica a uma absorvância de 543nm, e por fim quantificado através da curva padrão de nitrato (4500-N C. APHA, 2005).

Para as amostras de água salgada, primeiro ocorreu uma digestão ácida (bloco digestor a 380°C por 30min), convertendo todo o N-N em N-NH₃ e imobilizando alguns íons da amostra (ex. cloreto abundante na água do mar) (4500-Norg B. APHA, 2005; 4500-NH₃ B. APHA, 2005). O precipitado foi ressuspensionado em uma solução básica e levado ao destilador de nitrogênio (arraste de vapor). Por fim, a solução foi titulada com ácido pelo método colorimétrico (4500-NN₃ C. APHA, 2005). O teor de nitrogênio é quantificado através da razão entre o volume do ácido gasto e sua normalidade pela diluição da amostra.

4.2.2. Amônia

Todas as amostras salgadas passaram pela metodologia de destilação por arraste, sendo que na presença de uma base forte se obteve, ao fim, uma solução de NH₃ + H₂O (4500-NH₃ B. APHA, 2005). Esta solução sofreu o ponto de virada utilizando um indicador ácido, possibilitando a verificação colorimétrica (4500-NN₃ C. APHA, 2005). A razão entre o volume do ácido titulado e sua normalidade pela diluição da amostra determinaram a quantidade de amônia na amostra.

As amostras de água doce foram filtradas (0,45µm) no intuito de reter a fração particulada, desta maneira puderam ser avaliadas pelo método do fenato, que se baseia na formação do indofenol na presença de um composto fenólico e solução oxidante. O resultado foi obtido através das leituras de absorvância (Abs) a λ=543nm em espectrofotômetro. A equação da curva de calibração possibilitou a quantificação (4500-NH₃ F. APHA, 2005).

4.2.3. Nitrito

As amostras de água doce foram filtradas (0,45µm) no intuito de sobrar apenas a fração dissolvida. Esta foi submetida ao método colorimétrico da diazotização, que consiste na reação do nitrito, em meio fortemente ácido, com a sulfanilamida para formar um composto diazônico (corante). Este composto forma uma solução de

coloração rósea, o qual foi lido de acordo com sua absorvância a $\lambda=543\text{nm}$. Uma reta de calibração foi utilizada para a quantificação (4500- NO_2^- B. APHA, 2005).

Para o EFLU P3 (amostra salgada) utilizou-se a mesma metodologia acima, uma vez que para tal nutriente a concentração halina não é o principal interferente (BAUMGARTEN et al., 1996).

4.2.4. Nitrato

Após serem filtradas ($0,45\mu\text{m}$), as amostras de baixa salinidade foram processadas de acordo com o método de redução por cádmio. Este pressupõe a redução do N-NO_3^- a N-NO_2^- por meio de um catalizador, o cádmio mineral. A leitura de absorvância foi realizada no espectrofotômetro a $\lambda=543\text{nm}$ (4500- NO_3^- E. APHA, 2005). No caso do efluente do ponto P3, foi utilizada a mesma metodologia, porém a solução a ser passada pela coluna de cádmio foi mais ácida ($\text{pH} = 2,0$), visando aumentar a taxa de redução a nitrito, pois nessa condição o metal torna-se mais 'ativo', retirando o efeito dos interferentes (BAUMGARTEN et al., 1996; SILVA, 2004).

4.2.5. Fósforo total

Amostras de água doce foram avaliadas de acordo com o método de digestão por persulfato de potássio (autoclave a 110°C por 30min), seguido pelo método colorimétrico em meio básico, sendo indicador o ácido ascórbico. Desta maneira todos os fosfatos da amostra foram convertidos a P-PO_4^- , e quantificados na absorvância de $\lambda=840\text{nm}$, com o suporte da equação da reta da curva padrão de ortofosfato (4500-P B. APHA, 2005; 4500-P E. APHA, 2005).

Basicamente o mesmo processo ocorreu para as amostras salgadas (4500-P B. APHA, 2005; 4500-P E. APHA, 2005), porém a análise colorimétrica foi em meio ainda mais ácido (SILVA, 2004). A leitura da Abs também foi a 880nm , na presença de uma curva de calibração bem detalhada ($\mu\text{mol/L}$), devido à maior instabilidade de ortofosfatos nas amostras marinhas (SILVA, 2004).

4.2.6. Ortofosfato

Todas as amostras foram previamente filtradas ($0,45\mu\text{m}$) e obtiveram sua determinação de ortofosfato pelo método do ácido ascórbico (4500-P E. APHA, 2005).

Para as amostras não salinas a análise ocorreu em meio levemente ácido, se utilizando da absorvância a $\lambda=840\text{nm}$ e a equação da reta da curva padrão de ortofosfato para avaliar a quantidade de tal nutriente. As diferenças para as amostras salinas se deram no comprimento de onda (a leitura ocorreu a $\lambda=845\text{nm}$), e no maior volume de ácido sulfúrico utilizado. O ortofosfato reage com o molibdato de amônio e o tartarato

de antimônio e potássio formando o ácido fosfomolibdico, que é reduzido pelo ácido ascórbico a um complexo azul intenso. Em águas salinas, pela influência do excesso de sais, se utiliza a Abs máxima (885nm), desconsiderando possíveis interferências na leitura, embora o sal não seja um grande interferente para este método (BAUMGARTEN et al., 1996).

4.3. Ferramentas ecotoxicológicas

Os bioensaios utilizados fornecem uma proporção dos efeitos adversos de uma amostra sobre os organismos expostos. No caso, foram utilizados três organismos considerados sensíveis para avaliar a toxicidade dos 4 pontos analisados, os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Mysidopsis juniae*, e o ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus*.

Para os efluentes - tanto os considerados de água doce quanto para o ponto P3 considerado uma amostra salgada - foram realizadas diluições no intuito de se observar um possível efeito de diluição ao longo da pluma. A fim de determinar a concentração letal a 50% dos organismos expostos por um determinado período de tempo (CL₅₀) e seus intervalos de confiança (ASTM, 1992).

Antes e após a realização de todos os testes, cada amostra (incluindo-se as diluições testadas) foi analisada perante os parâmetros físico-químicos, como teor de oxigênio dissolvido (OD em mg/L), pH, temperatura e salinidade. Enquanto que a salinidade foi mensurada com auxílio de refratômetro, os primeiros parâmetros foram avaliados através de sondas digitais (YSI).

Com exceção do bioensaio com *D. similis*, apresentado a seguir, que utiliza o próprio meio de cultivo como controle, os outros ensaios utilizaram as águas de uma praia a oeste do CE como área referência, para validação e controle positivo frente às amostras testadas, a Praia de Picus, no município de Icapuí-CE. Tal área é representativa da costa do Ceará, além de apresentar mínima atividade antrópica, basicamente pesca, e estar distante de grandes centros urbanos (206Km de Fortaleza e 344Km de Natal-RN, estado mais próximo).

4.3.1. Toxicidade aguda

Com o propósito de caracterizar o real efeito tóxico das amostras, as mesmas foram avaliadas por organismos-sensíveis condizentes a suas propriedades físico-químicas. Portanto, a toxicidade aguda dos efluentes dos pontos P1, P2 e P3 foi avaliada pelo microcrustáceo dulcícola *Daphnia similis*, enquanto o efluente do ponto P3 foi avaliado pelo microcrustáceo marinho *Mysidopsis juniae*. As amostras ambientais

avaliadas ao entorno da área de despejo dos efluentes (plumas de diluição marinha) também foram avaliadas pelo *M. juniae*.

4.3.1.1. *Daphnia similis*

A metodologia descrita para a utilização dos bioensaios de ecotoxicidade aguda com *Daphnia similis* está descrita na norma técnica NBR 12713:2009 (ABNT, 2009). Apenas uma adaptação foi inserida, pois na norma recomenda-se 20 neonatos em 4 réplicas de 5 indivíduos (6-24h de idade). No caso, triplicatas com 7 organismos em cada, foram avaliadas no intuito de determinar a CL₅₀-24h aos efluentes de interesse de maneira mais robusta estatisticamente. No caso específico de *D. similis* a falta de motilidade é o parâmetro que indica efeito tóxico agudo.

Os organismos foram obtidos através de um cultivo devidamente estabelecido de *D. similis* e *D. magna* no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

4.3.1.2. *Mysidopsis juniae*

O bioensaio de ecotoxicidade aguda com *Mysidopsis juniae* foi baseado na norma técnica NBR 15308:2011 (ABNT, 2011). Dez juvenis, entre 0-7 dias, foram expostos a 200mL da amostra em triplicata por um período de 96h. No caso do efluente P3, diluições seguindo a norma foram realizadas para se obter a CL₅₀-96h. Os organismos utilizados são originários do cultivo de misídeos existente no Laboratório de Ecotoxicologia Aquática (ECOTOX) do Labomar/UFC.

4.3.2. Toxicidade crônica - *Lytechinus variegatus*

Efeitos não associados necessariamente ao óbito do organismo são resultados de manifestações crônicas, como alterações de peso, comprimento, alterações morfológicas e/ou fisiológicas, desenvolvimento embrio-larval, entre outras.

Embriões de ouriço-do-mar, por exemplo, da espécie *Lytechinus variegatus*, vêm sendo amplamente empregados em avaliações ecotoxicológicas, principalmente por sua reconhecida sensibilidade a múltiplos contaminantes (CARBALLEIRA et al., 2012; ARAÚJO & SOUZA-SANTOS, 2013). Recentemente a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, reeditou a norma NBR 15350:2012, que estabelece um método de ensaio crônico de curta duração utilizando embriões de ouriço do mar, a nível nacional (ABNT, 2012). Por ser um organismo marinho, as amostras de efluentes, com exceção do efluente do P3, foram salinizadas a 35 com sal marinho artificial estéril. As amostras ambientais e o EFLU P3 já se encontravam nas condições necessárias para a realização do bioensaio.

Todas as amostras foram analisadas seguindo exatamente a norma estabelecida acima, sendo quatro réplicas com 10mL da amostra acrescidas com aproximadamente 500 ovos em cada durante 24h, objetivando o desenvolvimento larval até o estágio de larva Pluteus. Para os efluentes de todos os pontos (P1 a P4) foram realizadas diluições para determinação da concentração de efeito, ou seja, a concentração do efluente que causa redução de 50% do desenvolvimento embriolarval dos organismos em relação ao controle positivo (CE₅₀-24h).

Os gametas utilizados advém de organismos que são mantidos (por até três meses, dependendo da frequência de utilização) pelo Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília (Unisantia), em Santos-SP, em conjunto com o Núcleo de Ensino e Pesquisa em Ecotoxicologia Aquática (NEPEA) da Universidade Estadual Paulista (Unesp-CLP, São Vicente-SP). Além disso, os organismos são devolvidos ao ambiente após a obtenção dos gametas. Deste modo a pressão ambiental na utilização destes organismos é atenuada.

4.4. Balneabilidade - *Escherichia coli*

Um convênio entre a Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará - Semace e a Cagece garante o monitoramento da balneabilidade das praias de Fortaleza desde 2005. O monitoramento ocorre nas plumas de diluição ao longo de várias saídas do sistema de drenagem urbano, tal banco de dados foi gentilmente cedido pela Cagece. Os 4 pontos de coleta deste trabalho foram contemplados pela malha amostral do convênio. As águas das praias que foram alvo deste estudo são classificadas por estas superintendências como destinadas à recreação de contato primário (PEREIRA, 2012), pois oferecem balneabilidade recreativa. O local específico de amostragem do convênio corresponde a amostragem 0m em cada um dos 4 pontos. Sendo a frequência e quantidade de *Escherichia coli* que determinaram as amostras como própria ou não ao banho, através de uma caracterização mensal. Até mesmo a metodologia de coleta estabelecida por esse convênio corresponde com as realizadas neste trabalho, coletando as amostras em frascos plásticos esterilizados de 250mL, na isobata de 1 (um) metro, que representa, em média, a região mais utilizada para recreação (encontro efluente/mar).

A análise de coliformes termotolerantes, especificada pela quantificação de *E. coli*, adotada pelos órgãos governamentais em questão, se dá através da técnica dos tubos múltiplos, permitindo a determinação dos números mais prováveis (NMP) desse bioindicador de contaminação fecal (9221 F. APHA, 2005; CETESB, 2007). Em suma,

as amostras da água são expostas ao meio de crescimento caldo Lauril, indicativo a coliformes totais, a 35°C por 48h. Em caso confirmativo, ou seja, crescimento de colônias no meio anterior, a amostra é exposta a um novo meio de crescimento específico à termotolerantes, o caldo E.C. e *fast green* a 45°C por 48h. Pela quantidade de confirmações a este segundo meio, é indicada a quantidade bacteriológica pela tabela NMP (CETESB, 2007).

4.5. Séries pluviométricas

Como a pluviosidade é de fundamental importância para entender o *runoff* pluvial urbano, uma revisão mais elaborada foi proposta para este trabalho, utilizando dados pluviométricos ‘brutos’ do Estado do Ceará e município de Fortaleza.

Toda a série de dados pluviométricos utilizados foi gentilmente cedida pela Funceme - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos; esses dados foram recentemente disponibilizados para domínio público através do *site* <<http://www.funceme.br/index.php/areas/tempo/download-de-series-historicas>>. Foram calculadas médias pluviométricas anuais para o Estado do Ceará (C) e para Fortaleza (F). Afim de caracterizar os meses que compõem os períodos seco e chuvoso. Médias mensais também foram calculadas para Fortaleza.

4.6. Análises Estatísticas

Os diferentes nutrientes avaliados foram correlacionados através de uma matriz de correlação de Pearson, testados previamente quanto a normalidade com o teste de Shapiro-Wilk (software Graphpad Prism 5.0). Para os dados pluviométricos, médias anuais e desvios foram estabelecidos para o Estado do Ceará e Fortaleza, assim como médias mensais para o município de Fortaleza.

Do ponto de vista ecotoxicológico as amostras ambientais são, normalmente, comparadas aos controles (sobrevivência acima de 80%) por meio do teste t-Dunnnett. Porém, Bertolletti e colaboradores (2007) propõem uma constante de bioequivalência (B) a organismos sensíveis tradicionalmente utilizados, a qual determina valores normalizadores para comparação entre controle/amostras frente à toxicidade, considerando variações naturais eventualmente observadas (a partir das populações controle). Para tal, foi compilado um grande volume de bioensaios para cada organismo, caracterizando tais constantes. Por estas recentes considerações, a abordagem estatística utilizada para determinar a toxicidade das amostras ambientais foi balizada pelo teste t-Bioequivalência, sendo que as constantes utilizadas para o *M. juniae* e *L. variegatus* foram $B=0,79$ e $B=0,86$, respectivamente (BERTOLETTI et al., 2007). Essa

metodologia foi possível através da plataforma ToxStat 3.5 (GULLEY et al., 1991; GULLEY & WEST INC, 1996).

Já os efluentes foram analisados pelo método estatístico de interpolação linear ICp (USEPA, 2002), frente à distribuição da letalidade ou de efeito a série de diluições, caracterizando uma CL_{50} e CE_{50} , respectivamente.

Uma análise de cluster, baseada em uma matriz de dissimilaridade euclidiana (médias ponderadas pelas distâncias das variáveis) foi usada para agrupar os pontos (objetos) a partir das variáveis mensuradas (descritores), e uma análise de componentes principais - PCA (*Principal Components Analysis*), fundamentada por uma matriz de correlação de Pearson, foi aplicada para observar a distribuição dos pontos pelas correlações entre as variáveis. Utilizou-se o software estatístico PC-ORD 6.0 para a análise de cluster e para a PCA, os dados foram transformados ($=\text{Log}(\text{valor}+1)$) garantindo a normalidade. Os valores bióticos agudos (CL_{50}) e crônicos (CE_{50}) foram transformados previamente em efeito tóxico ($=1/\text{valor}$), possibilitando análises seguindo a distribuição euclidiana.

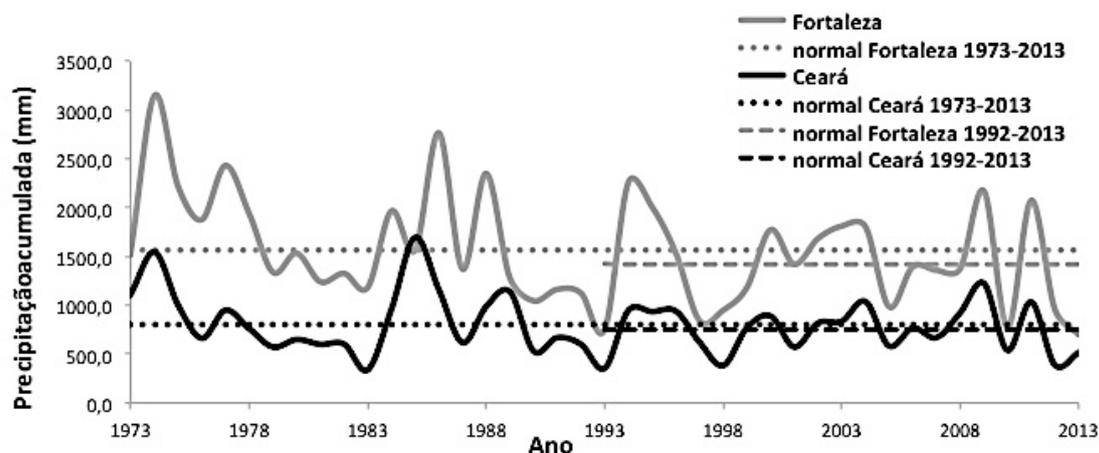
5. Resultados

As determinações físico-químicas amostradas em campo nos períodos chuvoso e seco, a fim de caracterizar o efluente da drenagem urbana e as amostras das plumas marinhas, se encontram em anexo (Anexo 1A e 1B). Foram mensuradas os parâmetros salinidade, pH, temperatura, teor de oxigênio dissolvido e condutividade. As variáveis determinadas em campo para os EFLUs foram agrupadas as outras variáveis (nutrientes e concentrações de efeito tóxico) para compreender a distribuição e variações entre os pontos.

5.1 Séries pluviométricas

Para o Estado do Ceará (C) e o município de Fortaleza (F) estabeleceu-se uma série pluviométrica anual a partir de 1973 até junho de 2013, contemplando o período de amostragem utilizado por este trabalho. Para o período acima o normal anual de precipitação acumulada para o Estado Ceará foi de 804,2mm, enquanto que para Fortaleza foi de 1566,7mm (Figura 4; Tabela 2). O normal anual para F apresentou um desvio positivo de 94,80% em relação ao Ceará.

Figura 4: Valores pluviométricos observados anuais para o Estado do Ceará e o município de Fortaleza (linhas contínuas) e os valores normais (linhas pontilhadas). Os valores normais seguiram uma série histórica de 1973 a junho de 2013 e outra mais recente, desde 1993 até junho de 2013.



Dentre o período analisado as menores pluviosidades para o Estado do Ceará se deram nos anos de 1983 (341,1mm), 1993 (357,4mm) e 2012 (390,6mm). Já o ano de maior pluviosidade foi em 1985 com 1696,1mm. Embora o município de Fortaleza acompanhe os padrões de chuva do Estado, a capital cearense apresentou as maiores secas em 1993 (754,3mm), 2010 (770,5mm) e 2013 (702,1mm). O ano de 1974 apresentou a maior pluviosidade com 3146,3mm.

Considerando os dois últimos anos, referentes as amostragens avaliadas por tal estudo, em ambos casos os valores observados foram menores que o normal para a série estabelecida (Tabela 2).

Tabela 2: Pluviosidade acumulada para todo Estado do Ceará e apenas para o município de Fortaleza, assim como os desvios em relação aos valores normais anuais (1973-2013) estabelecidos para cada área.

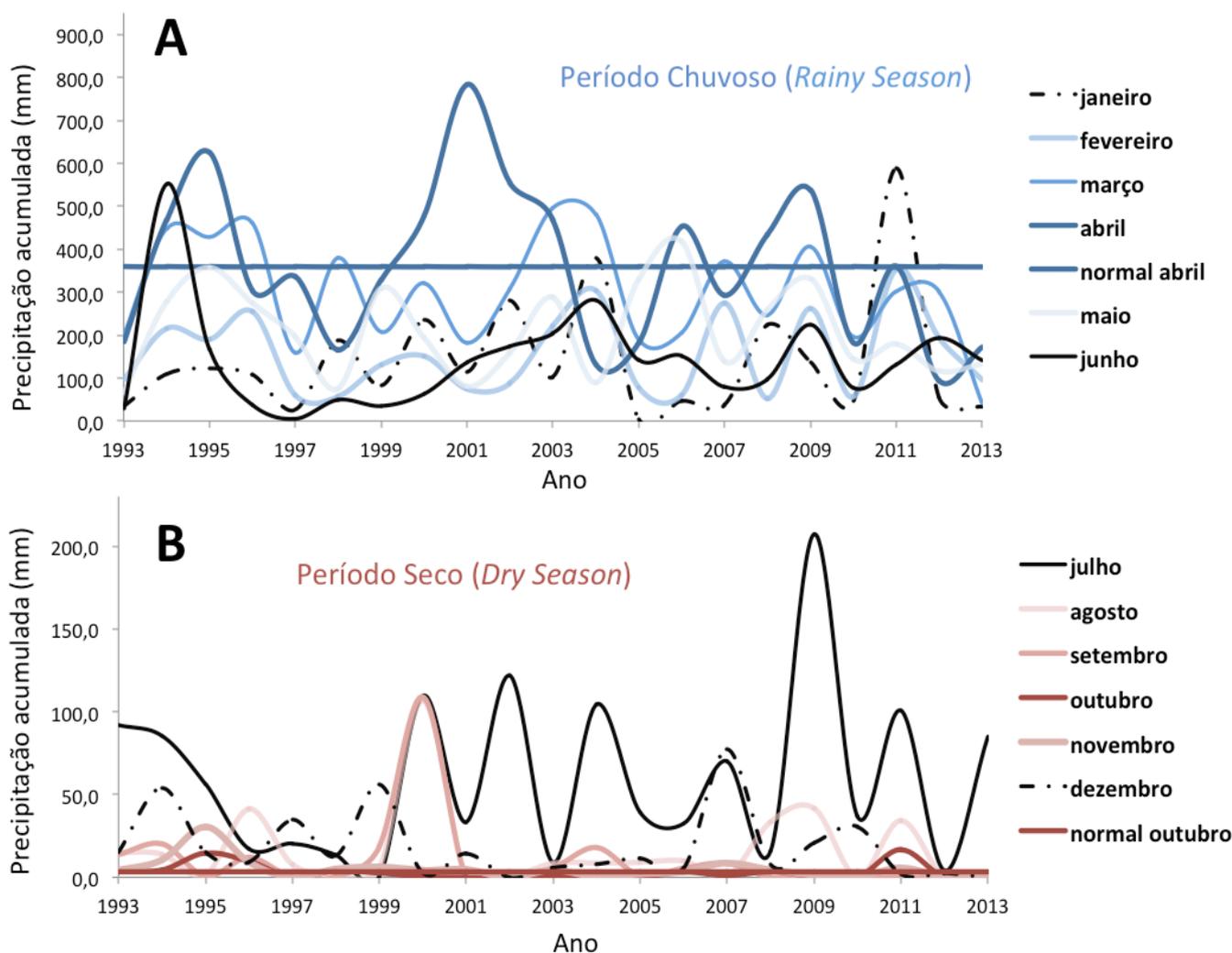
		Ano	
		2012	2013
Ceará (anual)	Normal (mm)*	804,2	804,2
	Observado (mm)	390,6	517,5
	Desvio (%)	-51,43	-35,65
Fortaleza (anual)	Normal (mm)*	1566,7	1566,7
	Observado (mm)	959,1	702,1
	Desvio (%)	-38,78	-55,19

Nota: * série pluviométrica estabelecida de 1973 a junho de 2013.

Através da triangulação de 4 postos pluviométricos (Água Fria; Castelão; Messejana; Pici), sendo esses considerados os mais robustos perante a continuidade de registros, foi calculada uma série pluviométrica para F mês-a-mês. Devido à falta de

massa de dados e grandes lacunas temporais, os valores normais mensais foram dimensionados somente a partir de 1993 até junho de 2013. O total de chuva acumulado ao longo dos dias de cada mês resultou nas médias acumuladas mensais, enquanto que os valores de cada mês somados ao longo do ano resultaram nas médias acumuladas anuais. A quadra chuvosa foi definida de fevereiro a maio, esta apresentou as maiores variações nos acúmulos mensais ao longo dos últimos 20 anos (Figura 5A), enquanto que a quadra seca apresentou uma pluviosidade muito inferior e com pouca variação, compreendida entre os meses de agosto a novembro (Figura 5B). Uma elevadíssima e atípica precipitação ocorreu em setembro de 2000 o qual choveu 108,9mm, com um desvio positivo de 916,66% considerando o normal acumulado de 10,7mm para este mês (Figura 5B), sendo esta a única variação expressiva.

Figura 5: Valores acumulados para cada mês ao longo dos últimos 20 anos (1993-2013). A: apresenta as variações dos meses da quadra chuvosa (linhas em azul). B: variações dos meses no período seco (linhas em rosa).



Ao longo do ano os meses de fevereiro a maio, receberam as maiores pancadas de chuva, cerca de 72,24% do todo acumulado ao longo do ano no município de

Fortaleza (1420,8mm) (Tabela 3). Todavia o período seco, de agosto a novembro, apresentou apenas 2,55% do total anual acumulado. O mês de outubro apresentou a menor pluviosidade com apenas 0,23% do total normal anual, diferente de abril que é o mês de maior pluviosidade com 25,25% de toda carga normal anual de chuva.

No ano de 2012, o mês de abril apresentou uma anomalia, pela primeira vez nos últimos 20 anos, este apresentou o menor valor de pluviosidade em relação a todos os outros meses da quadra chuvosa: fevereiro com 194,2mm (+24,77% de desvio em relação ao normal do próprio mês); março com 301,9mm (+0,09); maio com 115,7mm (-45,01%) (Tabela 3). Até mesmo em relação a junho, não caracterizado como da quadra chuvosa, o mês de abril apresentou menor pluviosidade, com 193,2mm (+36,77%) e 93,1mm (-74,05%), respectivamente.

O período seco de 2012 apresentou registros de pancadas de chuva somente em novembro, que acumulou apenas 0,2mm durante todo mês, com desvio negativo de 95,59% em relação ao normal de 5,3mm. Também em 2012 o Estado do Ceará apresentou um desvio altamente negativo de 48,04%, considerando a pluviosidade normal anual de 751,8mm, adaptada ao período respectivo a 1993-2013 (Tabela 3), sendo a terceira seca mais severa do histórico pluviométrico levantado.

Tabela 3: Pluviosidade media acumulada para o município de Fortaleza ao longo do ano (1993-2013). Em comparação com acumulado de chuvas apenas nos mês de abril, correspondente ao período seco, e outubro, ao período chuvoso, assim como os desvios em relação aos valores normais estabelecidos para cada área.

		Ano	
		2012	2013
Ceará (anual)	Normal (mm)*	751,8	751,8
	Observado (mm)	390,6	517,5
	Desvio (%)	-48,04	-31,17
Fortaleza (anual)	Normal (mm)*	1420,8	1420,8
	Observado (mm)	959,1	702,1
	Desvio (%)	-32,50	-50,59
Fortaleza (mês abril)	Normal (mm)*	358,8	358,8
	Observado (mm)	93,1	172,1
	Desvio (%)	-74,05	-52,06
Fortaleza (mês outubro)	Normal (mm)*	3,35	3,35
	Observado (mm)	0,00	-
	Desvio (%)	-100,00	

Nota: * serie pluviométrica estabelecida de 1993 a junho de 2013; - não observado.

Já para o município de F, a seca mais severa desde 1993 foi em 2013, com 702,1mm (-50,59% de desvio em relação ao normal anual) (Tabela 3). Seguidos por 2010 com 770,5mm (-45,77%) e 2012 com 959,1mm (-32,50%).

5.2 Análises de nutrientes

Para as amostras ambientais (plumas marinhas de diluição amostradas) apenas fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amônia foram mensurados, sendo que apenas para nitrogênio total os valores foram acima dos limites de detecção dos métodos (Tabela 4). Para o nitrogênio total, tanto no período seco quanto no chuvoso, as amostras ambientais apresentaram concentrações consideravelmente inferiores frente as descargas pluviais (efluente) em todos os pontos (Tabela 4). Apenas para o ponto P2 no período seco observou-se uma diluição da concentração de nitrogênio total ao longo da corrente na pluma de diluição, com as concentrações diminuindo de 0m para 100m (Figura 7). Em nenhum outro ponto tal efeito de diluição foi notado.

Tabela 4: Distribuição de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total e amônia em cada amostragem (EFLU; 0mATR; 0m; 50m; 100m) em cada ponto (P1; P2; P3; P4). As colunas de coloração rosa são correspondes aos nutrientes avaliados no período seco. Enquanto que as colunas azuis são referentes as avaliações amostradas do período chuvoso.

ponto	amostra	Fosforo Total (mg P-PO ₄ ⁻³ /L)		Ortofosfato (mg P-PO ₄ /L)		Nitrogênio Total (mg N-NO ₃ /L)		Amônia (mg N-NH ₃ /L)	
		chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco	chuvoso	seco
P1 - Santos Dummond - verde	EFLU	0,44	0,40	0,43	0,36	7,22	10,24	4,47	4,20
	0m ATR	ND	ND	ND	ND	1,10	1,40	ND	ND
	0m	ND	ND	ND	ND	1,36	1,68	ND	ND
	50m	ND	ND	ND	ND	1,26	1,96	ND	ND
	100m	ND	ND	ND	ND	1,74	0,28	ND	ND
P2 - Serve Luz - azul	EFLU	1,86	1,55	1,15	1,46	9,98	12,34	9,02	7,00
	0m ATR	ND	ND	ND	ND	0,97	1,68	ND	ND
	0m	ND	ND	ND	ND	1,99	2,52	ND	ND
	50m	ND	ND	ND	ND	1,91	1,68	ND	ND
	100m	ND	ND	ND	ND	0,99	0,84	ND	ND
P3 - Estatuá Iracema - vermelha	EFLU	0,08	0,07	0,07	0,04	0,72	1,04	0,09	0,01
	0m ATR	ND	ND	ND	ND	1,19	1,40	ND	ND
	0m	ND	ND	ND	ND	0,32	0,28	ND	ND
	50m	ND	ND	ND	ND	0,99	1,12	ND	ND
	100m	ND	ND	ND	ND	0,59	1,12	ND	ND
P4 - Pescadores - amarelo	EFLU	4,91	0,75	1,23	0,58	5,93	17,91	0,28	8,40
	0m ATR	ND	ND	ND	ND	1,51	2,24	ND	ND
	0m	ND	ND	ND	ND	0,99	1,96	ND	ND
	50m	ND	ND	ND	ND	1,10	1,40	ND	ND
	100m	ND	ND	ND	ND	0,99	1,96	ND	ND

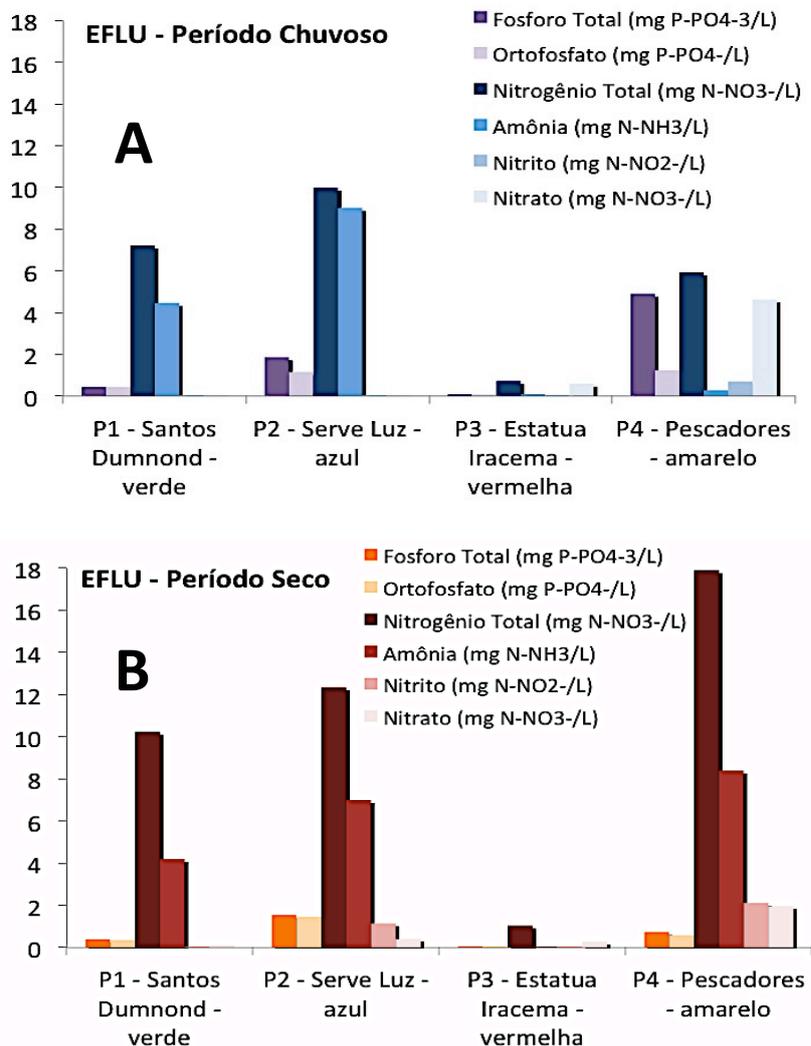
Nota: ND apresenta valores não detectáveis, ou seja, abaixo do limite de detecção metodológico ($\leq 0,01$ mg/L).

Já para os efluentes foi avaliado fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, amônia, nitrito e nitrato. Tanto para os pontos P1 e P3, a variação sazonal não afetou as concentrações dos nutrientes aportados pela drenagem urbana. No P1 apenas o nitrogênio total apresentou uma elevação de 29,49% na concentração (3,02mg/L) no período seco em relação ao chuvoso (Figura 6; Tabela 4).

Para o P2 no período chuvoso a amônia apresentou 90,38% de todo o valor dos compostos nitrogenados encontrados na drenagem (Figura 6A), já no período seco a amônia representou apenas 77,60%, com um maior incremento de nitrito e nitrato (Figura 6B). Para os nutrientes fosfatados no período seco, cerca de 94,19% de todo fósforo encontrado se deu na fração de ortofosfato (Figura 6B; Tabela 4). Já no período chuvoso houve uma redução na concentração de ortofosfato, uma vez que as concentrações de fósforo total em ambas estações climáticas foram muito próximas (Figura 6).

A sazonalidade influenciou drasticamente na concentração de todos os nutrientes amostrados no ponto P4. Houve um elevado incremento de nutrientes nitrogenados no período seco em relação ao chuvoso, sendo que o nitrogênio total aumentou cerca de 66,89% (11,98mg/L), com destaque para o nitrato que representou 77,90% do total de nitrogênio no período chuvoso (Figura 6A). Enquanto que no período seco houve uma inversão com a amônia representando 46,90% e nitrato com 10,94% da fração total (Figura 6B). Para os compostos fosfatados ocorreu o oposto aos nitrogenados no ponto P4, pois a concentração de fósforo total aumentou cerca de 84,72% (4,16mg/L) no período chuvoso em relação ao seco (Figura 6; Tabela 4). Essa brusca elevação não foi acompanhada pelo ortofosfato, uma vez que ambos períodos a concentrações foram próximas, porém no período seco esta fração representou cerca de 77,33% da fração total e no período chuvoso apenas 25,05% (Figura 6; Tabela 4).

Figura 6: Caracterização da drenagem pluvial (EFLU) frente aos nutrientes nitrogenados (nitrogênio total, amônia, nitrito e nitrato) e fosfatados (fosforo total e ortofosfato). A: caracterização do período chuvoso. B: caracterização do período seco.



A matriz de correlação de Pearson considerou apenas os nutrientes avaliados para a o EFLU (drenagem pluvial) nos quatro pontos, tanto no período seco como chuvoso, estabelecendo correlações entre as frações avaliadas (Tabela 5). A maior correlação positiva se deu entre o nitrogênio total e a amônia com 0,86 ($p=0,0060$). O fósforo total apresentou uma correlação positiva em relação ao ortofosfato ($p=0,0382$).

Tabela 5: Matriz de correlação dos nutrientes amostrados apenas na drenagem pluvial (EFLU). As significâncias estatísticas ($p \geq 0,05$) estão grifadas em amarelo e os valores das correlações de Pearson em azul, por serem correlações positivas.

		Fosforo Total	Ortofosfato	Nitrogênio Total	Amônia	Nitrito	Nitrato
Fosforo Total	correlação	1	0,73	0,08	-0,07	0,20	0,83
	p	-	0,0382	0,8444	0,8621	0,6383	0,0117
Ortofosfato	correlação	0,73	1	0,48	0,49	0,37	0,36
	p	0,0382	-	0,2278	0,2204	0,3653	0,3762
Nitrogênio Total	correlação	0,08	0,48	1	0,86	0,75	0,07
	p	0,8444	0,2278	-	0,0060	0,0320	0,8761
Amônia	correlação	-0,07	0,49	0,86	1	0,46	-0,29
	p	0,8621	0,2204	0,0060	-	0,2518	0,4865
Nitrito	correlação	0,20	0,37	0,75	0,46	1	0,44
	p	0,6383	0,3653	0,0320	0,2518	-	0,2763
Nitrato	correlação	0,83	0,36	0,07	-0,29	0,44	1
	p	0,0117	0,3762	0,8761	0,4865	0,2763	-

Uma concentração média da drenagem pluvial considerando as frações totais dos nutrientes avaliados foi proposta, para os quatro pontos da costa de Fortaleza, em cada estação pluviométrica. Sendo que as concentrações médias do período seco foram de 10,38mg/L de nitrogênio total e 0,69mg/L de fósforo total. No período chuvoso o nitrogênio total foi inferior 52,48% em relação ao seco, com 5,96mg N-N/L, enquanto que o fósforo total foi superior ao seco em 62,08%, apresentando 1,82mg P-PO₄⁻³/L (Tabela 6).

A média anual, agrupando ambos períodos pluviométricos, para o litoral de Fortaleza foi de 8,17mg N-N/L e 1,26mg P-PO₄⁻³/L (Tabela 6).

Tabela 6: Concentrações médias para os efluentes da drenagem pluvial, a cada nutriente avaliado (mg/L) nos períodos pluviométricos seco e chuvoso e uma media anual, considerando os quatro pontos avaliados no litoral de Fortaleza-CE.

Período Pluviométrico	Fósforo Total	Ortofosfato	Nitrogênio Total	Amônia	Nitrito	Nitrato
Chuvoso	1,82	0,72	5,96	3,47	0,20	1,74
Seco	0,69	0,61	10,38	4,90	0,82	0,69
Anual	1,26	0,67	8,17	4,18	0,51	1,14

5.3. Ferramentas ecotoxicológicas

A toxicidade aguda das águas de drenagem pluviais e das amostras ambientais foi determinada através da sobrevivência (%). No caso dos efluentes, estes foram diluídos para obter a CL₅₀, uma diluição em que apenas 50% dos organismos expostos tenham sobrevivido. Dois diferentes microcrustáceos e tempos de exposição foram utilizados, o *M. juniae* (CL₅₀-96h) e a *D. similis* (CL₅₀-48h). Portanto suas CL₅₀ não puderam ser agrupadas a fim de estabelecer um valor de referência para toxicidade

aguda (Figura 7). As amostras ambientais foram todas avaliadas pelo mesmo organismo (*M. juniae*) na concentração bruta, representando as reais características do ambiente marinho adjacente as saídas da drenagem pluvial.

A significância estatística de toxicidade para as amostras ambientais somente foi verificada quando a sobrevivência dos organismos na amostra foi igual ou menor que o controle (H_0), com o p ($\leq 0,05$) ajustado pela constante de Bioequivalência $B=0,79$ para o *M. juniae* e $B=0,86$ ao *L. variegatus* (GULLEY et al., 1991; GULLEY & WEST INC, 1996; BERTOLETTI et al., 2007).

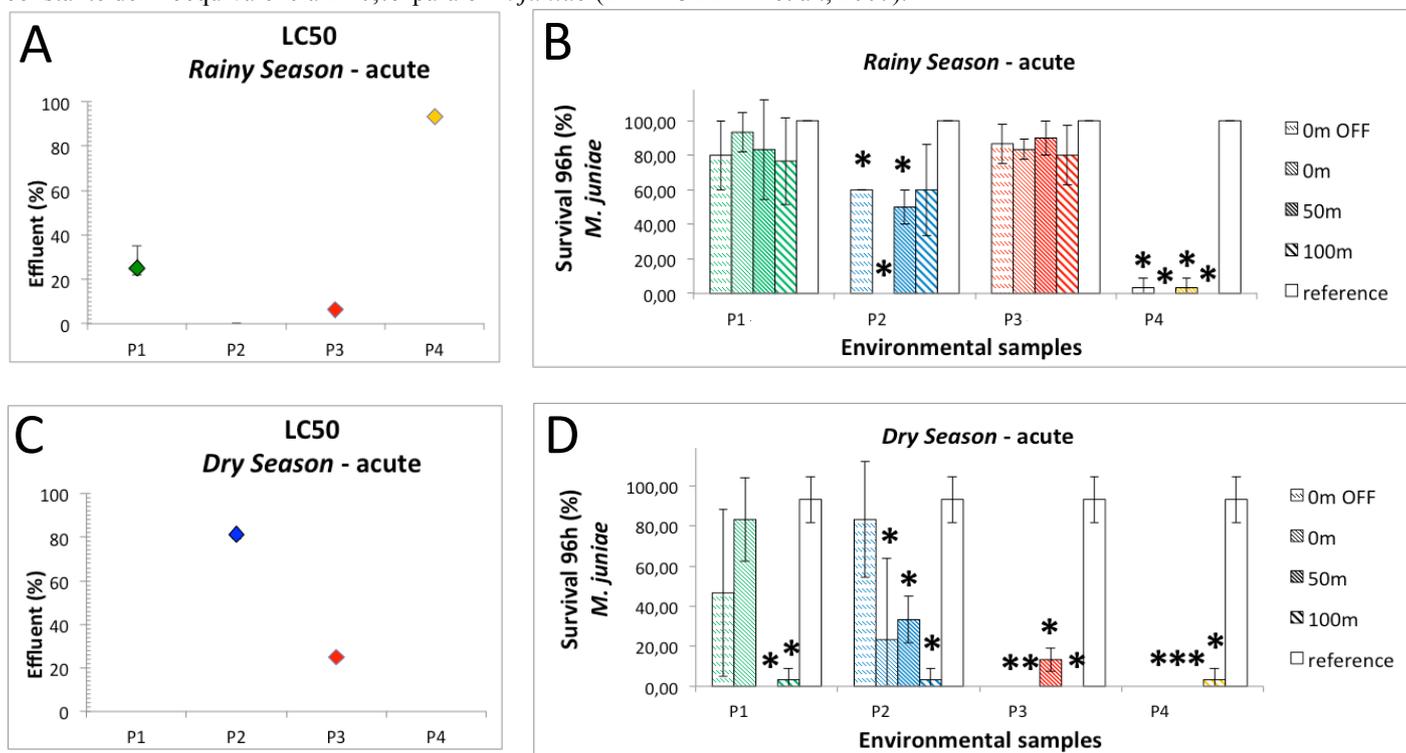
No período chuvoso, o ponto P4 foi considerado o de menor toxicidade, porém mesmo assim as amostras da pluma de diluição se apresentaram significativamente tóxicas (Figuras 7A e 7B). Já as amostras dos pontos P3 e P1 (EFLU) apresentaram toxicidade acentuada na drenagem, e nenhuma amostra ambiental foi considerada significativamente afetada. Em P2 a drenagem não apresentou toxicidade, enquanto que as amostras ambientais apresentaram (Figuras 7A e 7B).

No período seco, os pontos P1 e P4 não apresentaram toxicidade para a drenagem urbana, em contrapartida as amostras ambientais foram afetadas quanto à sobrevivência, sendo que todas as amostragens marinhas em P4 apresentaram mortalidade significativa (Figuras 7C e 7D). Os pontos P2 e P3 apresentaram correspondência quanto à toxicidade avaliada para o efluente pluvial e as baixas sobrevivências encontradas nas amostras marinhas adjacentes (Figuras 7C e 7D).

A drenagem pluvial do período chuvoso (*rainy season*) apresentou maior efeito sobre a sobrevivência da biota, uma vez que três dos quatro pontos amostrados apresentaram CL_{50} de efeito agudo (*acute*) (Figuras 7A e 7C). O efluente P3 do período chuvoso foi o mais tóxico com CL_{50-96h} de 6,25%, já o efluente menos tóxico foi o P4 com CL_{50-48h} de 93,33% (Figura 7A). Para o período seco (*dry season*) apenas os efluentes do ponto P2 (CL_{50-48h} 81,25%) e P3 (CL_{50-96h} 25,00%) apresentaram toxicidade.

Embora a drenagem urbana tenha sido mais tóxica no período chuvoso, isso não se refletiu na zona costeira adjacente aos efluentes da drenagem, pois a maioria das amostras ambientais tóxicas se deram no período seco (Figuras 7B e 7D), lembrando que as concentrações de nutrientes foram mais altas no período seco (Figura 6).

Figura 7: Associações entre a toxicidade aguda dos efluentes da drenagem urbana com as áreas de despejo marinhas adjacentes, sendo que os efluentes dos pontos P1, P2 e P4 foram determinados pela CL_{50} -48h com a *D. similis*, enquanto que o P3 foi determinado pelo *M. juniae* com CL_{50} -96h. A: os pontos coloridos representam as CL_{50} a drenagem pluvial a cada ponto no período chuvoso. B: sobrevivência das amostras ambientais para cada amostragem ao longo do pontos amostrados na orla de Fortaleza-CE durante o período chuvoso. C: as CL_{50} da drenagem pluvial durante o período seco. D: sobrevivência das amostras ambientais frente aos pontos avaliados no período seco. Nota: * representam diferença significativa, ou seja, $p \leq 0,05$ ajustado pela constante de Bioequivalência $B=0,79$ para o *M. juniae* (BERTOLETTI et al., 2007).



A toxicidade crônica foi avaliada apenas com uma espécie (embriões do ouriço-do-mar *L. variegatus*), tanto para os efluentes como para as amostras ambientais. A CE_{50} -24h foi determinada para as amostras da drenagem pluvial com metodologia uniforme a todos os pontos, possibilitando determinar valores de referência significativos para a toxicidade ambiental crônica nos efluentes pluviais urbanos despejados no litoral de Fortaleza (Figura 8; Tabela 7).

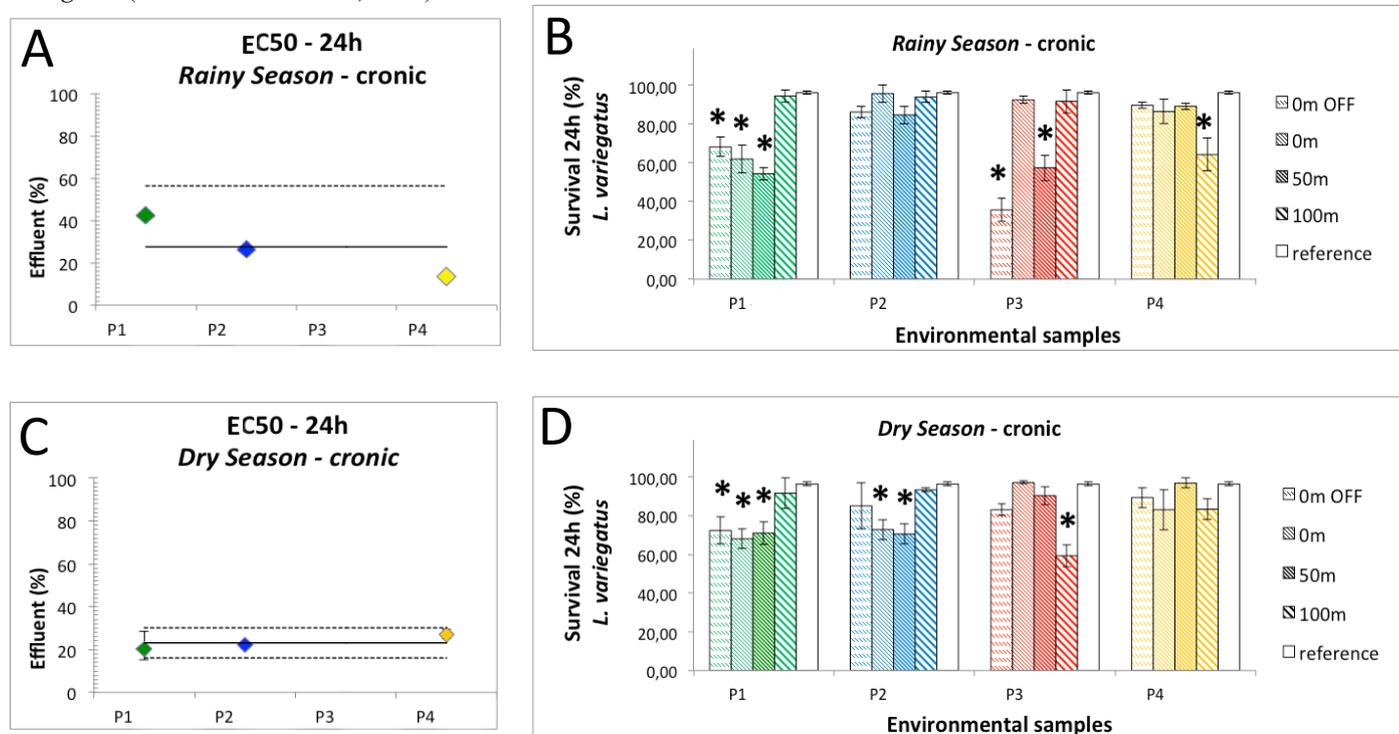
No período chuvoso, a drenagem urbana no ponto P1 se apresentou com a menor toxicidade crônica, enquanto que a drenagem de P4 apresentou a maior, com CE_{50} -24h de 13,72% (Figura 8A). Tanto em P1 como em P4, houve toxicidade na drenagem e nas amostras marinhas (Figura 8B). O ponto P2 apresentou toxicidade no efluente mas não nas amostras ambientais, diferente do ponto P3 que não apresentou toxicidade no efluente, mas apresenta nas amostras marinhas (Figuras 8A e 8B).

No período seco, o ponto P1 apresentou a maior toxicidade, enquanto que P4 apresentou a menor toxicidade com CE_{50} -24h de 26,99% (Figura 8C), sendo que o primeiro apresentou efeito tóxico coerente a drenagem e a pluma de diluição marinha. No ponto P2 também foi notada tal correspondência de ecotoxicidade (Figuras 8C e

8D). O ponto P3 não apresentou toxicidade no efluente, porém apresentou nas amostras ambientais, assim como ocorreu no período chuvoso (Figura 8).

A toxicidade da drenagem urbana frente às avaliações crônicas (*chronic*), tanto no período seco quanto no chuvoso, mostrou dados semelhantes, pois as amostras dos pontos P1, P2 e P4 se apresentaram tóxicas em ambos períodos pluviométricos, enquanto que P3 não apresentou toxicidade em nenhum dos períodos (Figuras 8A e 8C). A drenagem pluvial do período seco (*dry season*) apresentou-se apenas 16,08% mais tóxica que o período chuvoso (*rainy season*), sendo que os valores de referência para as avaliações ecotoxicológicas crônicas, assim como seus limites, ao litoral de Fortaleza se encontram na Tabela 7. Considerando a sazonalidade (chuvoso e seco), há pouca variação de toxicidade entre os efluentes da drenagem urbana, assim como há pouca variação entre as amostras ambientais (Figura 8). O efluente de P1 é o único que apresentou CE_{50} , tanto no período seco como no chuvoso, com respostas tóxicas as amostras ambientais para os mesmos períodos (Figura 8).

Figura 8: Associações entre a toxicidade crônica dos efluentes da drenagem pluvial urbana com as áreas de despejo marinhas adjacentes, sendo que os efluentes determinados pela CE_{50} -24h com a *L. variegatus*. A: os pontos coloridos representam as CE_{50} a drenagem pluvial a cada ponto, a linha contínua representa o valor de referência crônico ao litoral de Fortaleza-CE no período chuvoso. B: sobrevivência das amostras ambientais para cada amostragem ao longo dos pontos amostrados durante o período chuvoso. C: as CE_{50} da drenagem pluvial, sendo as linhas pontilhadas os limites máximos e mínimos dos valores de referência de toxicidade crônica durante o período seco. D: sobrevivência das amostras ambientais frente aos pontos avaliados no período seco. Nota: * representam diferença significativa, ou seja, $p \leq 0,05$ ajustado pela constante de Bioequivalência $B=0,86$ para o *L. variegatus* (BERTOLETTI et al., 2007).



O efluente P3 se apresentou altamente tóxico, tanto no período seco quanto no período chuvoso para as avaliações agudas, enquanto que as avaliações crônicas não houveram toxicidade em nenhum período amostral (Figura 7; Figura 8).

Para as diferentes amostragens marinhas o P4 apresentou menor sobrevivência para as análises agudas, já para as análises crônicas tais amostras apresentaram as maiores sobrevivências em ambos períodos pluviométricos (Figura 7; Figura 8).

O teste crônico apresentou pouca variação, entre os diferentes períodos, para as amostras ambientais (Figura 8). Diferentemente da avaliação aguda, a qual a sazonalidade foi determinante tanto para o comportamento da drenagem urbana quanto para as amostras marinhas (Figura 7).

Tabela 7: Valores de referência ecotoxicológicos para avaliações crônicas se utilizando do ouriço *L. variegatus*, para os efluentes da drenagem pluvial urbana ao longo da orla de Fortaleza-CE. Tanto no período chuvoso quanto no período seco, e um valor anual também foi estimado.

	Média CE ₅₀ -24h Drenagem Pluvial (%EFLU)
Período Pluviométrico (Season)	<i>L. variegatus</i> (lim. Max. - lim. Min.)
Chuvoso (Rainy)	27,54 (até 56,37)
Seco (Dry)	23,11 (30,14 - 16,08)
Anual (Yearly)	25,53 (44,71 - 5,94)

5.4. Balneabilidade

Segundo os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 274/2000, as praias são classificadas em quatro categorias diferenciadas: excelente, muito boa, satisfatória e imprópria, de acordo com as densidades de *E. coli* (Tabela 8).

Tabela 8: Valores de referência para contaminação fecal em águas de recreação de contato primário, ou seja, a balneabilidade. Referenciados pela Resolução CONAMA N° 274/2000 (BRASIL, 2000).

Categorias	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Enterococos (NMP/100mL)
Excelente	≤ 250a	≤ 200a	≤ 25a
Própria	Muito boa	≤ 500a	≤ 400a
	Satisfatória	≤ 1.000a	≤ 800a
Imprópria	> 1.000b	> 800b	> 100b
	> 2.500c	> 2.000c	> 400c

Nota: a em 80% das amostras; b em mais de 20% das amostras; c na última amostra.

A CAGECE foi responsável por ceder os dados de balneabilidade, através do NMP para *E. coli*. De maneira geral o período chuvoso apresentou maior contaminação fecal que o período seco, para orla de fortaleza (Tabela 9).

Apenas no ponto P1 o banho recreativo foi próprio em ambos os períodos, nos demais pontos a sazonalidade foi interferente, sendo a amostra marinha do ponto P3 a única considerada imprópria para o período seco (Tabela 9).

Os pontos P2 e P4, os quais apresentaram as maiores contaminações para ambos períodos pluviométricos, sendo considerados impróprios ao banho com 1012,3NMP/100mL e 2466,9NMP/100mL, respectivamente, no período chuvoso (Tabela 9).

Tabela 9: A balneabilidade avaliada na amostragem 0m, para cada ponto da orla de Fortaleza-CE, através do NMP de *Escherichia coli* ao longo dos períodos chuvoso e seco. Seguindo a classificação estabelecida pela Resolução CONAMA N° 274/2000 (BRASIL, 2000).

	Balneabilidade (<i>Escherichia coli</i>)		
	Período	(NMP/100mL)	Classificação
P1 - Santos Dummond - verde	Chuvoso	497,7	Satisfatória
	Seco	8,0	Excelente
P2 - Serve Luz - azul	Chuvoso	1012,3	Imprópria
	Seco	132,8	Excelente
P3 - Estátua Iracema - vermelha	Chuvoso	199,3	Excelente
	Seco	945,0	Imprópria
P4 - Pescadores - amarelo	Chuvoso	2466,9	Imprópria
	Seco	260,8	Muito Boa

5.5. Análises multivariadas

A matriz de correlação (Tabela 10), PCA (Figura 9) e análise de cluster (Figura 10) consideraram as correlações estabelecidas entre as variáveis físico-químicas (OD, pH, temperatura, salinidade), os nutrientes (nitrogênio total, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato) e variáveis de efeito tóxico (CL_{50} e CE_{50}) dos efluentes da drenagem urbana em todos os pontos ao longo do ano.

Os três primeiros eixos da PCA foram significativos estatisticamente, e explicaram 85,72% das variâncias, sendo que o eixo 1 representou sozinho quase metade das variações dos dados (Tabela 11). As variáveis que apresentam maior correlação com este eixo (*axis*) são os efeitos tóxicos e os nutrientes, com exceção da amônia e nitrato (Axis 1 - Figura 9). Tais associações são resultado das fortes correlações que os nutrientes estabelecem entre si (Tabela 5; Tabela 10). A única correlação estabelecida com a toxicidade se deu entre a CE_{50} e o nitrato, uma correlação positiva (Tabela 10). O eixo 2 mostra uma associação das variáveis físico-químicas avaliadas *in situ*, com exceção da salinidade que está correlacionada com o eixo 1 ($r_{\text{Pearson}} = -0,87$), esta última apresenta forte correlação antagônica com o aporte continental de nitrogênio total (Tabela 10). O eixo 3 está associado, principalmente, com as variâncias da amônia e do nitrato (Axis 3 - Figura 9).

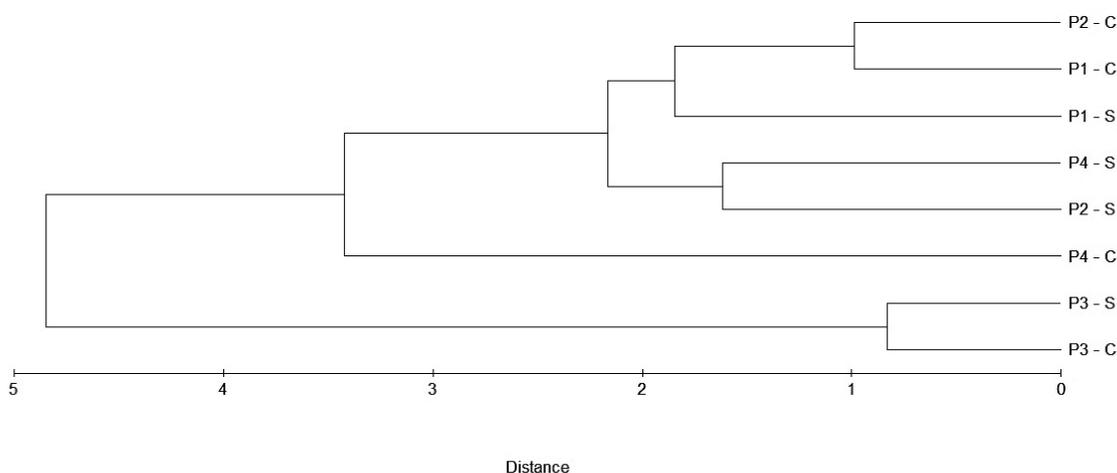
Tabela 11: Distribuição das % de variância para cada eixo (axis) e as % acumuladas ao longo dos eixos da PCA, gerada através de correlações entre as variáveis físico-químicas, os nutrientes e os efeitos tóxicos aos efluentes da drenagem pluvial. Os três primeiros eixos foram considerados significativamente estatísticos ($p < 0,05$), representando 85,72% das variâncias.

Axis	Eigenvalue	% of Variance	Cum. % of Var.	Broken-stick Eigenvalue
1	5.662	47.183	47.183	3.103
2	2.671	22.260	69.444	2.103
3	1.954	16.281	85.724	1.603
4	0.910	7.581	93.305	1.270
5	0.479	3.989	97.294	1.020
6	0.175	1.455	98.749	0.820
7	0.150	1.251	100.00	0.653

A matriz de dissimilaridade que melhor agrupou os pontos baseados no conjunto de dados (nutrientes, variáveis físico-químicas e efeitos tóxicos), foi pela média entre a distância das variáveis (agrupamento euclidiano). O agrupamento de maior similaridade se deu entre os efluentes do período chuvoso (C) e seco (S) no ponto P3, com mais de 80% de similaridade (Figura 10). Sendo estes, os efluentes mais distintos a todos os outros avaliados com menos de 20% de similaridade de outro grande subgrupo (P2-C, P1-C, P1-S, P4-S, P2-S, P4-C) (Figura 10).

Os efluentes do período seco chuvoso em P1 e P2 apresentam cerca de 80% de similaridade, já no período os efluentes P4 e P2 são os mais similares, aproximadamente 60% (Figura 10). O ponto P4 - C apresenta menos de 40% de similaridade em relação aos outros grupos de dados, sendo a segunda maior dissimilaridade (Figura 10).

Figura 10: Análise de cluster dos diferentes efluentes amostrados ao longo do litoral de Fortaleza-CE (P1 - P4) durante o período chuvoso (C) e seco (S). O agrupamento foi baseado numa matriz de dissimilaridade pelas media de distância de variação do conjunto de dados (agrupamento euclidiano).



6. Discussão

Por Fortaleza ser uma capital litorânea de grande interesse turístico, com alto grau de desenvolvimento urbano e atividades econômicas múltiplas, foi adequado utilizá-la como área de estudo para a contribuição tóxica da drenagem pluvial a zona costeira. Os 4 pontos amostrados representam um recorte adequado do litoral da cidade, sendo os mesmos delimitados pelos dois maiores complexos estuarinos do município e compreendendo as áreas de maior recreação turística (Tabela 1; Figura 2).

As amostragens das plumas marinhas também se mostram válidas no âmbito de evidenciar a diluição da carga pluvial aportada no ambiente praias, no sentido a favor da corrente (Figura 3). Uma vez que as correntes costeiras apresentaram uma constância de sentido ao longo do ano tanto no setor leste (P1 e P2) como no setor central (P3 e P4), com alterações sazonais apenas relacionadas a velocidade, mais intensa no período seco e mais amena no chuvoso (SILVA, 2009; PEREIRA, 2012). Geralmente galerias de drenagem apresentam volumosos aportes apenas em eventos pluviométricos, porém diversos outros aportes são contemplados pela malha de drenagem pluvial, como escoamentos da varrição e lavagem de ruas e calçadas, lavagem de pátios de estacionamentos, efluentes de construções e sobrecarga ou ligações irregulares do esgotamento doméstico (USEPA, 1993; O'REILLY et al., 2012). No caso, todos os quatro pontos apresentaram vazão durante o ano com drenagem superficial aparente da saída até contato direto com o mar, com exceção de P1 e P2 que na coleta de outubro (período seco) apresentaram-se quase totalmente soterrados devido ação das fortes marés.

Como o Ceará é caracterizado por um período seco e um chuvoso bem definido (LIMA, 1991), e a carga pluvial urbana ser, geralmente, proporcional à precipitação acumulada, os dados pluviométricos foram de fundamental importância para definir o comportamento das chuvas durante o ano. O normal observado para Fortaleza é muito superior ao Ceará (Tabela 2), isso se dá principalmente pela proximidade com a zona costeira (LIMA, 1991; SILVA & CASTRO, 2006), e também pelo fato da capital receber chuvas promovidas pelo levantamento orográfico de massas de ar no Maciço de Baturité, serra localizada entre o litoral e o sertão (XAVIER, 2001).

A quantidade total de chuvas acumuladas ao longo do ano recebe uma contribuição do período seco de apenas de 2,55%, sendo que ao longos dos anos esta contribuição varia muito pouco (Figura 5B). Já o período chuvoso corresponde a cerca de 72,24% de todo o normal acumulado (Figura 5A), variando muito de ano para ano.

Portanto o período chuvoso é o responsável por caracterizar se o ano será de alta ou baixa pluviosidade. O mês de abril ficou definido como sendo o de maior pluviosidade normal para F, enquanto que o mês de outubro é o de menor pluviosidade acumulada (Tabela 3).

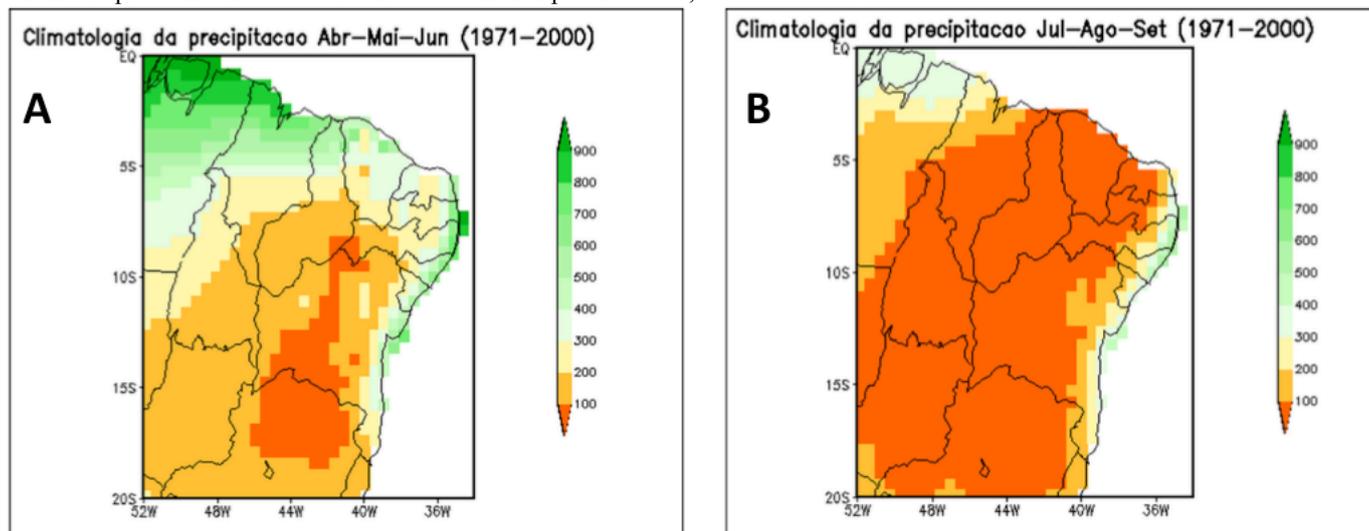
Em outubro de 2012 foi realizada a coleta que caracterizou o período seco, e em abril de 2013 a que apresentou o período chuvoso. Embora em 2012 tenha chovido mais que em 2013 no município de Fortaleza, o mês de outubro foi representativo para a estação seca, com nenhuma pancada de chuva nesse mês (Tabela 3).

Embora o ano de 2013 tenha se apresentado como um dos mais severos das últimas duas décadas em relação a falta de chuva (Figura 5A), o mês de abril obteve a maior pluviosidade em relação aos outros meses de 2013 e até mesmo em relação ao mês de abril do ano anterior (Tabela 3).

A Funceme estabeleceu uma climatologia de 1971 a 2000, definindo o trimestre de abril a junho como os de maiores chuvas (Figura 11A), enquanto que de julho a setembro se estabeleceu o período de maior seca (Figura 11B). Porém tal classificação foi estabelecida de maneira geral para o NE. Neste trabalho encontramos que em nível estadual (i.e., Ceará), o período chuvoso se dá pela quadra de fevereiro a maio, enquanto que o período seco ocorre, normalmente, entre agosto e novembro. Os autores Xavier (2001) e Silva & Castro (2006) também defendem os mesmos períodos para o Estado do Ceará.

Em suma, espera-se que a ausência de chuvas sobre a drenagem urbana (período seco) contribua para a concentração de contaminantes, enquanto que no período chuvoso um maior volume de água da chuva tenha maior capacidade de diluição. Vale lembrar que existem diversos outros escoamentos que são transportados pela malha de drenagem pluvial, independente das chuvas, como ligações irregulares de esgotos domésticos, por exemplo.

Figura 11: Pluviometria estabelecida pela Funceme (1971-2000) para a macrorregião Nordeste (NE), sendo as barras laterais indicando a coloração de acordo com a pluviosidade acumulada (mm). A: trimestre característico do período chuvoso. B: normais pluviométricos dos três meses de menor pluviosidade, caracterizando o trimestre seco.



A drenagem pluvial e as amostras ambientais para cada ponto foram caracterizadas quanto às concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados. Nos ambientes aquáticos tais caracterizações se mostram relevantes, uma vez que nutrientes são a base para o desenvolvimento das microalgas, fundamentais para manutenção da teia trófica dos ecossistemas aquáticos (AGUIAR et al., 2011; KACZALA et al., 2011; WIUM-ANDERSEN et al., 2013).

Correlações significativamente estabelecidas foram observadas entre as frações de fósforo total e ortofosfato, assim como entre o nitrogênio total, amônia e nitrito (Tabela 5), sendo possível estabelecer interações entre as diferentes frações dos nutrientes nitrogenados e fosfatados.

Dentre os pontos avaliados o EFLU do P4 foi o que apresentou maior variação pela influência da sazonalidade (Figura 6), sendo os compostos nitrogenados menores no período chuvoso, indicando uma possível diluição pela chuva. Já os compostos fosfatados foram acrescidos no período chuvoso (Figura 6). Tal amostragem apresentava claros sinais de saponificação. Detergentes tanto líquidos como em pó, usuais no dia-a-dia para limpeza geral e lavagem de roupa e louça, possuem 20-50% de surfactantes (moléculas de ação detergente que possuem fosfatos inorgânicos em suas composições), sendo considerado um rastreador de carga doméstica (VONSPERLING & CHERNICHARO, 2005). Assim a drenagem da água da chuva pode ter aportado grandes quantidades de surfactantes para este ponto. Num raio de três quadras em volta do ponto P4 foram estão instaladas três grandes lavanderias, áreas que usualmente se utilizam de grandes quantidades de surfactantes. Cerca de 30% dos fosfatos aportados

nos ambientes costeiros brasileiros são provenientes de surfactantes do aporte domésticos (PIVELI & KATO, 2005; PHOLING, 2009). Mallin et al. (2009) encontrou forte correlação na drenagem pluvial entre os surfactantes (detergentes) com os ortofosfato para drenagem em enseadas ao Sul da Carolina do Norte, costa leste dos EUA. Nesse caso, deve ser averiguado se tais instalações efetivamente contribuem para o aporte de contaminantes à praia, em especial no período chuvoso.

Lee e Bang (2000) caracterizaram os efluentes da drenagem pluvial urbana a diferentes frações de nutrientes, metais e compostos orgânicos, tanto no período seco como no chuvoso, sendo os pioneiros neste tipo de análise a tais efluentes. As amostras foram coletadas em canais/ bacias expostas de drenagem em diferentes pontos entre duas cidades do interior da Coréia do Sul, Taejon e Chongju. Áreas muito próximas a realidade de Fortaleza, pois a malha de drenagem urbana recebe diferentes efluentes de áreas com elevada concentração residencial associada à práticas comerciais diversas (escritórios, farmácias, supermercados, shoppings e restaurantes). A fim de comparar com outros locais, as concentrações anuais foram propostas para a drenagem pluvial urbana de Fortaleza (Tabela 6). A Coréia do Sul, também apresenta duas estações pluviométricas bem distintas (seca e úmida), a concentração de nitrogênio total da drenagem pluvial durante o período chuvoso (12,3mg N-N/L) foi consideravelmente superior 61,78% a do período seco (4,7mg N-N/L) (LEE & BANG, 2000). Assim como para o fósforo total, que no período chuvoso (10,2mg P-PO₄⁻³/L) apresentou uma concentração 45,09% superior em relação ao seco (5,6 mg P-PO₄⁻³/L) (LEE & BANG, 2000). No período chuvoso de Fortaleza os fósforo total também foi superior, em 62,08%, a concentração encontrada no período seco (Tabela 6). Diferente do encontrado na Coréia, o nitrogênio total do período chuvoso foi inferior 52,48% em relação ao seco a capital cearense (Tabela 6). Isso pode ter ocorrido devido ao efeito de diluição da chuva sobre o efluente, uma vez que diferentes nutrientes podem ser diluídos enquanto outros podem ser concentrados numa mesma drenagem (ROBERTS & PRINCE, 2010). Lewitus e col. (2008) encontraram, na Carolina do Norte (EUA) valores médios anuais bem abaixo aos encontrados em Fortaleza para amônia, com 0,08mg N-NH₃/L nos EUA e 4,18 mg N-NH₃/L para a capital cearense. A pluviosidade no estado americano é mais constante ao longo do ano, sendo o efluente mais dissolvido (LEWITUS et al., 2008; MALLIN et al., 2009). Além do que, existem programas de gestão de drenagem pluvial mais elaborados nos EUA envolvendo técnicas de percolação *in situ*, ou seja, o efluente da drenagem não é transportado e adensado por longas distâncias, sendo muito

eficientes na retenção de nutrientes (USEPA, 2009). Recentemente espécies vegetais foram avaliadas quanto à eficiência de retirada de nutrientes em canteiros adequados para receber a carga pluvial (*in situ*) (WHITE & COUSINS, 2013). A espécie cosmopolita *Juncus effusus* (Família Juncaceae) se apresentou a mais eficiente, fixando cerca de 28,5 g N-N/m² e 1,69g P-PO₄⁻³/m², porém tais taxas dependem de muitos fatores locais, e se o efluente avaliado for mais enriquecido em nutrientes fosfatados outras técnicas de remoção devem ser empregadas (WHITE & COUSINS, 2013).

Aguiar et al. (2011) encontraram valores anuais elevados de fósforo total para a drenagem pluvial do município de São Gonçalo-RJ aportados na Baía de Guanabara, variando de 37,66 a 66,83 µM P-PO₄⁻³, embora o autor afirme que tais níveis ainda estão dentro dos valores esperados para área, caracterizada pela alta urbanização e presença de indústrias.

Gallo et al. (2013) avaliaram o efluente pluvial no interior do Arizona, costa oeste dos EUA, característico de um clima semiárido com poucas chuvas ao longo do ano, muito próxima a realidade do nordeste brasileiro. Diferentes áreas de drenagem foram amostradas, desde áreas muito residenciais, até áreas mais comerciais, sendo que essas apresentaram os valores anuais para as frações solúveis do nitrogênio (1,0mg N-NH₃/L; 0,4mg N-NO₂⁻/L; 1,0mg N-NO₃⁻/L) mais próximos aos valores anuais encontrados para Fortaleza (4,18mg N-NH₃/L; 0,51 N-NO₂⁻/L; 1,14mg N-NO₃⁻/L) (Tabela 6). Efluentes de áreas comerciais geralmente sofrem contribuições difusas e não-contínuas, os quais apresentam valores de amônia inferiores, por esses serem mais significativos em aportes de esgoto bruto (GALLO et al., 2013). Portanto elevados valores de amônia nos efluentes da drenagem urbana, provavelmente podem ser provenientes de ligações inadequadas dos sistemas de esgotamento sanitário. Lee e Bang (2000) definem que em eventos de alta pluviosidade não precedido de outras chuvas, os efluentes da drenagem urbana carregam mais nutrientes que as chuvas posteriores, pois lixiviam acúmulos concentrados. No período seco a pluviosidade foi muito abaixo do normal (Tabela 3) e mais concentrada que o chuvoso (Figura 6), portanto a drenagem secundária não provenientes das chuvas, mas de outras atividades como a lavagem de rua, por exemplo, pode ter carregado esse excesso de nutrientes acumulados.

Uma ordem de relevância frente às contribuições de nutrientes para a drenagem foi estipulada, sendo: alta densidade residencial > baixa densidade residencial > área industrial > ligações irregulares de esgoto (LEE & BANG, 2000; LEE et al., 2002).

Mallin et al. (2009) concluíram, para o estado da Carolina do Norte (EUA), que dependendo da área drenada diferentes contribuições são incorporadas ao *runnoff* urbano. Tais autores estudaram três diferentes áreas, uma muito urbanizada, uma mais rural e outra mista, sendo que os nutrientes e a contaminação fecal estão mais associadas as áreas urbanas, enquanto que o transporte de matéria orgânica esta mais associado as áreas rurais. A malha pluvial de Fortaleza drena áreas altamente urbanizadas, com múltiplas atividades comerciais, industriais e portuárias, sendo passíveis a entrada de diversas fontes de nutrientes.

Diferente dos artigos discutidos até agora, em específico para nutrientes, as amostragens se deram em galerias expostas de drenagem, que recebem todo aporte pluvial das galerias e os transportam por um canal principal até o corpo receptor, sistema comum nos EUA (LEWITUS et al., 2008; MALLIN et al., 2009; ROBERTS & PRINCE, 2010; GALLO et al., 2013). A cidade de Santos, litoral paulista, é o mais conhecido exemplo brasileiro deste sistema por canais, sendo sete canais principais que recebem a drenagem do interior da cidade e dispõem no corpo receptor, no caso a Baía de Santos (AMBROZEVICIUS & ABESSA, 2008). Para o município de Fortaleza. o sistema de drenagem é em grande parte subterrâneo, e fragmentado em várias saídas na zonal praial da cidade (PEREIRA, 2012), portanto o despejo da drenagem pluvial (acrescido das diversas contribuições) ocorre diretamente no mar.

Pelo fato do contato direto entre o efluente e o ambiente marinho (zona de surfê altamente turbulenta), ocorre uma forte e imediata diluição, não sendo observado a transferência da carga de nutrientes ao longo das plumas de diluição marinha (ZHANG et al., 2013). Recentemente um estudo realizado com galerias pluviais de águas de degelo na China, encontrou relações entre a diluição de sais e nutrientes no efluente de drenagem, propondo que uma concentração elevada em pouco volume, quando em contato com um corpo receptor muito volumoso é instantaneamente diluída (ZHANG et al., 2013). Tal proposição pode explicar as diminutas concentrações das amostras ambientais marinhas, nem sendo detectadas para a maioria das frações avaliadas (Tabela 4), em relação aos nutrientes dos efluentes. Devido a alcalinidade da água salgada ($\text{ph} > 8$), a amônia passa ao estado não ionizado (NH_3 - gasoso) e tende a ser volatilizada, considerando assim que a concentração de amônia presente naturalmente em águas salinas sejam traço ($< 100 \mu\text{mol/L}$) (QUINN et al., 1996). Apenas no ponto P2, do período seco, a diluição se deu ao longo das amostragens marinhas seguindo o sentido da corrente, sendo que nos outros pontos pareceu haver diluição imediata (Tabela 4),

portanto não foi claro o padrão de diluição do efluente para as amostras ambientais, considerando apenas os nutrientes.

Lacerda et al. (2008) relatam que cerca de 11,1ton N-N/ano e 1,67ton P-PO₄⁻³/L são aportados pela drenagem pluvial no litoral da cidade de Fortaleza para a vertente do Rio Ceará a oeste. Já pela vertente do Rio Cocó, a leste, cerca de 79,3ton N-N/ano e 12,0ton P-PO₄⁻³/L. Esses autores ainda levantaram as diferentes fontes de aportes naturais e antrópicos para os nutrientes nitrogenados (N) e fosfatados (P), sendo que o aporte antrópico para a costa cearense é superior ao natural, sendo as atividades agrícolas e agropecuárias as principais responsáveis, seguidas pelo esgoto urbano e águas de drenagem. A drenagem urbana foi mais relevante no estuário do Rio Cocó de que no estuário do Rio Ceará, cerca de 3,1% do aporte terrestre de N e 1,6% do aporte de P ao ambiente estuarino do Rio Cocó vem da drenagem pluvial, diferente dos 1,4% e 0,4% para N e P, respectivamente (LACERDA et al., 2008). Isso se justifica pois a bacia do Rio Cocó se encontra quase toda dentro do município de Fortaleza, recebendo o aporte de diversas fontes difusas de efluentes urbanos (LACERDA et al., 2008; SILVA et al., 2009). Roberts e Prince (2010) também assumiram para o estuário de Chesapeake Bay, costa leste EUA, que grande parte do aporte de nutrientes de origem antrópica foi proveniente dos efluentes da drenagem pluvial.

No caso de P1 e P2 no período seco, em que as drenagens ocorreram em fluxo sub-superficial, a vazão pluvial foi carregada em ambiente arenoso, portanto possivelmente percolada em pequenas vazões de maneira vertical (O'REILLY et al., 2012). Apenas o nitrogênio total foi dimensionado, já que os outros três nutrientes avaliados nas amostras ambientais estavam abaixo do limite de detecção (Tabela 4). Porém em P2 se observa o efeito da diluição da drenagem no ambiente marinho, com redução da concentração de N-N ao longo da corrente (Tabela 4). De acordo com O'Reilly e colaboradores (2012) o fluxo laminar de nutrientes na drenagem pluvial, em sedimentos arenosos, somente ocorre em altas vazões, portanto neste ponto o despejo do efluente urbano se encontrou elevado, mesmo durante o período seco, o qual outras formas de escoamento devem ser amplamente aportadas nesta parte do sistema de drenagem.

A toxicidade do efluente de drenagem e das áreas marinhas ao entorno do despejo foram avaliadas através de bioensaios de ecotoxicidade, tanto pelo efeito tóxico agudo quanto pelo efeito crônico (Figura 7 e Figura 8, respectivamente).

As avaliações agudas não apresentaram correspondência entre a toxicidade do efluente da drenagem pluvial urbana frente as amostras ambientais das plumas de diluição marinha, em nenhum dos períodos. Enquanto o período chuvoso apresenta 3 dos 4 EFLU avaliados tóxicos e uma média geral de apenas 26,67% de mortalidade nas amostragens marinhas, no período seco apenas 2 dos 4 efluentes apresentam efeito e uma média geral de 81,67% de mortalidade das amostras marinhas (Figura 7). O exemplo máximo dessa falta de relação entre a toxicidade aguda do EFLU e da pluma, se deu no ponto P3 - C, o qual apresentou as maiores variações de efeito agudo. Esse foi caracterizado como a drenagem mais tóxica, enquanto que as respectivas amostras marinhas foram às de maiores sobrevivência (Figuras 7A e 7B). Avaliações agudas quantificam a carga tóxica total encontrada numa amostra, portanto as condições previas a qual as águas da drenagem estavam expostas podem ser completamente diferentes das condições e pressões do ambiente marinho.

Vale ressaltar que diferentes organismos foram utilizados nas análises agudas para os efluentes, utilizando *D. similis* para os pontos de água doce P1, P2 e P4; e *M. juniae* para o EFLU salobro do ponto P3, isso se deu pela elevada salinidade observada durante as coletas, em ambos períodos pluviais (Anexo 1). A galeria de saída em P3 é a mais próxima ao mar (Tabela 1), recebendo influência direta das variações de maré mesmo em baixa mar, podendo explicar tal salinidade.

As avaliações crônicas se utilizaram do mesmo organismo o *L. variegatus* para avaliar o EFLU da drenagem, em todos os pontos, assim como para as amostras marinhas, uma vez que todas as amostras foram salinizadas a 35. O fato das CE_{50} serem determinadas pela mesma espécie permitiu agrupamentos significativos (USEPA, 2002), gerando valores médios de referência (Tabela 7). Embora as avaliações de efeito crônico não apresentem, ponto-a-ponto, uma correspondência clara entre a descarga e a zona de diluição marinha, as CE_{50} médias do período seco e chuvoso não apresentam variação significativa, acompanhando as amostras das plumas marinhas que também não apresentam variação (média geral de 77,95% de sobrevivência no período chuvoso e 81,63% no período seco). Existem poucos trabalhos que abordam a contribuição da drenagem urbana sobre a zona costeira próxima, considerando apenas o ponto de vista ecotoxicológico. Essa escassez de trabalhos é ainda maior para os ecossistemas tropicais. Tixier et al. (2011) comentam que avaliações físico-químicas associadas a carga de nutrientes podem ajudar a estabelecer paralelos de como essa transferência de compostos tóxicos podem ocorrer para os ambientes marinhos.

A única correlação estatisticamente significativa entre os vários nutrientes amostrados e as análises ecotoxicológicas do efluente da drenagem urbana, tanto aguda como crônica, se estabeleceu entre o nitrato e as CE_{50} (Tabela 10). O ponto P4 - C foi um expoente frente às concentrações de nutrientes, com valores elevados de nitrato e fósforo total (Figura 6) e a maior toxicidade crônica (Figura 8A). Também nessa amostragem foi registrada a menor concentração de oxigênio dissolvido (Anexo 1), sendo próximos aos valores encontrados em efluentes urbanos eutrofizados, ou seja, rico em nutrientes (WIUM-ANDERSEN et al., 2013). Recordando que durante tal amostragem o efluente se apresentou excessivamente saponificado, com a presença de bolhas de sabão ao longo da saída de drenagem. Embora não confirmada a conexão direta, há a suspeita de contribuição clandestina de três lavanderias que atuam próximas ao despejo do efluente.

A drenagem pluvial do ponto P3 apresentou-se altamente tóxica para as avaliações agudas, tanto no período seco quanto no período chuvoso, enquanto que avaliações crônicas não apresentaram nenhum efeito em nenhum dos períodos pluviométricos. A elevada salinização das amostras de EFLU para realização do bioensaio crônico com ouriço pode ter resultado na imobilização de alguns contaminantes ou modificações nas suas espécies químicas, diminuindo a toxicidade. Uma vez que houve alteração de diversos parâmetros físico-químicos como salinidade, pH e condutividade.

Gillis (2012) avaliou a toxidade da descarrega da drenagem pluvial em mexilhões, na região dos Grades Lagos, Ontario-Canadá, assim como a concentração de metais pesados em seus tecidos. A autora conseguiu encontrar relação entre a concentração de metais nos bivalves em eventos de precipitação, quando os metais estão mais biodisponíveis na coluna da água. Os efeitos de toxidade não foram muito claros, uma vez que é difícil identificação dos efeitos observados frente as múltiplas vias de aporte da drenagem urbana (GILLIS, 2012).

Bartlett et al. (2012) utilizaram a *Hyalella azteca* (antípoda dulcícola) para avaliar a toxidade de sedimentos em lagoas e canais de drenagem pluvial no Canadá, assim como concentrações de metais pesados, HPA e salinidade (drenagem de neve derretida). Embora os HPA e os metais sejam carreados e concentrados ao longo da pluma de drenagem e depositado por sobre os sedimentos, estes não foram correlacionados com a toxidade (BARTLETT et al., 2012). Porém os íons cloretos, que

não apresentavam concentrações tão elevadas, foram diretamente associados com a toxicidade nas amostras de sedimentos da drenagem pluvial (BARTLETT et al., 2012).

Carr e colaboradores (2008) apresentaram um desenho experimental muito próximo ao seguido neste trabalho, pois o efluente urbano foi amostrado no local do despejo (saída da malha de drenagem), assim como as amostragens da plumas marinhas adjacentes. Porém, ao invés de amostrarem até 100m ao longo da pluma de dispersão, os autores amostraram 2Km a dentro do Golfo do México, Texas-EUA. A caracterização se deu através de avaliações físico-químicas, efeitos tóxicos (embriões do ouriço *Arbacia punctulata*) frente às águas superficiais e intersticiais ao sedimento, e ainda efeitos sobre a comunidade bentônica. A drenagem pluvial afetou todos os parâmetros, porém as maiores correlações se deram entre as toxidades encontradas nas águas intersticiais em relação aos efeitos sobre as populações de organismos bentônicos (CARR et al., 2008). Tais correlações foram mais claras entre o compartimento sedimento de que na coluna da água, possivelmente devido ao maior tempo de residência dos contaminantes neste, expressando respostas mais claras (CARR et al., 2008).

Tixier et al. (2011) propõe uma tríade de avaliação de sedimento com oligoquetas, especificadamente refinada para lagoas e canais da drenagem pluvial urbana, evitando assim inconclusão dos dados ecotoxicológicos observados.

As avaliações de balneabilidade foram obtidas apenas para as amostras marinhas, sendo amostradas a cada ponto apenas em 0m, amostragem ambiental localizada na interação da descarga do efluente com o mar (Figura 3). Portanto correlações não puderam ser estabelecidas entre a contribuição direta de *E. coli* dos EFLU aos valores NMP encontrados as amostras ambientais. Porém interessantes associações foram feitas entre a concentração de *E. coli* e os efeitos tóxicos nas amostras ambientais.

As amostras que foram consideradas impróprias a balneabilidade apresentaram valores acima de 800NMP/100mL (BRASIL, 2000). Apenas o P1 não apresentou restrição ao banho recreativo humano, em nenhum dos dois períodos pluviométricos amostrados (Tabela 9). A amostragem 0m no ponto P2 apresentou contaminação fecal apenas no período chuvoso (Tabela 9), tal amostragem teve 100% de mortalidade frente a análise aguda no mesmo período (Figura 7B), enquanto que a toxicidade crônica foi significativa apenas no período seco (Figuras 7 e 8). A amostragem marinha do ponto P3 foi considerada imprópria em relação à balneabilidade apenas durante o período

seco. No mesmo período, as mesmas amostras apresentaram efeito agudo significativo em P3, já no período chuvoso nenhuma amostragem teve efeito tóxico letal.

A pior balneabilidade se deu no período chuvoso do ponto P4 (Tabela 9). Este mesmo ponto apresentou os maiores efeitos tóxicos a sobrevivência das comunidades aquáticas marinhas, nos períodos seco e chuvoso (Figuras 7B e 7D). A amostragem 0m não apresentou efeito crônico em nenhum período pluviométrico em P4 (Figura 8B e 8D). O efluente do ponto P4 amostrado no período chuvoso apresentou a fração mais representativa de nitrato, nutriente que favorece a afloração de microrganismos (LEWITUS et al., 2008; KACZALA et al., 2011; WIUM-ANDERSEN et al., 2013). Embora a determinação de *E. coli* não tenha sido realizada para os efluentes, tal amostragem pode ter contribuído para o enriquecimento de FIB (bactérias indicadoras de contaminação fecal (*fecal indicator bacteria* - FIB), no Brasil comumente chamadas de bactérias termotolerantes. O aporte pluvial das 4 maiores áreas estuarinas da Califórnia foram avaliadas frente as FIB e frações dos nutrientes, sendo que a maior correlação significativa se estabeleceu entre os coliformes termotolerantes e o nitrato, por este ser a fração biodisponível a toda cadeia trófica aquática (REIFFEL et al., 2009). Fortaleza apresenta apenas 60% de coleta de esgoto, assim ligações irregulares são comuns a drenagem urbana, podendo estes esgotos clandestinos contribuírem com o acúmulo de nutrientes, resíduos sólidos e FIBs (PEREIRA, 2012).

No início dos anos 2000, um trabalho pioneiro em Fortaleza determinou as concentrações de FIBs nas saídas da drenagem pluvial e nos pontos marinhos a frente na Enseada de Iracema. Tal trabalho encontrou balneabilidade muito boa nas amostras marinhas (301,73 NMP *E. coli*/100mL) e satisfatória aos efluentes (559,47 NMP *E. coli* /100mL) (VIEIRA et al., 2002).

No presente trabalho, o período chuvoso apresentou as maiores concentrações de *E. coli* nas amostragens marinhas em P1, P2 e P4, sendo que nos dois últimos pontos excedeu os limites da legislação brasileira (BRASIL, 2000). Pereira (2012) discute que durante o período chuvoso em Fortaleza, é mais comum ocorrer descargas irregulares de esgoto no sistema de drenagem pluvial, o que pode contribuir ativamente para a perda da balneabilidade costeira. Vieira et al. (2011) afirmam que o efluente das galerias pluviais urbanas apresentam-se como fontes pontuais de poluição de origem fecal para as praias da zona costeira de Fortaleza, após terem analisado as concentrações de FIBs nos efluentes, nas amostras marinhas adjacentes e nos sedimentos lavados pela drenagem.

Araújo et al. (2011) também encontraram maiores concentrações de FIBs no período chuvoso de que no seco, em diferentes praias da região metropolitana de Natal, capital do RN. Sendo que as piores áreas de balneabilidade estavam associadas à desembocadura de rios, saídas de redes de drenagem e de esgotamento sanitário que afluíam nas praias. Cardonha et al. (2004) também associaram o escoamento de águas pluviais da área urbana de Natal, como uma das principais fontes no aporte de FIBs, sendo estas responsáveis por uma parcela significativa da poluição observada as águas costeiras.

Schiff et al. (2003) encontraram que as amostras marinhas da Baía de Santa Monica, Califórnia-EUA, que mais se distanciavam do enquadramento normativo proposto pelos órgãos ambientais americanos, foram os próximos às galerias pluviais, principalmente após eventos pluviométricos.

Reiffel et al. (2009) observaram que FIBs provenientes do aporte da descarga pluvial em áreas estuarinas, durante o período seco, reduziram consideravelmente em altas salinidades (32-33), com o tempo de decaimento de 3 dias na costa oeste dos EUA. Já no período chuvoso, o qual o ambiente estuarino se encontra com menores salinidades (28-30), o aporte de coliformes termotolerantes foi menor, porém a taxa de decaimento bacteriano foi superior, cerca de 2 dias. Sendo assim, a salinidade é um importante fator de decaimento em regiões temperadas (REIFFEL et al., 2009). As FIBs carregadas pela drenagem pluvial geralmente conseguem sobreviver pelas primeiras 24-48h após entrarem em contato com o ambiente marinho (HE & HE, 2008), na realidade de Fortaleza, localidade próxima ao Equador, a intensidade solar (UV) e a salinidade são os principais fatores de decaimento das FIB na zona costeira (PEREIRA, 2012), além dos processos de diluição, promovidos pelas ondas e correntes.

He & He (2008) apresentam uma metodologia de amostragem aos efluentes da drenagem muito semelhante a apresentada aqui, porém exclusivamente focada na contaminação fecal. Tal trabalho encontrou transporte de bactérias de contaminação fecal não somente pelo canal de drenagem analisado, mas ao longo da zona de dispersão marinha na cidade de São Diego, Califórnia-EUA, de até 90m metros no sentido das correntes, afetando assim a qualidade da água marinha recreativa das praias adjacentes às drenagens. Ainda discute que a geomorfologia da praia, distância do canal de saída, velocidade e direção do vento, altura da maré, altura das ondas, chuvas e o lapso temporal entre as chuvas são os principais fatores que afetam a distribuição da drenagem pluvial (HE & HE, 2008).

Recentemente outros indicadores de contaminação de contaminação fecal, começaram a serem utilizados na avaliação da drenagem pluvial, como os marcadores moleculares que apresentam maiores especificidade aos dejetos humanos (SIDHU et al., 2013). Os genes das bactérias *Bacteroides* sp. e *Methanobrevibacter smithii*, são os principais marcadores utilizados para avaliar a balneabilidade atualmente, assim como os genes dos poliomavírus humanos (HPyVs) (SIDHU et al., 2013).

As análises multivariadas estabelecidas neste estudo, se deram através de uma PCA e uma análise de cluster. Vialle et al. (2011) se utilizaram da mesma abordagem estatística integrando variáveis de composição iônica, parâmetros físico-químicos e a carga microbiológica de FIB, para a água da chuva que cai sobre os telhados no sudoeste da França.

Os efluentes da drenagem pluvial de maior variação dentre as avaliações ecotoxicológicas durante os períodos pluviométricos chuvoso e seco, foram os amostrados no ponto P3, com elevada toxicidade nas CL_{50} e nenhum efeito nas CE_{50} (Figuras 7 e 8, respectivamente). As drenagens avaliadas em P3 apresentaram as menores concentrações a todos os nutrientes, e pouquíssima variação entre as concentrações ao longo do ano (Figura 6). Este foi o único efluente que apresentou salinidade elevada (28) em ambas sazonalidades (Anexo 1), assim os efluente do P3 - C (chuvoso) e P3 - S (seco) foram os que apresentaram menor variação ao longo dos períodos chuvoso e seco, sendo os de maior similaridade de variação frente às diferentes variáveis avaliadas (Figura 10). Todos os outros dados apresentaram variações ao longo das estações pluviométricas, uma vez que os efluentes de P3 são os mais distintos dos outros EFLU (Figura 10).

O efluente do P4 - C foi o único a apresentar o nitrato como uma fração nitrogenada significativa (Figura 6) e com maior disparidade ecotoxicológica, menor toxicidade aguda e a pior toxicidade crônica (Figuras 7A e 8A). Tais fatos podem explicar a grande dissimilaridade frente aos outros agrupamentos amostrados (Figura 10). Sendo o P4 - C esta amostragem a menos representativa da real drenagem urbana aportada pelo município de Fortaleza.

Os efluentes da drenagem urbana de P1 - C e P2 - C, apresentam toxicidade muito próxima, aguda e crônica, assim como as concentrações de nutrientes. Tais amostragens possuem cerca de 80% de similaridade entre si (Figura 10), ou seja, ao longo da estação chuvosa os efluentes P1 como P2 apresentaram as variações mais

próximas, tal fato pode estar relacionado com o fato de ambos estarem localizados na mesma praia, sujeitos as mesmas condições (Praia do Futuro - área exposta).

As variações de toxicidade no período seco para os efluentes de P2 e P4 são muito próximas (Figuras 7C e 8C). Embora em concentrações diferentes, as variações entre as frações totais e as frações dissolvidas dos nutrientes foram similares, com P4 -S o efluente mais concentrado dentre todas as outras amostragens (Figura 6).

Embora o compartimento sedimento da drenagem pluvial não tenha sido avaliado por este trabalho, sabe-se que diversos contaminantes podem estar associados aos sedimentos carreados pela drenagem pluvial sendo liberados ao longo do tempo, dependendo de eventos de ressuspensão ou variações físico-químicas (JARTUN et al., 2008). Foram encontradas relações entre diversos contaminantes e a matéria orgânica nestes sedimentos na maior área portuária da Noruega, norte europeu. Jartun et al. (2008), além de salientarem sobre a importância do tipo de ambiente drenado, alto ou baixo grau de uso antrópico, para caracterização do efluente de drenagem, também ressaltam que a dispersão deste efluente depende das atividades desenvolvidas nas áreas drenadas. Portanto no presente estudo, a qual as amostragens ambientais foram realizadas na zona de arrebentação (0m; 50m; 100m), os sedimentos carreados pela drenagem, podem ter sido ressuspensos e assim ter contribuído com os efeitos tóxicos observados ao longo das plumas de diluição.

A contribuição por deposição atmosférica tanto na drenagem quanto no ambiente marinho não foi avaliada, porém Lacerda et al. (2008) dimensionaram, para nutrientes nitrogenados (N) e fosfatados (P), que a deposição atmosférica natural é a menor das fontes e contaminação de N e P para os diferentes estuários do Ceará. A Baía de Guanabara-RJ tem uma malha estuarina muito maior que a de Fortaleza e é mundialmente conhecida pelo seu alto grau de eutrofização, e mesmo nesse contexto o aporte de nutrientes pela interface ar/água é mínima, sendo que a própria Baía exporta amônia do ambiente marinho para a atmosfera (GUIMARÃES & MELLO, 2006). Cavalcante et al. (2008) avaliaram contaminantes orgânicos (HPAs) durante eventos de precipitação em Fortaleza, e encontraram que os fluxos de deposição da água da chuva são consideravelmente inferiores a outras áreas densamente urbanizadas do Hemisfério Norte. Metais pesados associados aos sedimentos da Baía de Guanabara-RJ, estuário que recebe diferentes aportes, dentre eles o pluvial urbano, apresentou as maiores variações de mobilidade de partição geoquímica, para a coluna da água, associados aos diferentes regimes pluviais, sendo a estação chuvosa muito mais importante no que diz

respeito à variação no total de concentrações e fracionamentos geoquímicos (FONSECA et al., 2013). No caso de Fortaleza essa contribuição parece ser muito irrelevante, levando em conta o regime de ventos influenciados pelos Alísios (LACERDA et al., 2008).

Desde 2005 o Brasil passou a estabelecer valores de referência, ou seja, valores naturais estabelecidos como normais as águas interiores e marinhas (BRASIL, 2005). As águas amostradas por este trabalho foram enquadradas de acordo com seus usos pela Resolução CONAMA 357/2005. Tal normativa preconiza que o enquadramento deve atender às necessidades da comunidade, e não às condições a que estão atualmente sujeitas (BRASIL, 2005). Como todas as amostras de água, tanto os EFLU liberados diretamente na areia das praias como as amostras ambientais coletas na zona de surfe, oferecem contato direto e possibilidades de atividades recreativas, estas foram classificadas como de contato primário, passíveis de balneabilidade (BRASIL, 2000).

Os efluentes de drenagem sofreram enquadramentos diferentes, uma vez que o EFLU do ponto P3 apresentou elevada salinidade em ambos períodos pluviométricos, sendo enquadrado como água salobra de classe I (contato primário) (Tabela 12). Os demais efluentes (P1, P2 e P4) foram caracterizados como água doce de classe II (contato primário) (Tabela 13). As amostras ambientais marinhas (0mATR; 0m; 50m; 100m) foram enquadradas como águas salinas de classe I (balneabilidade) (Tabela 14).

Tabela 12: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 375/2005, específicos para o enquadramento de água salobra de classe I (BRASIL, 2005).

Água Salobra Classe I - contato primário (balneabilidade)	Valores Referência
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	≤ 1.000a*
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	≤ 800a*
Efeito Ecotoxicológico	ausente
OD	> 5 mg/L
pH	6,5 a 8,5
Fósforo Total	0,124 mg P-PO ₄ ⁻³ /L
Ortofosfato	0,062 mg P-PO ₄ ⁻ /L
Nitrogênio Total	1 mg N-N/L
Amônia	0,4 mg N-NH ₃ /L
Nitrito	0,07 mg N-NO ₂ ⁻ /L
Nitrato	0,4 mg N-NO ₃ ⁻ /L

Nota: * para recreação de contato primário (balneabilidade) deverá ser obedecida a Resolução No 274/2000 (BRASIL, 2000); ^a em 80% das amostras

Tabela 13: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 375/2005, específicos para o enquadramento para água doce de classe II (BRASIL, 2005).

Água Doce Classe II - contato primário (balneabilidade)	Valores Referência
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	≤ 1.000a*
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	≤ 800a*
Efeito Ecotoxicológico	ausente
OD	> 5 mg/L
pH	6,0 a 9,0
Fósforo Total	0,05 mg P-PO ₄ ⁻³ /L
Ortofosfato	< 0,05 mg P-PO ₄ ⁻³ /L
Nitrogênio Total	13,0 mg N-N/L
Amônia	2,0 mg N-NH ₃ /L
Nitrito	1 mg N-NO ₂ ⁻ /L
Nitrato	10 mg N-NO ₃ ⁻ /L

Nota: * para recreação de contato primário (balneabilidade) deverá ser obedecida a Resolução No 274/2000 (BRASIL, 2000); ^a em 80% das amostras

Tabela 14: Valores normativos estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 375/2005, específicos para o enquadramento a águas salinas de classe I (BRASIL, 2005).

Água Salina Classe I - contato primário (balneabilidade)	Valores Referência
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	≤ 1.000a*
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	≤ 800a*
Efeito Ecotoxicológico	ausente
OD	> 6 mg/L
pH	6,5 a 8,5
Fósforo Total	0,062 mg P-PO ₄ ⁻³ /L
Ortofosfato	0,031mg P-PO ₄ ⁻³ /L
Nitrogênio Total	1 mg N-N/L
Amônia	0,4 mg N-NH ₃ /L
Nitrito	0,07 mg N-NO ₂ ⁻ /L
Nitrato	0,4 mg N-NO ₃ ⁻ /L

Nota: * para recreação de contato primário (balneabilidade) deverá ser obedecida a Resolução No 274/2000 (BRASIL, 2000); ^a em 80% das amostras

No objetivo de caracterizar ‘holisticamente’ o efluente da drenagem pluvial urbana de Fortaleza-CE, foi proposto o quadro a seguir (Tabela 15), o qual sinaliza (X) quando os valores observados as amostragens de EFLU neste estudo foram diferentes aos valores normativos estabelecidos pelo enquadramento proposto em cada

amostragem, seguindo as variáveis estabelecidas pela CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Tabela 15: Efeitos observados a cada variável avaliada ao longos de quatro pontos (P1 a P4), durante os períodos chuvoso (C) e seco (S), de acordo com os enquadramentos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Quando o efeito observado pela variável foi destoante do normalizado pela legislação, esta foi caracterizada como de efeito naquela amostra ('X').

Enquadramento CONAMA 357/2005 [∞]	Efluentes da Drenagem Pluvial Urbana - Fortaleza-CE							
	P1 - C	P1 - S	P2 - C	P2 - S	P3 - C	P3 - S	P4 - C	P4 - S
	água doce - classe II		água doce - classe II		água salobra - classe I		água doce - classe II	
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)*	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)*	-	-	-	-	-	-	-	-
Efeito Ecotoxicológico†	X	X	X	X	X	X	X	X
OD (mg/L)	X	X	X	X	X	X	X	X
pH								
Fósforo Total (mg/L)	X		X				X	
Ortofostato (mg/L)	X	X	X	X	X		X	X
Nitrogênio Total (mg/L)						X		X
Amônia (mg/L)	X	X	X	X				X
Nitrito (mg/L)				X				X
Nitrato (mg/L)					X			

Nota: - não houve avaliação; [∞] (BRASIL, 2005); * recreação de contato primário (balneabilidade) deverá ser obedecida a Resolução No 274/2000 (BRASIL, 2000); † efeito tóxico agudo (CL₅₀) e/ou crônico (CE₅₀).

Considerando o número de efeitos possíveis ao longo do ano, levando em conta as 8 amostragens (4 por período pluviométrico) pelas 9 variáveis mensuradas (72 possíveis efeitos ao todo), em relação ao número de efeitos observados (Nº de 'X' marcados na tabela - 36 ao todo), o efluente da drenagem pluvial urbana de Fortaleza apresenta 50% de efeito negativo frente aos parâmetros normalizados pela CONAMA 357/2005 (Tabelas 12, 13 e 14). Considerando apenas as avaliações em cada período pluviométrico (apenas 4 amostragens multiplicadas pelas 9 variáveis - 36 possíveis efeitos por estação pluvial), o efluente não apresentou variação sazonal, apresentando 18 efeitos negativos no período chuvoso e, também, 18 efeitos negativos observados no período seco (Tabela 15).

Dentre as capitais brasileiras, Fortaleza, é uma das que mais se desenvolveu na última década, e para acompanhar tal desenvolvimento vem planejando diversas obras de infra-estrutura urbana, principalmente sobre o saneamento, sendo que o manejo das águas pluviais de drenagem faz parte de tal plano (LEMOS, 2011; CAGECE, 2014). Porém muito ainda falta ser feito, principalmente sobre a infraestrutura sanitária em bairros residenciais interiores e da zona turística, como demonstram os dados gerados por este trabalho. As obras recentes completam, prioritariamente, as áreas turísticas em expansão, visando apenas o paisagismo como a recém canalização da foz do riacho Maceió, que deságua na Enseada de Iracema (SEUMA, 2014). No local, está sendo construída uma praça para recreação pública, ou seja, facilitando o acesso a um dos

corpos da água de maior contaminação fecal do município de Fortaleza. O projeto paisagístico contempla um padrão elevado, porém tal projeto não prevê nenhuma melhora ao corpo d'água do ponto de vista sanitário e da balneabilidade (GONÇALVES, 2014). Além disso, a drenagem urbana das áreas próximas, que se apresenta tóxica de acordo com este trabalho (o ponto P4), esta sendo redirecionada para o riacho canalizado. Recentemente a agência ambiental americana criou práticas para melhorar a gestão do efluente pluvial urbano, principalmente sobre a captação e malha de distribuição (USEPA 2007; USEPA, 2009; USEPA, 2011).

Práticas denominadas de LID - *Low Impact Development* (Baixo Desenvolvimento do Impacto) são regulamentadas nos EUA desde 2007 (USEPA 2007), consistem em exemplos práticos para gestão de orçamentos a fim de drenar e manejar de maneira mais eficiente obras vinculadas à drenagem pública. As práticas BMP *Best Management Practices* (Boas Prática de Gestão) vieram posteriormente, com exemplos de engenharia e dicas de como verificar a eficiência e manutenção das galerias de percolação, de transporte, armazenamento, possível tratamento e disposição do efluente pluvial (USEPA, 2009). Recentemente o governo americano publicou normas de como manejar o escoamento pluvial durante obras de engenharia civil (USEPA, 2011).

White & Cousins (2013) observam que plantas arbustivas específicas a receber grandes quantidades de água em uma única carga, podem ser (58,0-83,5%) eficientes na retirada de N-N e fósforo total (75,0%). Desta forma, grandes canteiros ou até mesmo vários micro-canteiros de percolação podem integrar, como partes efetivas as malhas de drenagem urbana, principalmente em estacionamentos e/ou utilizando a estrutura de praças recreativas (WHITE & COUSINS, 2013).

ERIKSSON et al., 2007 propõem uma lista de poluentes prioritários selecionados para águas pluviais (*selected stormwater priority pollutants - SSPP*), a fim de caracterizar e avaliar o grau de contaminação que o efluente pluvial se encontra. A lista é composta de 25 parâmetros, incluindo oito poluentes prioritários atualmente considerados pelo Quadro-Diretivo de Águas da União Européia (*European Water Framework Directive*). Sendo mensurados temperatura, salinidade, pH, condutividade, OD, nutrientes, metais, HPA, herbicidas, organoclorados e matéria orgânica. Tal trabalho ainda registra algumas praticas BMP ao estilo europeu, porém muito parecidas com as norte-americanas (USEPA, 2009).

As BMP apresentadas acima não consideram avaliações ecotoxicológicas nem a contaminação fecal. Para a realidade de Fortaleza a toxicidade e a balneabilidade foram os principais parâmetros afetados. Portanto para a realidade brasileira, além de adotar práticas de engenharia urbana para a gestão pluvial, e metodologias de identificação de poluentes prioritários ao efluente pluvial, também deve-se adicionar avaliações ecotoxicológicas e avaliações de contaminação fecal.

7. Conclusão

A pluviosidade apresenta claro efeito sobre a drenagem urbana de Fortaleza-CE, apresentando no período chuvoso um notável efeito diluidor à carga de nutrientes da drenagem e insignificante aporte de nutrientes ao ambiente marinho. Para o mesmo período é significativo o aporte de contaminantes fecais, apresentando um grave risco à saúde pública, uma vez que as áreas afetadas são densamente utilizadas para balneabilidade e recreação náutica.

Durante o período seco a carga de nutrientes na drenagem urbana é concentrada, porem mesmo assim não é significativo o aporte de nutrientes ao ambiente marinho, isso considerando apenas a drenagem das saídas das galerias, desconsiderando a vazão das bacias de drenagem. Neste período o arraste de contaminantes associados as maiores cargas de nutrientes promovem um aumento da toxicidade na drenagem urbana, assim como nas amostras marinhas adjacentes.

Existe uma relação da drenagem sobre a poluição da zona marinha costeira (contaminantes, coliformes, toxicidade), porém os resultados nem sempre são claros, uma vez que dependem de vários fatores da interação continente/oceano. No caso do Ceará, a contribuição da drenagem pluvial ao ambiente costeiro adjacente depende da área e dos contaminantes lavados pelas chuvas, e também da capacidade de diluição marinha.

Trabalhos futuros podem ajudar compreender melhor o comportamento da drenagem pluvial de Fortaleza considerando não apenas o sistema de drenagem urbano, mas integrando o aporte das bacias de drenagem dos rios Cocó e Ceará, que limitam o município. Avaliar também o compartimento sedimento aportado pela drenagem pluvial pode ajudar esclarecer melhor o transporte de contaminantes aos ecossistemas marinhos, que são os finais depositários de toda carga pluvial dos grandes centros urbanos costeiros.

8. Referências Bibliográficas

- AGUIAR, V.M.C.A.; NETO, J.A.B.N.; RANGEL, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1915-1919, 2011.
- AHN, J.H.; GRANT, S.B.; SURBECK, C.Q.; DIGIACOMO, P.M., NEZLIN, N.P.; JIANG, S. Coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in southern California. **Environ. Sci. Technol.**, v. 39, p. 5940-5953, 2005.
- AMBROZEVICIUS, A. P.: ABESSA, D. M. S. Acute toxicity of waters from the urban drainage channels of Santos (São Paulo, Brazil). **Pan-American J. of Aquatic Sciences**, v. 3, p. 108-115, 2008.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS - ASTM. Annual book of ASTM standards. In: ASTM. **E724-89: standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs**. Philadelphia: ASTM, 1992. v. 11.04. p. 1278-1299.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-N C: Persulfate method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-105-4-107.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-Norg B: Macro-Kjeldahl method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-131-4-132.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-NH₃ B: Preliminary distillation step**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-109-4-110.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-NH₃ C: Titrimetric method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-110-4-111.

- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-NH₃ F: Phenate method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-114.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-NO₂⁻ B: Colorimetric method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-118-4-119.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-NO₃⁻ E: Cadmium reduction method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-123-4 -125.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-P B: Sample preparation persulfate digestion method**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-149-4-151.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **4500-P E: Ascorbic acid method**. 21 ed. Washington: APHA, 2005. p. 4-153-4-155.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water e wastewater. In: EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Eds.) **9221 F: Escherichia coli procedure (proposed)**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. p. 9-57-9-59.
- ARAÚJO, A.L.C.; MELO, L.E.L.; DINIZ, R.F. A influência da estação chuvosa na balneabilidade. In: XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, Porto Alegre, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. 2011.
- ARAÚJO, C.F.C.; SOUZA-SANTOS, L.P. Use of the microalgae *Thalassiosira weissflogii* to assess water toxicity in the Suape industrial-port complex of Pernambuco, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 89, p. 212-221, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 12713-2009: ecotoxicologia aquática - toxicidade aguda - método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera)**. São Paulo: ABNT, 2009. p. 23.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15308-2011: ecotoxicologia aquática - toxicidade aguda - método de ensaio com misídeos (Crustacea)**. São Paulo: ABNT, 2011. p. 19.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15350-2012: ecotoxicologia aquática - toxicidade crônica de curta duração - método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)**. São Paulo: ABNT, 2012. p. 21.
- AURELIANO, J. T. Balneabilidade das praias de Pernambuco: o núcleo metropolitano. 2000. 105 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, 2000.
- BARBOSA, A.E.; FERNANDES, J.N.; DAVID, L.M. Key issues for sustainable urban stormwater management. **Water Research**, v. 46, p. 6787-6798, 2012.
- BARTLETT, A.J.; ROCHFORD, Q.; BROWN, L.R.; MARSALEK, J. Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part II: Salts, nutrients, and water quality. **Science of the Total Environment**. v. 414, p. 238-247, 2012.
- BARTLETT, A.J.; ROCHFORD, Q.; BROWN, L.R.; MARSALEK, J. Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt part II: salts, nutrients, and water quality. **Science of the Total Environment**, v. 414, p. 238-247, 2012.
- BARTLETT, A.J.; ROCHFORD, Q.; BROWN, L.R.; MARSALEK, J. Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. part II: Salts, nutrients, and water quality. **Science of the Total Environment**, v. 414, p. 238-247, 2012.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: FURG, 1996. p. 132.
- BENTO, V.R.S. Centro e periferia em Fortaleza sob a ótica das disparidades na infraestrutura de saneamento básico. 2011. 176 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Ceará, Centro de Ciências e Tecnologia, 2011.
- BERTOLETTI, E.; BURATINI, S.V.; PRÓSPERI, V.A.; ARAÚJO, R.P.A.; WERNER, L.I. Selection of relevant effect levels for using bioequivalence hypothesis testing. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v. 2, p. 139-145, 2007.

- BRASIL. Resolução Conama nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, Edição nº 18 de 08/01/2001, p. 70-71.
- BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, Edição nº 53 de 18/03/2005, p. 58-63.
- BRASIL. Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, Edição nº 92 de 16/05/2011, p. 89.
- BRIX, K.V.; KEITHLY, J.; SANTORE, R.C.; DEFOREST, D.K.; TOBIASON, S. Ecological risk assessment of zinc from stormwater runoff to an aquatic ecosystem. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 1824-1832, 2010.
- BROWN, J.N.; PEAKE, B.M. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. **Science of the Total Environment**, v. 359, p. 145-155, 2006.
- CARBALLEIRA, C.; RAMOS-GÓMEZ, J.; MARTÍN-DÍAZ, L.; DELVALLS, T.A. Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment: application to marine pisciculture effluents. **Marine Environmental Research**, v. 77, 12-22, 2012.
- CARDONHA, A.M.S.; VIEIRA, R.H.S.F.; RODRIGUES, D.P.; MACRAE, A.; PEIRANO, G.; TEOFILO, G.N.D. Fecal pollution in water from storm sewers and adjacent seashores in Natal, Rio Grande do Norte, Brazil. **International Microbiology**, v. 7, p. 213-218, 2004.
- CARR, R.S.; KRAUSE, P.; MONTAGNA, P. Spatial and temporal patterns in toxicity around a municipal-industrial wastewater discharge in Corpus Christi Bay, Texas. In: HOFER, T. N. (Ed.). **Marine pollution: new research**. New York: Nova Science Publishers Inc., 2008. 25 p.
- CAVALCANTE, R.M.; SOUSA, F.W.; NASCIMENTO, R.F.; SILVEIRA, E.R.; VIANA, R.B. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 414, p. 287-292, 2012.

- CHAPMAN, P.M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Mar. pollut. bull.**, v. 44, p. 7-15, 2002.
- CLARK, S.E.; SIU, C.Y.S. Measuring solids concentration in stormwater runoff: comparison of analytical methods. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, p. 511-516, 2008.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DO SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo: relatório 2010**. Sao Paulo: CETESB, 2011. p. 298.
- COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ - CAGECE. 2014. Cacege: notícias: Cacege aprova operações pela Caixa Econômica Federal. Disponível em: <<http://www.cagece.com.br/comunicacao/noticias/1208-cagece-aprova-operacoes-pela-caixa-economica-com-recursos-do-pac-ogu?highlight=YToyOntpOjA7czo1OiJvYnJheyI7aToxO3M6OToiZm9ydGFsZ XphlJt9>> Acesso em: 14 de janeiro de 2014.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **L5-406: Coliformes termotolerantes: determinação em amostras ambientais pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 - método de ensaio**. São Paulo: CETESB, 2007. p. 16.
- DAVIS, B.; BIRCH, G. Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 2541-2545, 2010.
- DAVIS, B.; BIRCH, G. Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 2541-2545, 2010.
- DWIGHT, R.H.; SEMENZA, J.C. Comment on “coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in Southern California”. **Environ. Sci. Technol.**, v. 40, p. 3440, 2006.
- EGANHOUSE, R.P.; KAPLAN, I.R. Extractable organic matter in urban stormwater runoff 1: transport dynamics and mass emission rates. **Environmental Science & Technology**, v. 15, p. 310-315, 1981.
- ERIKSSON, E.; BAUN, A.; SCHOLES, L.; LEDIN, A.; AHLMAN, S.; REVITT, M.; NOUTSOPOULOS, C.; MIKKELSEN, P.S. Selected stormwater priority pollutants: a European perspective. **Science of the Total Environment**, v. 383, p. 41-51, 2007.

- FIELD, R.; O'SHEA, M.L. The handling and disposal of residual from the treatment urban stormwater runoff from separate storm drainage systems. **Waste Management & Research**, v. 12, p. 527-539, 1994.
- FONSECA, E.M.; NETO, J.A.B.; SILVA, C.G.; MCALISTER, J.J.; SMITH, B.J.; FERNANDEZ, M.A. Stormwater impact in Guanabara Bay (Rio de Janeiro): evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 161-168, 2013.
- FREITAS, V.C.L. Balneabilidade das praias do Recife: uma avaliação do monitoramento realizado pelos órgãos de controle ambiental - Recife/PE. 2010. 29 p. Monografia (Especialização) - Fundação Oswaldo Cruz, Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, 2010.
- GALLO, E.L.; BROOKS, P.D.; LOHSE, K.A.; MCLAIN, J.E.T. Land cover controls on summer discharge and runoff solution chemistry of semi-arid urban catchments. **Journal of Hydrology**, v. 485, p. 37-53, 2013.
- GILLIS, PL. Cumulative impacts of urban runoff and municipal wastewater effluents on wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*). **Science of the Total Environment**, v. 431, p. 348-356, 2012.
- GONÇALVES, L. Diário do Nordeste: cidade: Riacho Maceió obras do parque têm início e MPF questiona. Disponível em <http://diariodonordeste.globo.com/materia.asp?codigo=1226001> Acesso em: 14 de janeiro de 2014.
- GUARDO, M.; FINK, L.; FONTAINE, T.D.; NEWMAN, S.; CHIMNEY, M.; BEARZOTTI, R.; GOFORTH, G. Large-scale constructed wetlands for nutrient removal from stormwater runoff: an everglades restoration project. **Environmental Management**, v. 19, p. 879-889, 1995.
- GUIMARÃES, G.P.; MELLO, W.Z. Estimativa do fluxo de amônia na interface ar-mar na Baía de Guanabara: estudo preliminar. **Quim. Nova**, v. 29, p. 54-60, 2006.
- GULLEY, D.; BOELTER, A.M.; BERGMAN, H.L. **TOXSTAT: computer program, version 3.3**. Laramie: University of Wyoming, 1991. p. 19.
- GULLEY, D.; WEST INC. **TOXSTAT® 3.5**. Cheyenne: University of Wyoming, 1996.
- HATHAWAY, J.M.; HUNT, W.F. Evaluation of first flush for indicator bacteria and total suspended solids in urban stormwater runoff. **Water Air Soil Pollut.**, v. 217, p. 135-147, 2011.

- HE, L.M.; HE, Z.L. Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. **Water Research**, v. 42, p. 2563-2573, 2008.
- HOFFMAN, E.J.; LATIMER, J.S.; HUNT, C.D.; MILLS, G.L.; QUINN, J.G. Stormwater runoff from highways. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 25, p. 349-364, 1985.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE: Censo 2010 cidades: Ceará: Fortaleza. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=230440&search=cear%C3%A9|fortaleza>>. Acesso em: dezembro de 2013.
- JARTUN, M.; OTTESEN, R.T.; STEINNES, E.; VOLDEN, T. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. **Science of the Total Environment**, v. 396, p. 147-163, 2008.
- JIMENEZ, J.; MAIA, L.P.; RAVENTOS, J.S.; MORAIS, J.O. Dune migration along the Ceará coast, Northeastern Brazil. **Sedimentology**, v. 46, p. 689-701, 1999.
- JOHNGEN, T.H.; LAROCK, P.A. Quantifying nutrient removal processes within a constructed wetland designed to treat urban stormwater runoff. **Ecological Engineering**, v. 2, p. 347-366, 1993.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 Ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1995. 720 p.
- KACZALA, F.; SALOMON, P.S.; MARQUES, M.; GRANÉLI, E.; HOGGLAND, W. Effects from log-yard stormwater runoff on the microalgae *Scenedesmus subspicatus*: intra-storm magnitude and variability. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 732-739, 2011.
- KIM, H.; SEAGREN, E.A.; DAVIS, A.P. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. **Water Environment Research**, v. 75, p. 355-367, 2003.
- LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENA, D.; MAIA, L.P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v. 141, p. 149-164, 2008.
- LEE, J.H.; BANG, K.W. Characterization of urban stormwater runoff. **Wat. Res.**, v. 34, p. 1773-1780, 2000.

- LEE, J.H.; BANG, K.W.; KETCHUM, L.H.; CHOE J.S.; YU, M.J. First flush analysis of urban storm runoff. **The Science of the Total Environment**, v. 293, p. 163-175, 2002.
- LEMOS, S. 2011. Cacege - Companhia de Água e Esgoto do Ceará. A Cacege auxilia às prefeituras para a elaboração dos Planos Municipais de Saneamento. Seis cidades farão audiência pública este mês. Disponível em: <<http://www.cagece.com.br/noticias/48078-municipios-discutem-planos-municipais-de-saneamento>> Acesso em: 24 de novembro de 2011.
- LEWITUS, A.J.; BROCK, L.M.; BURKE, M.K.; DEMATTIO, K.A.; WILDE, S.B. Lagoonal stormwater detention ponds as promoters of harmful algal blooms and eutrophication along the South Carolina coast. **Harmful Algae**, v. 8, p. 60-65, 2008.
- LEWITUS, A.J.; BROCK, L.M.; BURKE, M.K.; DEMATTIO, K.A.; WILDE, S.B. Lagoonal stormwater detention ponds as promoters of harmful algal blooms and eutrophication along the South Carolina coast. **Harmful Algae**, v. 8, p. 60-65, 2008.
- LIMA, M.C. Variabilidade da precipitação no litoral leste da região nordeste do Brasil. 1991. 222 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1991.
- LIU, Y.; SOONTHORNNONDA, P.; LI, J.; CHRISTENSEN, E.R. Stormwater runoff characterized by GIS determined source areas and runoff volumes. **Environ. Management**, v. 47, p. 201-217, 2011.
- MAIA L.P., FREIRE, G.S.S. & LACERDA L.D. Accelerated dune migration and sand transport during El Niño events along the NE Brazilian coast. **Journal of Coastal Research**, v. 21, p. 1121-1126, 2005.
- MAIA, L.P.; BEZERRA, M.O.; PINHEIRO, L.; REDONDO, J.M. Application of the Cormix model to assess environmental impact in the coastal area: an example of the ocean disposal system for sanitary sewers in the city of Fortaleza (Ceará, Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 922–926, 2011.
- MALLIN, M.A.; JOHNSON, V.L.; ENSIGN, S.H. Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. **Environ. Monit. Assess.**, v. 159, p. 475–491, 2009.

- MALLIN, M.A.; JOHNSON, V.L.; ENSIGN, S.H. Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban, and a rural stream. **Environ Monit Assess**, v. 159, p. 475-491, 2009.
- MCCARTHY, D.T.; HATHAWAY, J.M.; HUNT, W.F.; DELETIC, A. Intra-event variability of *Escherichia coli* and total suspended solids in urban stormwater runoff. **Water Research**, v. 46, p. 6661-6670, 2012.
- MINISTÉRIO MEIO AMBIENTE - MMA. Indicadores da zona costeira e marinha: indicador: percentual da população brasileira residente na zona costeira. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/219/_arquivos/populao_zona_costeira.pdf>. Acesso em: janeiro de 2014.
- MOORE, T.L.C.; HUNT, W.F.; BURCHELL, M.R.; HATHAWAY, J.M. Organic nitrogen exports from urban stormwater wetlands in North Carolina. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 589-594, 2011.
- MORO, M.F.; CASTRO, A.S.F.; ARAÚJO, F.S. Composição florística e estrutura de um fragmento de vegetação savânica sobre os tabuleiros pré-litorâneos na zona urbana de Fortaleza, Ceará. **Rodriguésia**, v. 62, p. 407-423, 2011.
- O'REILLY, A.M.; CHANG, N.B.; WANIELISTA, M.P. Cyclic biogeochemical processes and nitrogen fate beneath a subtropical stormwater infiltration basin. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 133, p. 53-75, 2012.
- PEREIRA, S.P. Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (Nordeste do Brasil). 2012. 174 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, 2012.
- PERRYMAN, S.E.; REES, G.N.; WALSH, C.J.; GRACE, M.R. Urban stormwater runoff drives denitrifying community composition through changes in sediment texture and carbon content. **Microb. Ecol.**, v. 61, p. 932-940, 2011.
- PHOLING, R. **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Aete Visual, 2009. 334 p.
- PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005. 285 p.
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO - PNUD: Desenvolvimento humano e IDH: atlas do brasil de desenvolvimento humano 2013. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/atlas/ranking/Ranking-IDHM-UF-2010.aspx>>. Acesso em: dezembro de 2013.

- QUINN, P.K.; BARRET, K.J.; DENTENER, F.J.; LIPSCHULTZ, F.; SIX, K.D. Estimation of the air/sea exchange of ammonia for the North Atlantic Basin. **Biogeochemistry**, v. 35, p. 275-304, 1996.
- REIFEL, K.M.; JOHNSON, S.C.; DIGIACOMO, P.M.; MENGEL, M.J.; NEZLIN, N.P.; WARRICK, J.A.; JONES, B.H. Impacts of stormwater runoff in the Southern California Bight: relationships among plume constituents. **Continental Shelf Research**, v. 29, p. 1821-1835, 2009.
- REIFEL, K.M.; JOHNSON, S.C.; DIGIACOMO, P.M.; MENGEL, M.J.; NEZLIN, N.P.; WARRICK, J.A.; JONES, B.H. Impacts of stormwater runoff in the Southern California Bight: relationships among plume constituents. **Continental Shelf Research**, v. 29, p. 1821-1835, 2009.
- RIBEIRO, A.M.; ROCHA, C.C.M.; FRANCO, C.F.J.; FONTANA, L.F.; NETTO, A.D.P. Seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations in urban streams at Niterói City, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 2834-2838, 2012.
- ROBERTS, A.D.; PRINCE, S.D. Effects of urban and non-urban land cover on nitrogen and phosphorus runoff to Chesapeake Bay. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 459-474, 2010.
- SCHIFF, K. C.; MORTON, J.; WEISBERG, S. B. Retrospective evaluation of shoreline water quality along Santa Monica Bay beaches. **Marine Environmental Research**, v. 56, p. 245-253, 2003.
- SECRETÁRIA DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE - SEUMA. 2014. Prefeitura de Fortaleza: notícias: infraestrutura: Prefeitura de Fortaleza fiscaliza andamento das obras do Riacho Maceió. Disponível em: <<http://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/infraestrutura/prefeitura-de-fortaleza-fiscaliza-andamento-das-obras-do-riacho-maceio>> Acesso em: 14 de janeiro de 2014.
- SIDHU, J.P.S.; AHMED, W.; GERNJAK, W.; ARYAL, R.; MCCARTHY, D.; PALMER, A.; KOLOTELO, P.; TOZE, S. Sewage pollution in urban stormwater runoff as evident from the widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers. **Science of the Total Environment**, v. 463-464, p. 488-496, 2013.
- SILVA, A.C.; PINHEIRO, L.S.; MAIA, L.P.; MORAIS, J.O.; PINHEIRO, L. Estudo hidrodinâmico, climático e bacteriológico associado às fontes pontuais de

- poluição ao longo do litoral de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, p. 83-90, 2009.
- SILVA, C.A.R. **Análise físico-química de sistemas marginais marinhos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. p. 117.
- SILVA, E.M.; CASTRO, M.A.H. Uma análise preliminar da distribuição espacial da climatologia de precipitação pluviométrica simulada em bacias hidrográficas no estado do Ceará - Brasil. *Revista Tecnológica*, v. 27, p. 7-18, 2006.
- SILVEIRA, J.G.P. Noções de planejamento e metodologias para execução de galerias retangulares de drenagem pluvial. 1997. 85 p. Monografia (Especialização) - Universidade de Fortaleza, Departamento de Engenharia, 1997.
- SOUZA, M.S. Meio ambiente urbano e saneamento básico. **Mercator**, v. 1, p. 41-52, 2002.
- THOMSON, N.R.; MCBEAN, E.A.; SNODGRASS, W.; MONSTRENKO, I.B. Highway stormwater runoff quality: development of surrogate parameter relationships. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 94, p. 307-347, 1997.
- TIXIER, G.; LAFONT, M.; GRAPENTINE, L.; ROCHFORT, Q.; MARSALEK, J. Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1497-1506, 2011.
- TORSO, H.C. A model for assessing impact of stormwater runoff and combined sewer overflows and evaluating pollution abatement alternatives. **Water Research**, v. 9, p. 813-815, 1975.
- TSUTIYA, M.T.; BUENO, R.C.R. Contribuição de águas pluviais em sistemas de esgoto sanitário no Brasil. **Água Latinoamérica**, v. 4, , p. 20-25, 2004.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **EPA/600/R-92/238: Investigation of inappropriate pollutant entries into storm drainage systems: a user's guide**. Cincinnati: USEPA, 1993. 87 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **EPA/821/R-02/014: Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms**. Cincinnati: USEPA, 2002. 464 p.

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA.
EPA/833/B-09/001: Stormwater wet pond and wetland management guidebook. Washington: USEPA, 2009. 57 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA.
EPA/833/F-10/001: Proposes draft general permit for stormwater discharges from construction activities. Washington: USEPA, 2011. 3 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA.
EPA/833/R-04/001: Report to Congress: impacts and control of CSOs and SSOs. Washington: USEPA, 2004. 633 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA.
EPA/841/F-07/006: Reducing Stormwater Costs through Low Impact Development (LID) Strategies and Practices. Washington: USEPA, 2007. 30 p.
- VIALLE, C.; SABLAYROLLES, C.; LOVERA, M. JACOB, S.; HUAU, M.C.; MONTREJAUD-VIGNOLES, M. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water Research*, v. 45, p. 3765-3775, 2011.
- VIEIRA, R.H.S.F.; CATTER, K.M.; SAKER-SAMPAIO, S.; RODRIGUES, D.P.; THEOPHILO, G.N.D.; FONTELES-FILHO, A.A. The stormwater drain system as a pollution vector of the seashore in Fortaleza (Ceará State, Brazil). **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 33, p. 294-298, 2002.
- VIEIRA, R.H.S.F.; MENEZES, F.G.R.; COSTA, R.A. MARINS, R.V.; ABREU, I.M.; FONTELES-FILHO, A.A.; SOUSA, O.V. Galerias pluviais como fonte de poluição de origem fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. **Arq. Ciên. Mar**, v. 44, p. 5-12, 2011.
- VONSPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions: volume one.** Londres: IWA Publishing, 2005. p. 810
- WATTS, A.; BALLESTERO, T.; ROSEEN, R.; HOULE, J. Polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater runoff from sealcoated pavements. **Environ. Sci. Technol.**, v. 44, p. 8849-8854, 2010.
- WEI, Q.; ZHU, G.; WU, P.; CUI, L.; ZHANG, K.; ZHOU, J.; ZHANG, W. Distributions of typical contaminant species in urban short-term storm runoff and their fates during rain events: a case of Xiamen City. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, p. 533-539, 2010.

- WHITE, S.A.; COUSINS, M.M. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 207-215, 2013.
- WIUM-ANDERSEN, T.; NIELSEN, A.H.; HVITVED-JACOBSEN, T.; BRIX, H.; ARIAS, C.A.; Vollertsen, J. Modeling the eutrophication of two mature planted stormwater ponds for runoff control. **Ecological Engineering**, v. 61P, p. 601-613, 2013.
- XAVIER, T.M.B.S. “**Tempos de chuva**”: estudos climáticos e de previsão para o **Ceará e Nordeste Brasileiro**. Fortaleza: ABL Editora, 2001. 478 p.
- ZHANG, Y.; SUN, T.; LI, F.; WANG, J.; OH, K. Effect of decing salts on ion concentrations in urban stormwater runoff. **Procedia Environmental Sciences**, v. 18, p. 567-571, 2013.

ANEXO 1

Anexo 1A: Características físico-químicas durante o período chuvoso, do efluente da drenagem pluvial urbana e das amostras ambientais marinhas, em 4 diferentes locais na orla de Fortaleza-CE. Os parâmetros foram amostrados *in situ* no dia 26/04/2013 (sexta-feira) durante a maré sizígia (maré baixa 0,0m as 10:54h).

Período	Local	ponto	hora (h)	amostra (m)	OD (mg/L)	ph	Temperatura (°C)	Salinidade (ppt)	Condutividade (µS)	Observação
Chuvoso	Praia do Futuro 1	P1 - Santos Dummond - verde	09:30	efluente	2,95	6,00	29,2	0,0	-	saída liberada (drenagem superficial)
				0 ATR	5,32	7,00	28,8	37,0		
				0	4,65	7,00	29,4	37,0		
				50	4,75	8,00	29,5	37,0		
				100	5,24	7,00	29,2	36,0		
	Serve Luz	P2 - Serve Luz - azul	10:10	efluente	1,90	6,00	29,3	0,0	-	saída liberada (drenagem superficial)
				0 ATR	4,61	7,00	28,1	36,0		
				0	5,41	7,00	28,8	35,0		
				50	4,57	7,00	28,8	37,0		
				100	4,85	7,00	28,9	35,0		
	Praia de Iracema	P3 - Estatua Iracema - vermelha	11:00	efluente	3,89	7,00	30,2	28,0	-	saída liberada (drenagem superficial)
				0 ATR	4,78	8,00	29,4	36,0		
				0	5,81	8,00	30,0	36,0		
				50	4,34	7,00	30,6	35,0		
				100	4,57	8,00	30,0	34,0		
	Praia do Mucuripe	P4 - Pescadores - amarelo	11:48	efluente	0,32	7,00	31,2	0,0	-	saída liberada (drenagem superficial)
0 ATR				3,96	7,00	30,5	35,0			
0				3,90	7,00	31,0	35,0			
50				4,20	7,00	31,0	36,0			
100				4,39	7,00	31,0	35,0			

Anexo 1B: Características físico-químicas durante o período seco, do efluente da drenagem pluvial urbana e das amostras ambientais marinhas, em 4 diferentes locais na orla de Fortaleza-CE. Os parâmetros foram amostrados *in situ* no dia 30/10/2012 (terça-feira) durante a maré sizígia (maré baixa 0,5m as 10:41h).

Período	Local	ponto	hora (h)	amostra (m)	OD (mg/L)	ph	Temperatura (°C)	Salinidade (ppt)	Condutividade (µS)	Observação
Seco	Praia do Futuro 1	P1 - Santos Dummond - verde	10:15	efluente	0,39	7,00	28,1	0,6	1274	saída obstruída (soterada areia)
				0 ATR	2,04	8,07	29,2	37,3	609	
				0	2,61	7,97	28,2	37,1	593	
				50	1,98	8,00	28,9	37,3	606	
				100	2,14	8,02	29,0	36,0	587	
	Serve Luz	P2 - Serve Luz - azul	10:53	efluente	2,01	7,98	30,2	0,9	1987	saída obstruída (soterada areia)
				0 ATR	2,19	8,08	29,2	37,2	608	
				0	2,08	7,99	27,7	37,2	592	
				50	2,10	8,04	28,0	37,3	993	
				100	1,92	7,96	28,5	37,2	599	
	Praia de Iracema	P3 - Estatua Iracema - vermelha	11:22	efluente	1,15	7,73	28,7	28,0	4665	saída liberada (drenagem superficial)
				0 ATR	1,54	8,07	29,8	37,1	612	
				0	1,66	8,04	28,8	36,9	599	
				50	1,55	8,09	29,0	37,0	603	
				100	2,03	8,03	29,3	37,1	607	
	Praia do Mucuripe	P4 - Pescadores - amarelo	13:10	efluente	0,85	6,86	30,3	0,7	1615	saída liberada (drenagem superficial)
				0 ATR	2,07	8,06	30,6	36,9	619	
				0	2,46	8,04	29,0	36,7	597	
				50	2,32	8,07	29,5	36,8	605	
				100	2,34	8,07	29,6	36,9	608	