

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

ANTONIO DE CASTRO SANTOS JÚNIOR

ESTUDO DOS APORTES CONTINENTAIS DE CARBONO ORGÂNICO
TOTAL EM ÁGUAS ESTUARINAS DO LITORAL SUL DE
PERNAMBUCO, BRASIL

RECIFE

2012

ANTONIO DE CASTRO SANTOS JÚNIOR

**ESTUDO DOS APORTES CONTINENTAIS DE CARBONO ORGÂNICO
TOTAL EM ÁGUAS ESTUARINAS DO LITORAL SUL DE
PERNAMBUCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Oceanografia, na área de concentração em Oceanografia Química.

Orientador:

Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores Montes

RECIFE

2012

Catálogo na fonte
Bibliotecário Marcos Aurélio Soares da Silva, CRB-4 / 1175

S237e Santos Júnior, Antonio de Castro.
Estudo dos aportes continentais de carbono orgânico total em águas estuarinas do litoral sul de Pernambuco, Brasil / Antonio de Castro Santos Júnior. - Recife: O Autor, 2012.
86 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof^o Dr^o. Manuel de Jesus Flores Montes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2012.
Inclui Referências e Apêndice.

1. Oceanografia. 2. Matéria Orgânica. 3. Poluição Ambiental. 4. Efluentes Domésticos. I. Montes, Manuel de Jesus Flores (Orientador). II. Título.

551.46 CDD (22. ed.) UFPE
BCTG/2012- 133

**ESTUDO DOS APORTES CONTINENTAIS DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL
EM ÁGUAS ESTUARINAS DO LITORAL SUL DE PERNAMBUCO, BRASIL**

DISSERTAÇÃO DEFENDIDA E APROVADA EM: 17 DE FEVEREIRO DE 2012.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores Montes – Orientador
Departamento de Oceanografia (UFPE)

Profa. Dra. Eliete Zanardi Lamardo – Titular
Departamento de Oceanografia (UFPE)

Prof. Dr. Nilson Sant'Anna Júnior – Titular
Universidade Federal Rural de Pernambuco/Unidade Acadêmica de Serra Talhada (UFRPE/UAST)

Prof. Dr. Sílvio José de Macêdo – Suplente
Departamento de Oceanografia (UFPE)

Profa. Dra. Valdinete Lins da Silva – Suplente
Departamento de Engenharia Química (UFPE)

RECIFE

2012

Dedico esta dissertação aos meus pais

Antonio Castro Santos

&

Sônia M^a Brito Santos

por todos os ensinamentos de vida.

AGRADECIMENTOS

Ao final desta dissertação gostaria de agradecer a todos, que de maneira direta ou indireta, contribuíram com sua realização, e principalmente:

A Deus, por tudo, e sempre presente em minha vida;

Ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (DOCEAN/UFPE) pela oportunidade da realização do curso de mestrado;

Ao Professor Dr. Manuel de Jesus Flores Montes, pela valiosa orientação, incentivo, paciência e ensinamentos durante o desenvolvimento da dissertação;

À Professora Dra. Kátia Muniz pelos importantes conhecimentos transmitidos, ajudas e disponibilidade, fundamentais para a realização deste trabalho;

Ao Professor Dr. Sílvio José de Macêdo pelos ensinamentos constantes, disponibilidade e paciência, essenciais para a realização da dissertação;

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia (PPGO) pelos valiosos conhecimentos transmitidos ao longo do curso de mestrado;

À Elisa, Keyla, Thayse e Clara pela amizade, momentos de descontração, conselhos e valiosas ajudas que foram muito importantes para o desenvolvimento da dissertação;

Ao pessoal do Laboratório de Oceanografia Química (LOQuim) pela colaboração nas coletas em campo e/ou nas análises hidrológicas em laboratório;

À Iara Lins (Técnica do LOQuim) pelos conselhos e apoio nas análises hidrológicas;

À minha turma do mestrado e da especialização pelos momentos de descontração na sala de aula e coletas em campo;

Ao grande amigo Ridailson Sandro pela sincera amizade e torcida mesmo de longe;

À Marina Araújo pela amizade e colaboração no desenvolvimento do abstract;

À Mirna Medeiros, secretária do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, pela atenção, dedicação e grande apoio administrativo;

À banca examinadora pelas valiosas contribuições na finalização da dissertação;

Aos técnicos e funcionários do Departamento de Oceanografia pelo apoio nas coletas em campo e os inúmeros momentos de descontração;

À Petrobras pelo financiamento do projeto;

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado;

E, por fim, em especial aos meus pais, irmãos e familiares pela educação, disciplina e formação, sem os quais não teria até aqui alcançado.

O RIO E O OCEANO

Diz-se que, mesmo antes de um rio cair no oceano ele treme
de medo.

Olha para trás, para toda a jornada, os cumes, as montanhas,
o longo caminho sinuoso através das florestas, através dos
povoados, e vê à sua frente um oceano tão vasto que entrar
nele nada mais é do que desaparecer para sempre.

Mas não há outra maneira. O rio não pode voltar.
Ninguém pode voltar. Voltar é impossível na existência. Você
pode apenas ir em frente.

O rio precisa se arriscar e entrar no oceano.
E somente quando ele entra no oceano é que o medo
desaparece.

Porque apenas então o rio saberá que não se trata de
desaparecer no oceano, mas tornar-se oceano.

Por um lado é desaparecimento e por outro lado é
renascimento.

Assim somos nós.

Só podemos ir em frente e arriscar.

Coragem! Avance firme e torne-se Oceano!

(Osho)

RESUMO

O carbono orgânico total possui um papel importante na quantificação da matéria orgânica carbonácea, principalmente em ambientes sujeitos à poluição orgânica, sendo um bom indicador da qualidade ambiental nos meios hídricos. Foi realizado um estudo sobre os aportes continentais de carbono orgânico total (COT) em águas estuarinas do litoral sul de Pernambuco, com diferentes tipos de intervenção antrópica, a fim de diagnosticar os processos de alteração ambiental da qualidade das águas. Realizaram-se seis campanhas para coletas hidrológicas, durante os períodos de estiagem (setembro, novembro/2008 e janeiro/2009) e chuvoso (março, maio e julho/2009), na baixa-mar e preamar, e em seis pontos fixos de coleta: três nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe e três no estuário do rio Massangana. No estuário do rio Ipojuca, as concentrações de COT variaram entre 1,39 e 14,00 mg.L⁻¹, com mediana de 5,66 mg.L⁻¹. Segundo os resultados da ANOVA, essas concentrações apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano (F=13,39; p<0,001) e marés (F=4,23; p=0,047). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta (F=0,39; p=0,677). No estuário do rio Massangana, as concentrações oscilaram entre 1,43 e 14,11 mg.L⁻¹, com mediana de 7,90 mg.L⁻¹. Não foram verificadas diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano (F=0,76; p=0,389), pontos de coleta (F=1,02; p=0,372) e marés (F=0,60; p=0,443). Constatou-se que, as áreas de estudo apresentaram em alguns pontos de coleta e períodos do ano, concentrações de COT superiores ao limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para águas salobras de Classe 2 que é de 5,00 mg.L⁻¹. Os estuários ultrapassaram seu suporte de carga, devido à elevada quantidade de efluentes ricos em matéria orgânica, relacionados com as atividades agroindustriais e efluentes domésticos, caracterizando fontes de poluição orgânica nas regiões.

Palavras-chave: matéria orgânica, poluição orgânica, qualidade ambiental, efluentes domésticos.

ABSTRACT

The total organic carbon has an important role in the quantification of the carbonate organic matter, mainly in environments subjected to organic pollution, being a good indicator of the environmental quality in aquatic habitats. A study was accomplished on the continental input of total organic carbon (TOC) in estuarine waters of the southern littoral of Pernambuco, with different types of anthropic intervention, aiming to diagnose the processes of environmental alteration of the water quality. Six campaigns were accomplished for hydrological sampling, during the dry (September, November 2008 and January 2009) and rainy (March, May and July 2009) periods, at low and high tide and in six stations: three at the estuaries of Ipojuca/Merepe Rivers and three at the estuary of Massangana River. At the estuary of Ipojuca River, the concentrations of TOC varied from 1.39 to 14.00 mg.L⁻¹, with median value of 5.66 mg.L⁻¹. According to the results of the ANOVA, these concentrations showed significant differences when compared the periods of the year (F=13.39; p<0.001) and the tides (F=4.23; p=0.047). No significant differences were observed between the sampling stations (F=0.39; p=0.677). At the estuary of Massangana River, the concentrations varied from 1.43 to 14.11 mg.L⁻¹, with median value of 7.90 mg.L⁻¹. No significant differences were verified when compared the periods of the year (F=0.76; p=0.389), sampling stations (F=1.02; p=0.372) and tides (F=0.60; p=0.443). It was observed that the study areas presented, in some sampling stations and periods of the year, concentrations of TOC superior to the maximum limit allowed by the CONAMA Resolution 357/2005 for brackish waters of Class 2, which is 5.00 mg.L⁻¹. The estuaries exceeded their load-bearing, due to the high quantity of effluents, rich in organic matter, related to agroindustrial activities and domestic effluents, characterizing sources of organic pollution at these regions.

Key words: organic matter, organic pollution, environmental quality, domestic effluents.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Estuário do rio Ipojuca	29
FIGURA 2 – Estuário do rio Massangana	31
FIGURA 3 – Mapa das áreas de estudo com a localização dos pontos de coleta nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe e Massangana	33
FIGURA 4 – Fluxogramas das etapas analíticas para determinação das concentrações de carbono orgânico total da coluna d'água	37
FIGURA 5 – Variação da precipitação pluviométrica total	39
FIGURA 6 – Variação sazonal e espacial da temperatura da água no estuário do rio Ipojuca	40
FIGURA 7 – Variação sazonal e espacial da temperatura da água no estuário do rio Massangana	41
FIGURA 8 – Variação sazonal e espacial da transparência da água no estuário do rio Ipojuca	41
FIGURA 9 – Variação sazonal e espacial da transparência da água no estuário do rio Massangana	42
FIGURA 10 – Variação sazonal e espacial da salinidade no estuário do rio Ipojuca	43
FIGURA 11 – Variação sazonal e espacial da salinidade no estuário do rio Massangana	43
FIGURA 12 – Variação sazonal e espacial do OD no estuário do rio Ipojuca	44
FIGURA 13 – Variação sazonal e espacial do OD no estuário do rio Massangana	45

FIGURA 14 – Variação sazonal e espacial do OD% no estuário do rio Ipojuca	45
FIGURA 15 – Variação sazonal e espacial do OD% no estuário do rio Massangana	46
FIGURA 16 – Variação sazonal e espacial da DBO no estuário do rio Ipojuca	47
FIGURA 17 – Variação sazonal e espacial da DBO no estuário do rio Massangana	47
FIGURA 18 – Variação sazonal e espacial do pH no estuário do rio Ipojuca	48
FIGURA 19 – Variação sazonal e espacial do pH no estuário do rio Massangana	49
FIGURA 20 – Variação sazonal e espacial do MPS no estuário do rio Ipojuca	49
FIGURA 21 – Variação sazonal e espacial do MPS no estuário do rio Massangana	50
FIGURA 22 – Variação sazonal e espacial do POD no estuário do rio Ipojuca	51
FIGURA 23 – Variação sazonal e espacial do POD no estuário do rio Massangana	51
FIGURA 24 – Variação sazonal e espacial do NOD no estuário do rio Ipojuca.....	52
FIGURA 25 – Variação sazonal e espacial do NOD no estuário do rio Massangana	53
FIGURA 26 – Variação sazonal e espacial do COT no estuário do rio Ipojuca	53
FIGURA 27 – Variação sazonal e espacial do COT no estuário do rio Massangana	54
FIGURA 28 – Mediana, mínimo e máximo das concentrações de carbono orgânico total no estuário do rio Ipojuca	55
FIGURA 29 – Mediana, mínimo e máximo das concentrações de carbono orgânico total no estuário do rio Massangana	55

FIGURA 30 – Pesos nos dois primeiros fatores, na análise feita com os parâmetros físicos e químicos da água para o estuário do rio Ipojuca57

FIGURA 31 – Pesos nos dois primeiros fatores, na análise feita com os parâmetros físicos e químicos da água para o estuário do rio Massangana58

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Localização e coordenadas geográficas dos pontos de coleta nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe e Massangana	32
TABELA 2 – Pesos e variâncias explicados pelos dois primeiros fatores para os parâmetros físicos e químicos da água no estuário do rio Ipojuca	56
TABELA 3 – Pesos e variâncias explicados pelos dois primeiros fatores para os parâmetros físicos e químicos da água no estuário do rio Massangana	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP – Análise de Componentes Principais

ANOVA – Análise de Variância

BM – Baixa-mar

CIPS – Complexo Industrial Portuário de Suape

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

MOT – Matéria Orgânica Total

MPS – Material Particulado em Suspensão

NOD – Nitrogênio Orgânico Dissolvido

OD – Oxigênio Dissolvido

OD% – Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PM – Preamar

POD – Fósforo Orgânico Dissolvido

Sal. – Salinidade

SECTMA – Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente

SRH – Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos

Temp. – Temperatura da Água

LISTA DE APÊNDICE

APÊNDICE A – Variação da altura das marés nos meses de coleta para os estuários dos rios Ipojuca e Massangana	86
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 JUSTIFICATIVA	24
3 OBJETIVOS	26
3.1 Geral	26
3.2 Específicos	26
4 ÁREAS DE ESTUDO	27
4.1 Rio Ipojuca	27
4.2 Rio Massangana	30
5 MATERIAL E MÉTODOS	32
5.1 Amostragem e Processamento	32
5.2 Precipitação Pluviométrica	34
5.3 Altura das Marés	34
5.4 Profundidade Local	34
5.5 Parâmetros Físicos e Químicos da Água	34
5.5.1 Temperatura da Água	34
5.5.2 Transparência da Água	34
5.5.3 Salinidade	34
5.5.4 Oxigênio Dissolvido	35
5.5.5 Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido	35
5.5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	35
5.5.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)	35
5.5.8 Material Particulado em Suspensão	35
5.5.9 Fósforo e Nitrogênio Orgânicos Dissolvidos	36
5.5.10 Carbono Orgânico Total	36
5.6 Tratamento Estatístico dos Dados	38

5.6.1 Estatística Descritiva e Análise de Variância (ANOVA)	38
5.6.2 Análise de Componentes Principais (ACP)	38
5.7 Normatização do Texto	38
6 RESULTADOS	39
6.1 Precipitação Pluviométrica	39
6.2 Parâmetros Físicos e Químicos da Água	40
6.2.1 Temperatura da Água	40
6.2.2 Transparência da Água	41
6.2.3 Salinidade	42
6.2.4 Oxigênio Dissolvido	44
6.2.5 Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido	45
6.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	46
6.2.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)	48
6.2.8 Material Particulado em Suspensão	49
6.2.9 Fósforo Orgânico Dissolvido	50
6.2.10 Nitrogênio Orgânico Dissolvido	52
6.2.11 Carbono Orgânico Total	53
6.3 Análise de Componentes Principais	56
7 DISCUSSÃO	59
8 CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
APÊNDICE	85

1 INTRODUÇÃO

As zonas costeiras são ambientes de interação entre o continente, o oceano e a atmosfera, apresentando elevada complexidade e riqueza natural, mas têm sofrido grandes intervenções, devido à implantação desordenada de uma série de atividades econômicas. De fato, a intensa pressão antrópica sobre essas regiões, consideradas como locais ideais para a exploração de atividades de pesca, navegação, agricultura, implantação de empreendimentos turísticos, atividades industriais e portuárias, tem causado uma gama de degradações ambientais, que podem se tornar irreversíveis se não forem gerenciadas adequadamente (CAMPOS *et al.*, 2007).

As atividades antrópicas em áreas costeiras têm como parte do seu sistema de processamento e transporte, uma produção de dejetos e efluentes que, se despejados nos ecossistemas aquáticos de maneira direta ou indireta, poderão provocar a perda da qualidade ambiental dessas áreas. Como por exemplo, podem alterar a produtividade e a estrutura das comunidades biológicas e causar extinções locais de populações de animais e vegetais. Assim, a implantação dos projetos industriais e do próprio crescimento urbano deve ser acompanhada com monitoramentos constantes e estudos prévios, no que diz respeito à preservação ambiental e, principalmente, com proposta de medidas de controle ou de minimização dos impactos (REZENDE, 1988; PERA-TITUS *et al.*, 2004).

Dentre as regiões costeiras, os estuários são considerados um importante componente funcional para essas regiões, pois apresentam alta complexidade biogeoquímica, sendo responsáveis por inúmeros processos de produção primária e reciclagem da matéria orgânica, disponibilizando minerais e nutrientes essenciais à cadeia trófica (BIANCHI, 2007). Constitui um dos ecossistemas mais produtivos do mundo, com altas taxas de produção primária e teores de biomassa autótrofa e heterótrofa (BRAGA *et al.*, 2000; PEREIRA FILHO *et al.*, 2001).

A complexidade é incrementada pelos diversos processos físicos e químicos que ocorrem à medida que a água doce, da descarga fluvial, mistura-se à água salina, proveniente do mar, interagindo com as partículas de material em suspensão, e dos diferentes sedimentos depositados ao longo do estuário (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). A capacidade de renovação periódica de suas águas faz dos estuários locais onde ocorrem intensas transformações da matéria orgânica (PEREIRA FILHO; SPILLERE; SCHETTINI, 2003).

Aproximadamente 60% das grandes cidades distribuídas ao redor da Terra estão localizadas próximas às regiões estuarinas, atribuindo a essas, grande importância biológica e socioeconômica para o planeta (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Decorrente da concentração desse desenvolvimento humano nos estuários é comum observar impactos ambientais de diversas naturezas. Esses impactos variam desde o lançamento de efluentes domésticos, agrícolas ou industriais não tratados e ricos em matéria orgânica, até a alteração da morfologia da bacia estuarina para que essa se adeque às necessidades humanas, tais como: dragagens, aterros, retificações de canais, construção de barragens e usinas (SCHETTINI; PEREIRA FILHO; SPILLERE, 2000).

A bacia de drenagem é a origem do sistema de rios que suprirá o estuário de água fluvial, sedimentos, substâncias orgânicas e inorgânicas e eventualmente poluentes. A quantidade de água recebida pela bacia depende das condições climáticas, das características do solo, da cobertura vegetal e da ocupação urbana, agrícola e industrial (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Os estuários recebem diretamente o impacto das atividades humanas ocorridas nas bacias de drenagem. Como resultado, grande parte dos compostos de origem antrópica tende a ficar concentrada nessas regiões, ao invés de se dispersar ao longo de toda a região oceânica (BISHOP, 1983; PÉRÈS *et al.*, 1980). As zonas industrializadas, por exemplo, se caracterizam pelo aporte de metais pesados, hidrocarbonetos, nutrientes e matéria orgânica; já regiões agrícolas principalmente pela entrada de fertilizantes, além de pesticidas e herbicidas (RIBEIRO, 1996).

O esgoto doméstico é outro problema diretamente relacionado à presença de centros urbanos nas proximidades de estuários. Além da grande quantidade de água, esse efluente carrega uma série de substâncias poluentes, onde se destacam a matéria orgânica, os nutrientes, organismos patogênicos e o material em suspensão (BISHOP, 1983). Muitos centros urbanos lançam seus esgotos em estado bruto ou parcialmente tratados, diretamente em águas estuarinas e costeiras. Entretanto, o processo de mistura em regiões costeiras, e particularmente em estuários e lagoas costeiras, não é completo. A entrada desses efluentes em corpos d'água de circulação restrita pode provocar a eutrofização do meio, com grande desenvolvimento dos produtores primários, tanto macroalgas como fitoplâncton, ocasionado pelo aumento do aporte de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo (CARNEIRO *et al.*, 1994; CARNEIRO E BARROSO, 1993; CARMOUZE E VACONCELOS, 1992; CLOERN, 2001; PEREIRA FILHO; SPILLERE; SCHETTINI, 2003).

Os impactos antrópicos nas últimas décadas têm levado a atrair a atenção dos pesquisadores em relação aos estudos da presença da matéria orgânica na água. Essa matéria orgânica em ambientes aquáticos é geralmente dividida em duas frações principais: a fração dissolvida (MOD) e particulada (MOP), e seus teores de carbono são classificados como carbono orgânico dissolvido – COD (fração que passa pela membrana de um filtro com 0,45 µm de porosidade) e carbono orgânico particulado – COP (material que fica retido na membrana do filtro) respectivamente, sendo o somatório desses, constituindo o carbono orgânico total (COT). No ambiente marinho, o carbono orgânico dissolvido constitui aproximadamente 95% do carbono orgânico total, enquanto que o carbono orgânico particulado representa aproximadamente 5% do COT (CHESTER, 2000).

A matéria orgânica é utilizada como fonte de energia, nutrição, formação de depósitos fósseis e registro das condições ambientais, além de ser um importante suporte geoquímico para o transporte de metais e outros poluentes. O transporte fluvial da matéria orgânica representa uma ligação importante dos ciclos globais de elementos bioativos, que modula a biosfera ao longo do tempo geológico e suportam de uma maneira significativa as atividades heterotróficas dentro dos rios, estuários e sistemas marinhos similares (REZENDE *et al.*, 1990).

A entrada de carbono orgânico em águas estuarinas e costeiras tem sido associada a problemas de eutrofização e aumento na demanda bioquímica de oxigênio e, conseqüentemente, na diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido. As maiores concentrações de carbono orgânico ocorrem em águas onde há a descarga de efluentes domésticos e industriais, nas quais as frações de carbono orgânico dissolvido e particulado ocasionalmente excedem os 100 mg.L⁻¹. As concentrações de carbono orgânico dissolvido em águas estuarinas e costeiras normalmente variam de 1 a 5 mg.L⁻¹, os níveis de carbono orgânico particulado geralmente variam aproximadamente de 0,5 a 5 mg.L⁻¹ em estuários e de 0,1 a 1 mg.L⁻¹ em águas costeiras. Já as concentrações de carbono orgânico total normalmente variam de 1 a 10 mg.L⁻¹ nos estuários e de 1 a 6 mg.L⁻¹ em águas costeiras (KENNISH, 1997).

Em áreas estuarinas e costeiras, o aporte de carbono orgânico, além das fontes derivadas de atividades antrópicas, também está relacionado com origens naturais: fungos, bactérias, fitoplâncton, zooplâncton, decomposição de plantas vasculares submersas e animais, macroalgas bentônicas e partículas detriticas. Além disso, os produtos de degradação da biomassa viva (terrestre e aquática), como os carboidratos, aminoácidos, enzimas,

hidrocarbonetos, antibióticos, toxinas, ácidos graxos, compostos fenólicos e colóides (substâncias húmicas) (KARL E BAILIFF, 1989; BENNER *et al.*, 1992; MEYBECK, 1993; HOPE; BILLET; CRESSER, 1994; BAUMGARTEN; NIENCHESKI; ROCHA, 1996). Esses materiais são de interesse por várias razões, pois seu transporte contribui significativamente para o ciclo do carbono (MEYBECK, 1993; SEDJO, 1993).

Os estuários possuem um papel importante no ciclo global do carbono através do transporte e/ou modificações da matéria orgânica originada no ambiente terrestre para o marinho (COVELLI *et al.*, 2007). Estima-se que este fluxo de carbono representa aproximadamente 1% da produção primária terrestre (SCHLESINGER E MELLACK, 1981; DITTMAR E LARA, 2001). Esse material de origem terrestre é responsável pelo aporte de substâncias orgânicas que abastecem a produção de matéria orgânica marinha (DEGENS; KEMPE; RICHEY, 1991). O transporte de carbono orgânico terrestre envolve também a atmosfera (SEKI *et al.*, 2006).

Diante disso, o ecossistema estuarino funciona como uma área de interface entre o ambiente terrestre e marinho, apresentando uma grande capacidade de acumular material tanto de origem continental como marinha. Além da matéria orgânica proveniente das bacias de drenagem dos rios, os manguezais existentes nas áreas costeiras tropicais e subtropicais, possuem uma particular importância para a biogeoquímica do ciclo do carbono (LACERDA E MARINS, 2002).

As fontes da matéria orgânica nos estuários podem ser autóctones, ou seja, produzida no próprio ecossistema pelos produtores primários (fitoplâncton e macrófitas aquáticas), dependendo da disponibilidade dos nutrientes dissolvidos e luz; ou alóctones, quando é transportada para o estuário, via aportes fluviais ou efluentes (WESTERHOFF E ANNING, 2000). As concentrações dentro do estuário dependem também das forçantes físicas, como vento, calor e correntes, bem como de sua morfologia, que condicionam a dinâmica hidrológica (PAULO *et al.*, 2011).

Considerando o ciclo global do carbono, o ambiente costeiro é uma área especialmente importante. Embora representando apenas uma pequena superfície do ambiente marinho (cerca de 10%), é a área mais produtiva, principalmente devido à influência da entrada dos rios, enriquecendo as águas costeiras em matéria orgânica e nutrientes, garantindo uma rápida reutilização dos elementos regenerados (WOLLAST, 1991; CAUWET E SIDOROV, 1996; MILLERO, 2006), principalmente carbono, nitrogênio e fósforo que são os principais constituintes da matéria orgânica.

Os nutrientes transportados pelos rios desempenham uma importante função nos ambientes aquáticos, pois além de constituírem fonte de energia em trânsito ou acumulada nos mesmos, eles são significantes na biogeoquímica desses ambientes, especialmente os estuários onde exercem efeitos profundos nas reações físicas, químicas e bioquímicas que neles se desenvolvem (BESSA E PAREDES, 1990). O carbono, por exemplo, é um elemento químico que entra na constituição dos seres vivos e de todos os compostos orgânicos – carboidratos, proteínas, vitaminas e lipídios (BAUMGARTEN; NIENCHESKI; ROCHA, 1996). É sob a forma desses compostos orgânicos que a energia chega aos consumidores ao longo das cadeias alimentares.

O ciclo global do carbono em ambientes costeiros e marinhos, basicamente envolve a produção de carbono orgânico via processo fotossintético, principalmente na camada eufótica, onde o CO₂ dissolvido (carbono inorgânico) é fixado pelo fitoplâncton (produtores), e transportado para a coluna d'água. A matéria orgânica gerada na fotossíntese é distribuída ao longo da teia trófica (CHESTER, 2000). Os organismos fotossintetizantes apresentam um importante papel ecológico, uma vez que fornecem mais de 99% da matéria orgânica usada na cadeia trófica. Eles contribuem com pouco mais que 50% de toda a produtividade primária na Terra, o que representa aproximadamente 50 Gt de carbono por ano em suas estruturas (FIELD *et al.*, 1998).

O carbono orgânico total não é apenas um componente importante associado com a qualidade da água, mas também um indicador de contaminação orgânica. Quantificar o *input* dos rios em relação ao carbono orgânico total é de grande importância para uma melhor compreensão dos processos do ciclo global do carbono e avaliações de poluição orgânica (NI *et al.*, 2008).

Segundo Baumgarten *et al.* (1998), quando as concentrações de carbono orgânico total ultrapassam a capacidade de diluição, absorção, reciclagem e autodepuração do corpo hídrico receptor, podem causar impactos e alterações na composição química natural das águas, gerando desequilíbrios ecológicos.

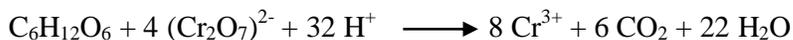
Correlações positivas entre as concentrações de determinados poluentes orgânicos e o carbono orgânico total já foram relatados anteriormente em diversos estudos (ARZAYUS; DICKHUT; CANUEL, 2001; ACCARDI-DEY E GSCHWEND, 2002; HINGA, 2003; CHEN *et al.*, 2005; CHEN *et al.*, 2006).

Na prática, a determinação de carbono orgânico total é de grande importância para todos os ambientes aquáticos. Pesquisadores consideram que as concentrações de COT dependem do tipo de ambiente, mas também podem ser afetadas por diversos outros parâmetros físicos e químicos, como a temperatura da água, a salinidade e o pH, além da atividade microbiana e a vegetação circundante (VISCO; CAMPANELLA; NOBILI, 2005).

Baseando-se no interesse ambiental, várias metodologias têm sido desenvolvidas para a determinação do conteúdo da matéria orgânica nos corpos hídricos, entre elas a análise de carbono orgânico total da coluna d'água.

O método do COT consiste em uma medida direta da matéria orgânica carbonácea existente nos ecossistemas aquáticos, sem qualquer informação sobre a sua natureza e estrutura, através da oxidação quantitativa dessa matéria orgânica pelo bicromato de potássio em meio de ácido sulfúrico concentrado. Certa quantidade de bicromato de potássio (Cr^{6+}) é reduzida a Cr^{3+} pela matéria orgânica, e a quantidade em excesso (não reduzida, de Cr^{6+}) é então medida pelo método titulométrico com solução de sulfato ferroso amoniacal, em presença de um indicador redox apropriado. O carbono orgânico oxidável é expresso como carbono de glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$). Portanto, o que se determina é o carbono orgânico total, principal constituinte da matéria orgânica (BAUMGARTEN; NIENCHESKI; ROCHA, 1996).

Reações:



MOT ânion bicromato ácido concentrado



cátion ferroso excesso de bicromato cátion férrico

O presente estudo faz parte do projeto intitulado “Abordagem Integrada para o Monitoramento de Qualidade das Águas Superficiais na Área de Influência da Refinaria do Nordeste – Suape/PE”, financiado pela Petrobras. O objetivo básico desse Projeto de Pesquisa é o desenvolvimento e a aplicação de uma metodologia integrada para analisar a qualidade ambiental das águas superficiais na área de influência do empreendimento denominado Refinaria do Nordeste Abreu e Lima, localizado no Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), município de Ipojuca, Pernambuco, Brasil.

2 JUSTIFICATIVA

Os estuários constituem um ecossistema de alta relevância ambiental, cuja diversidade é marcada pela transição de ambientes terrestres e marinhos, com interações que lhes conferem um caráter dinâmico e que requerem, por isso, atenção especial. Representam também, áreas de elevada importância no ciclo biogeoquímico da matéria orgânica e a intensa ação antrópica tem sido responsável por alterações significativas nos fluxos dessa matéria orgânica nesses ambientes (VER; MACKENZIE; LERMAN, 1999; ACCORNERO *et al.*, 2003).

Os ecossistemas estuarinos geralmente são grandes produtores, transformadores e consumidores de matéria orgânica, não dependendo, de uma forma geral, de aportes externos (ambiente autotrófico). Este equilíbrio pode ser alterado naturalmente, ou pelas atividades antrópicas, sendo transformado em um ambiente heterotrófico. Devido às características morfológicas e hidrodinâmica de cada estuário, os aportes de matéria orgânica poderão ser transformados em locais diferentes de cada estuário (no estuário superior, médio ou inferior) dependendo do tempo de residência da água, e lançados à área costeira com maior ou menor percentual de carbono orgânico.

A avaliação e o monitoramento da qualidade ambiental das águas em regiões estuarinas e costeiras são de extrema importância, uma vez que através dos parâmetros físicos e químicos da água, podem-se evidenciar direta e indiretamente as alterações que afetam o ecossistema.

As entradas de carbono orgânico a partir de águas municipais, industriais ou agrícolas têm contribuído significativamente para o aumento da matéria orgânica, conseqüentemente, ocorrendo uma diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido em águas estuarinas e costeiras de muitas regiões do mundo, especialmente nas proximidades dos grandes centros urbanos (KENNISH, 1997), como por exemplo, o litoral sul do estado de Pernambuco.

O carbono orgânico total possui um papel importante na quantificação da matéria carbonácea, principalmente em ambientes sujeitos à poluição orgânica, sendo um bom indicador da qualidade ambiental nos meios hídricos. A determinação do carbono orgânico total tem sido reconhecida como o melhor parâmetro ambiental para determinar a matéria orgânica em uma amostra de água e o mais adequado para o controle de efluentes antrópicos (MANAHAN, 2000).

Estudos relativos aos teores de carbono orgânico total em águas estuarinas e costeiras são bastante escassos, principalmente no nordeste do Brasil e, em especial, no estado de Pernambuco. Diante dessa escassez de dados, torna-se relevante a necessidade de informações e pesquisas sobre o referido tema, bem como tais estudos permitirão uma abordagem sobre a que nível as atividades antrópicas que ocorrem nesses ambientes interferem no ciclo do carbono.

O litoral do estado de Pernambuco tem aproximadamente 187 km de extensão (concentrando 44% de sua população) e suas áreas estuarinas são pouco numerosas (12 estuários de pequeno e médio porte), incluindo o complexo estuarino de Suape, localizado nos municípios do Cabo e Ipojuca. A área é cortada por importantes rios e estuários, com maior concentração ao sul do Cabo de Santo Agostinho, e entre eles destacam-se os estuários dos rios Ipojuca e Massangana (MACÊDO; MUNIZ; FLORES MONTES, 2004).

Os estuários dos rios Ipojuca e Massangana estão localizados no litoral sul do estado de Pernambuco e apresentam uma grande importância socioambiental, mas ao longo dos anos vêm sofrendo um desequilíbrio ambiental, devido ao aumento dos dejetos orgânicos, em função do crescimento desordenado da população, além das atividades industriais e agrícolas, contribuindo de forma expressiva na exportação de matéria orgânica para essas áreas. Esses fatores têm gerado fortes pressões sobre os ambientes em questão, resultando na poluição das águas superficiais e subterrâneas, comprometendo a qualidade de suas águas.

A conservação de ambientes estuarinos e a perpetuação do seu potencial econômico são alcançadas através da abordagem dos principais problemas a eles relacionados, como também por meio do conhecimento das características comuns e únicas de cada estuário (ELLIOT E MCLUSKY, 2002).

Por essa razão, compreender as principais fontes e o ciclo do carbono orgânico nos estuários, bem como prever os efeitos futuros da população, em relação ao aumento dos teores de carbono orgânico total sobre o ambiente estuarino (COUNTWAY; CANUEL; DICKHUT, 2007), reforça ainda mais, os motivos para a realização do estudo ora proposto.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Realizar um estudo sobre os aportes continentais de carbono orgânico total em águas estuarinas do litoral sul de Pernambuco, Brasil, com diferentes tipos de intervenção antrópica, a fim de diagnosticar os processos de alteração ambiental da qualidade das águas.

3.2 Específicos

- ✓ Determinar os teores de carbono orgânico total (COT) em águas estuarinas dos rios Ipojuca e Massangana, a fim de avaliar os níveis de matéria orgânica existente, bem como determinar as variações sazonais e espaciais dos mesmos;
- ✓ Determinar os principais parâmetros físicos e químicos da água: temperatura, transparência, oxigênio dissolvido (OD), percentual de saturação de oxigênio dissolvido (OD%), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), material particulado em suspensão (MPS), fósforo (POD) e nitrogênio (NOD) orgânicos dissolvidos, bem como determinar as variações sazonais e espaciais dos mesmos;
- ✓ Correlacionar os teores de carbono orgânico total com os demais parâmetros físicos e químicos da água para determinar o grau de interação entre eles.

4 ÁREAS DE ESTUDO

4.1 Rio Ipojuca

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca está localizada no litoral sul do estado de Pernambuco, região nordeste do Brasil, entre as coordenadas geográficas 08°09'50" e 08°40'20" de latitude sul, e 34°57'52" e 37°02'48" de longitude oeste (SRH, 1998). Limita-se ao norte com a bacia do rio Capibaribe; ao sul, com as bacias dos rios Una e Sirinhaém; a leste, com o segundo e terceiro grupos de bacias de pequenos rios litorâneos e o oceano Atlântico; e a oeste, com as bacias dos rios Ipanema e Moxotó e o estado da Paraíba (CPRH, 2005).

A bacia do rio Ipojuca que forma e acompanha o rio através das zonas do Agreste, Zona da Mata e Litoral é considerada a segunda maior bacia do estado de Pernambuco e abrange uma área de 3.435,34 km². Essa área corresponde a 3,49% do Estado e passa por 24 municípios (SECTMA, 2006).

No que se refere ao uso e ocupação do solo, a bacia do rio Ipojuca pode ser assim caracterizada: ocupação urbana e industrial, áreas cultivadas com cana-de-açúcar (agroindústria), pecuária, policultura e zonas de interesse ambiental (áreas de mata atlântica e manguezal). Já o uso da água está destinado ao abastecimento público e recepção de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais (CPRH, 2010).

A bacia apresenta uma produção diversificada de indústrias instaladas, destacando-se as químicas, têxteis, alimentícias, sucroalcooleiras, metalúrgicas, minerais não metálicos e substâncias perigosas (CPRH, 2003). Destaca-se também a implantação do Estaleiro Atlântico Sul, da Refinaria do Nordeste Abreu e Lima, do Polo Petroquímico, e mais de 100 empresas em operação, localizados no Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), município de Ipojuca/PE (SUAPE, 2011).

O relatório *Levantamento das Fontes Poluidoras na Bacia do Rio Ipojuca – Pernambuco* apresenta a avaliação da carga orgânica potencial total relativa aos efluentes domésticos, industriais e agroindustriais, concluindo-se que 28,1% correspondem ao potencial poluidor relativo aos efluentes domésticos; 5,2% aos industriais e 66,7% às indústrias do setor sucroalcooleiro. Quanto à carga potencial poluidora remanescente em termos de carga orgânica lançada diariamente na bacia, conclui-se que 67,3% da carga poluidora lançada

diariamente correspondem aos efluentes domésticos; 6% aos industriais e 26,7% às indústrias do setor sucroalcooleiro (CPRH, 2003).

Vale salientar que nenhuma das cidades localizadas nesta bacia possui um sistema adequado de esgoto sanitário, e que toda carga de poluentes recebida pelo rio Ipojuca é trazida para o estuário, aumentando com isso, os problemas de contaminação de algumas doenças, principalmente para as famílias que moram em áreas ribeirinhas (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

O rio Ipojuca, com uma extensão aproximada de 250 km, é o principal curso d'água da bacia. Ele nasce na Serra do Pau D'arco (Agreste setentrional do estado de Pernambuco), município de Arcoverde, a uma altitude de aproximadamente 900 m, recebe vários afluentes e tem sua foz ao sudeste da cidade de Ipojuca. Segue a direção geral oeste-leste da nascente até atingir o litoral, mais precisamente ao sul do Porto de Suape e, portanto, é um rio translitorâneo. Seu regime fluvial é considerado intermitente desde a sua nascente até as proximidades do município de Chã Grande (Zona da Mata), e daí em diante torna-se perene, onde se encontra cerca de 1/6 de seu curso (CPRH, 2005). A origem do seu nome vem do tupi guarani *Iapajuque*, que significa água escura (SECTMA, 2006).

É o maior e mais importante dos quatro rios que fluem em direção à região de Suape e o que sofreu maior impacto com a construção do porto, devido, principalmente, ao represamento de suas águas e ao corte de extensas áreas de manguezal. A vegetação do estuário do rio Ipojuca é caracterizada pela existência de um manguezal exuberante onde se nota a presença de árvores de grande porte, constituídas por espécies dos gêneros *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia* e *Conocarpus* (BRAGA; MOURA; DUARTE, 1989).

A comunidade fitoplanctônica está representada por 97 espécies identificadas (KOENING *et al.*, 2002), enquanto que a fauna aquática compreende 314 espécies de animais, sendo 149 espécies zooplanctônicas, 110 de moluscos, 9 de crustáceos e 46 de peixes (LINS, 2002).

O estuário do rio Ipojuca (Figura 1) está localizado a cerca de 40 km ao sul da cidade do Recife e possui uma extensão aproximada de 15 km até atingir o oceano Atlântico. O clima é quente, úmido e pseudotropical, do tipo As', segundo a classificação climática de Köppen, com chuvas de outono e inverno. A precipitação pluviométrica anual varia entre 1.850 e 2.634 mm, sendo o período de estiagem de setembro a fevereiro e o chuvoso de março a agosto. A temperatura média anual e a umidade relativa média anual são de 24°C e superior a 80%,

respectivamente. Os ventos predominantes são de sudeste, cuja velocidade média é em torno de $2,5 \text{ m.s}^{-1}$ (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

O estuário recebe forte carga poluidora e as principais fontes potenciais de poluição são os efluentes industriais, principalmente as fábricas de processamento de cana-de-açúcar e destilarias de álcool, e os domésticos *in natura*, além de resíduos sólidos urbanos lançados a céu aberto e o uso indiscriminado de agrotóxicos (SECTMA, 2006). Ele também foi bastante alterado com a construção do Porto de Suape, em decorrência dos constantes aterros, dragagens, construção de canais, além da abertura feita nos recifes, causando mudanças em seu hidrodinamismo e geomorfologia. Apresenta pouca profundidade, devido principalmente ao acúmulo de sedimentos na área (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

Grande parte das indústrias próximas ao estuário do rio Ipojuca é do tipo sucroalcooleira, e o principal resíduo, o vinhoto, vem sendo utilizado através da fertirrigação para o cultivo da cana-de-açúcar. O vinhoto é rico em matéria orgânica e minerais, com destaque para o potássio. Sua disposição sem controle no solo constitui risco de poluição dos recursos hídricos (GUNKEL *et al.*, 2007).

Toda a carga de detritos domésticos, industriais e agrícolas faz com que o rio Ipojuca, segundo a pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) “Indicadores de Desenvolvimento Sustentável – IDS”, seja considerado um dos rios mais poluídos do Brasil (em 3º lugar, ficando atrás dos rios Tietê e Iguaçu, em primeiro e segundo lugar, respectivamente), com baixos índices de qualidade da água (IBGE, 2010). Esta situação é agravada pelo fato das trocas de suas águas com as marinhas serem reduzidas. A situação não é pior, graças ao papel depurador dos manguezais que ainda existem na área (NEUMANN-LEITÃO, 1994).



Figura 1. Estuário do rio Ipojuca. Fotos: Manuel Flores (2008).

4.2 Rio Massangana

O rio Massangana, localizado no litoral sul de Pernambuco, nasce no engenho Providência no município de Ipojuca e deságua ao sul do promontório de Santo Agostinho onde encontra o rio Tatuoca. Apresenta um percurso de 7,5 km e recebe diferentes denominações ao longo do seu curso: riacho Velho, Algodois, Tabatinga e Massangana, sucessivamente. Sua bacia se estende por aproximadamente 110 km², abrangendo parte dos municípios do Cabo e Ipojuca. Embora de dimensão reduzida, o rio Massangana desempenha um importante papel na manutenção dos ecossistemas e das comunidades locais (CPRH, 2001).

Pertence ao grupo dos pequenos rios litorâneos (GL2) e serve de limite entre os municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca, tendo como formadores os rios Tabatinga e Utinga de Baixo, ambos com nascentes no município de Ipojuca. No primeiro situa-se a Barragem do Bitá, e no segundo, a Barragem do Utinga, mananciais integrantes do sistema de abastecimento hídrico do Complexo Industrial Portuário de Suape. Seu regime fluvial é considerado perene, que nasce e deságua na zona litorânea (CPRH, 2001).

O deságue do riacho Algodois ocorre no estuário do rio Massangana. Vale observar que seu leito estende-se até o encontro do rio Tabatinga com o Massangana, contudo, a última porção foi retificada com vistas à abertura de um canal de navegação para atender a antiga indústria naval localizada as suas margens (PEDROSA, 2010).

No que se refere à caracterização da bacia do rio Massangana com o uso e ocupação do solo está relacionado à: ocupação industrial, áreas cultivadas com cana-de-açúcar, policultura e áreas de mata atlântica e manguezal. Já o uso da água está destinado à recepção de efluentes industriais e agroindustriais (CPRH, 2010).

O estuário do rio Massangana (Figura 2) faz parte de um grande complexo de rios que interage com a ação antrópica proveniente principalmente da produção agrícola contínua em seu entorno (monocultura da cana-de-açúcar) e pelas atividades do Complexo Industrial Portuário de Suape (efluentes industriais). Além disso, é comum identificar na área, atividades de pesca de subsistência de populações ribeirinhas, onde existe uma vila de pescadores artesanais.

A hidrologia do estuário é regida por um regime euhalino de salinidade (sendo pouco influenciado pela drenagem terrestre) e baixa transparência da água, cuja turbidez dificulta a incidência de luz e a fotossíntese. A oxigenação é bem evidente tanto nos meses do período de

estiagem como nos meses do período chuvoso (MACÊDO *et al.*, 2001). Após a construção do Porto de Suape, o estuário passou a apresentar altas salinidades em suas áreas mais internas (NEUMANN-LEITÃO, 1994).

O estuário do rio Massangana que compõe a baía de Suape é caracterizado por extensas áreas de manguezal, embora com forte pressão antrópica. O manguezal é composto pelos gêneros *Rhizophora* (predominante nas margens do estuário), *Avicennia* e *Laguncularia* nas regiões mais internas do manguezal (FARRAPEIRA *et al.*, 2009). Esse ecossistema é responsável pela produtividade primária da zona costeira, funcionando também como abrigo da fauna aquática.

A comunidade fitoplânctônica está representada pelas divisões Heterokontophyta (Bacillariophyceae), Dinophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta, Chlorophyta e Heterokontophyta (Dicyochophyceae) sequenciadas em ordem de riqueza taxonômica e abundância (BORGES, 2011).

Em relação à fauna, o zooplâncton está representado pelos filos Protista, Cnidaria, Mollusca, Crustacea, Chaetognatha e Chordata (PESSOA *et al.*, 2009); o zoobentos pelos grupos taxonômicos Porifera, Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Annelida, Mollusca, Arthropoda, Bryozoa, Echinodermata e Tunicata (FARRAPEIRA *et al.*, 2009); e diferentes espécies de peixes (VASCONCELOS FILHO; GUEDES; GUIMARÃES SOBRINHO, 1990).



Figura 2. Estuário do rio Massangana. Fotos: Maria Elisa Pitanga (2008).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Amostragem e Processamento

Foram realizadas seis campanhas para coletas hidrológicas durante um ciclo sazonal característico da região, nos meses de setembro, novembro/2008 e janeiro/2009, correspondentes ao período de estiagem, e março, maio e julho/2009, correspondentes ao período chuvoso.

Estabeleceram-se seis pontos fixos de coleta: três nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe (P1, P2 e P3) e três no estuário do rio Massangana (P4, P5 e P6) (Figura 3). Os pontos de coleta foram georreferenciados com auxílio de GPS Garmin 12 (Tabela 1).

Tabela 1. Localização e coordenadas geográficas dos pontos de coleta nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe e Massangana.

Pontos de Coleta	Localização Geográfica	Coordenadas Geográficas	
		Latitude Sul	Longitude Oeste
P1	Confluência dos estuários Ipojuca/Merepe	08° 24,421'	34° 58,351'
P2	Estuário do rio Merepe	08° 24,876'	34° 58,752'
P3	Estuário do rio Ipojuca	08° 24,608'	34° 59,188'
P4	Estuário inferior do rio Massangana	08° 21,918'	34° 57,713'
P5	Estuário superior do rio Massangana (Tabatinga)	08° 20,832'	34° 59,670'
P6	Estuário superior do rio Massangana (Algadoais)	08° 20,408'	34° 58,812'

As amostras de água foram coletadas na camada superficial, por meio de garrafa oceanográfica tipo Niskin, durante os estofos de baixa-mar (BM) e preamar (PM) diurnas, em maré de sizígia.

Após as coletas, as amostras para as análises hidrológicas foram transportadas ao Departamento de Oceanografia/Laboratório de Oceanografia Química (DOCEAN/LOQuim) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram catalogadas, processadas e analisadas, de acordo com a metodologia específica.

Para a avaliação e classificação da qualidade das águas na área de estudo foi seguida a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

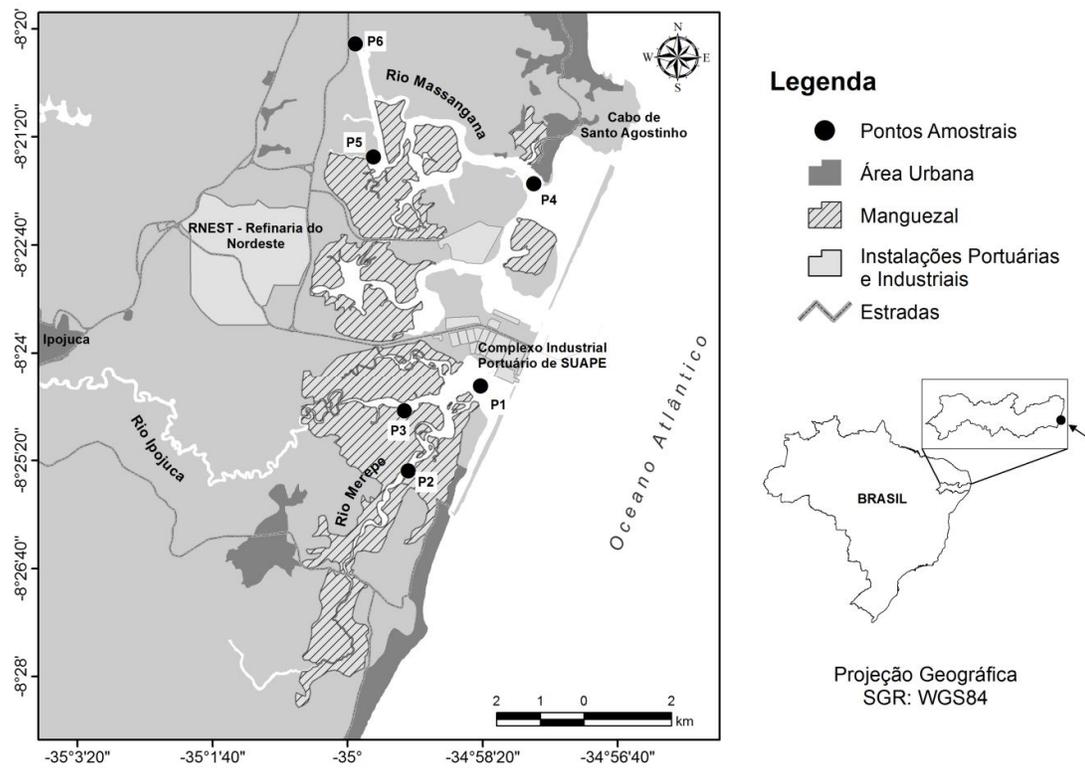


Figura 3. Mapa das áreas de estudo com a localização dos pontos amostrais nos estuários dos rios Ipojuca/Merepe e Massangana, Pernambuco, Brasil.

5.2 Precipitação Pluviométrica (mm)

Os dados mensais de precipitação pluviométrica (Estação de Ipojuca) foram fornecidos através do banco de dados pluviométricos do Laboratório de Meteorologia de Pernambuco (LAMEPE), vinculado ao Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP, 2011).

5.3 Altura das Marés (m)

A altura das marés foi obtida através das Tábuas de Marés editadas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN, 2011) da Marinha do Brasil, publicadas em 2008 e 2009, tendo-se como referência o Porto de Suape/PE (Apêndice A).

5.4 Profundidade Local (m)

A profundidade máxima local foi aferida *in situ* com auxílio de uma ecossonda manual digital (LCD Sounder Plastimo Echotest, modelo 714700).

5.5 Parâmetros Físicos e Químicos da Água

5.5.1 Temperatura da Água (°C)

A temperatura da água foi obtida *in situ* através da leitura de um termômetro oceanográfico de inversão acoplado à garrafa de coleta. A precisão é de $\pm 0,02^{\circ}\text{C}$.

5.5.2 Transparência da Água (m)

A transparência da água foi medida *in situ* a partir da observação da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi de cor branca e com 30 cm de diâmetro preso a um cabo graduado em centímetros. Tal medida foi feita no horário compreendido entre 9h e 16h.

5.5.3 Salinidade

As amostras de água para determinação da salinidade foram coletadas em garrafas plásticas com capacidade de 100 ml para posterior análise em laboratório. Os valores de salinidade foram obtidos através do método de Mohr-Knudsen, descrito por Strickland e Parsons (1972).

5.5.4 Oxigênio Dissolvido (mL.L^{-1})

Para determinação do oxigênio dissolvido foram coletadas amostras de água em frascos tipo âmbar com capacidade de 150 ml. As mesmas foram fixadas em campo (soluções de sulfato de manganês e iodeto de potássio alcalino) para posterior análise em laboratório, por um período de até 24h. As concentrações de oxigênio dissolvido na água foram determinadas pelo método de Winkler modificado, descrito por Strickland e Parsons (1972).

5.5.5 Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido (%)

Para o cálculo do percentual de saturação de oxigênio dissolvido foi aplicada a correlação entre os valores da temperatura e salinidade da água, de acordo com a tabela-padrão da *International Oceanographic Tables* (UNESCO, 1973).

5.5.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L^{-1})

As amostras de água para análise da $\text{DBO}_{5,20}$ foram coletadas em frascos idênticos aos utilizados para o oxigênio dissolvido e, posteriormente, armazenadas em uma incubadora a 20°C , por um período de cinco dias. A metodologia empregada foi descrita por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

5.5.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH foram determinados com auxílio de um pHmetro eletrônico de bancada (Hanna, modelo 8417), utilizando-se as mesmas amostras coletadas para determinação do fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos. O pHmetro foi calibrado com solução tampão de pH 7,00 e o método apresenta precisão de $\pm 0,01$.

5.5.8 Material Particulado em Suspensão (mg.L^{-1})

A filtração das amostras de água foi realizada através de filtros GF/C com porosidade $< 50 \mu\text{m}$ e 47 mm de diâmetro, em sistema de filtração asséptico Millipore, com auxílio de bomba a vácuo. O material particulado em suspensão na água foi medido através do método gravimétrico descrito por Baumgarten, Wallner-Kersanach e Niencheski (2010).

5.5.9 Fósforo e Nitrogênio Orgânicos Dissolvidos ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)

Para análise do fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos foram coletadas amostras de água em garrafas plásticas com capacidade de 500 ml. As mesmas foram filtradas e congeladas imediatamente para posterior análise. A determinação do fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos foi feita através da subtração da fração total dissolvida e a inorgânica dissolvida. Utilizaram-se métodos colorimétricos com leituras em espectrofotômetro (Cary 50, da Varian), de acordo com as metodologias descritas por Grasshoff, Ehrhardt e Kremling (1983).

5.5.10 Carbono Orgânico Total (mg.L^{-1})

As amostras de água foram coletadas em garrafas plásticas com capacidade de 300 ml, sem filtrá-las e congeladas imediatamente para posterior análise. Os teores de carbono orgânico total foram determinados através do método titulométrico descrito por Strickland e Parsons (1972), adaptado por Baumgarten, Rocha e Niencheski (1996).

Os cálculos e as etapas analíticas (Figura 4) para determinação das concentrações de carbono orgânico total da coluna d'água estão esquematizados a seguir:

$$V_c = V (1 - T/S)$$

Onde:

T - volume (ml) da solução de sulfato ferroso amoniacal utilizado na titulação da amostra;

S - volume (ml) da solução de sulfato ferroso amoniacal utilizado na titulação do branco de determinação;

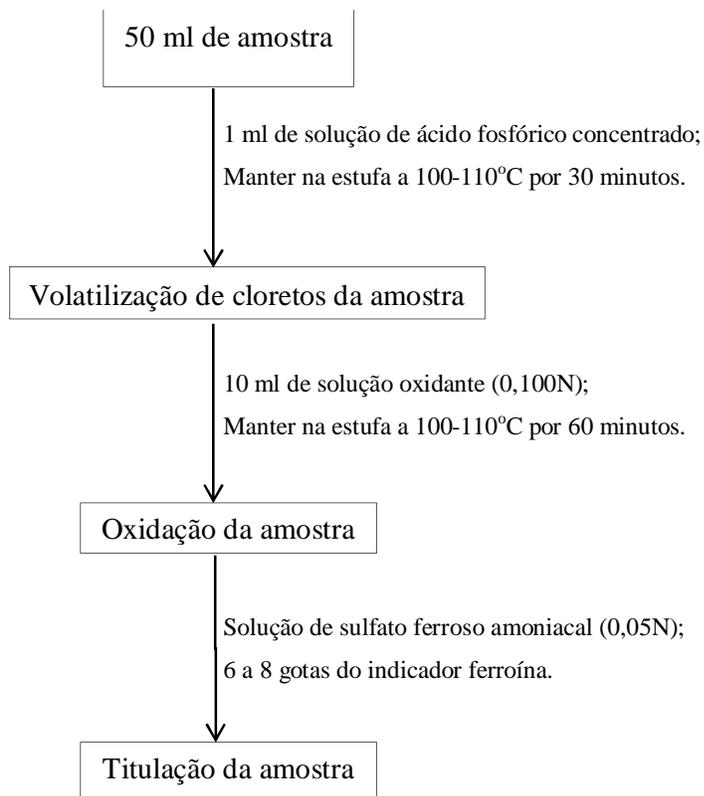
V - volume (ml) da solução oxidante (ácido sulfúrico-bicromato de potássio oxidante) utilizado na análise;

V_c - volume (ml) da solução oxidante consumido pela amostra.

Considerando que a glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) possui seis átomos de carbono, tem-se que:

$$[\text{C}] \text{ mg.L}^{-1} = 6 V_c \text{ (para 50 ml de amostra)}$$

(I):



(II):

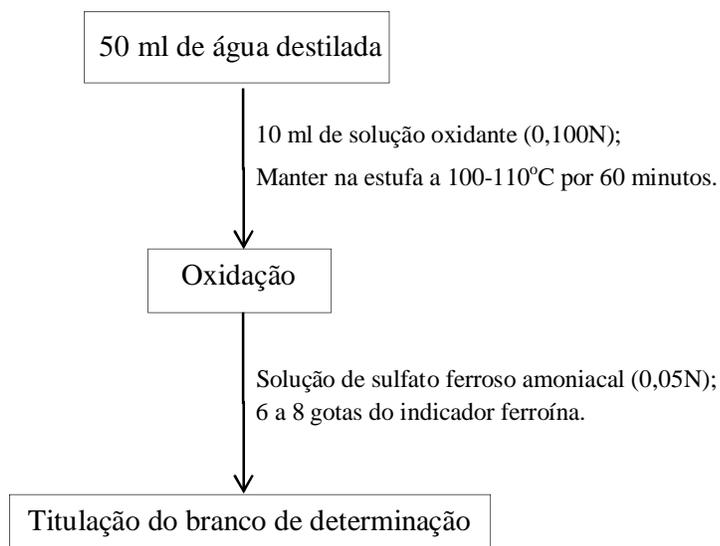


Figura 4. Fluxogramas das etapas analíticas para determinação das concentrações de carbono orgânico total da coluna d'água, segundo a metodologia proposta por Strickland e Parsons (1972), adaptada por Baumgarten, Rocha e Niencheski (1996). (I): titulação da amostra; (II): titulação do branco de determinação.

5.6 Tratamento Estatístico dos Dados

5.6.1 Estatística Descritiva e Análise de Variância (ANOVA)

Foram realizadas análises de estatísticas descritivas para os períodos de estiagem e chuvoso, pontos de coleta e marés, obtendo-se os valores mínimo, máximo e mediana.

Para a padronização dos dados, os mesmos foram transformados logaritmicamente em $\log(x+1)$ e submetidos à ANOVA One-way, a fim de obter os valores de F. Foi realizada a ANOVA para detectar diferenças significativas dos parâmetros físicos e químicos da água entre os períodos do ano, pontos de coleta e marés, além de identificar se houve diferença significativa entre as concentrações de carbono orgânico total e os estuários estudados. Para essa análise e os gráficos de *box plot* foi utilizado o programa Statistica versão 8.0 (StatSoft Inc.).

Todos os testes estatísticos foram realizados ao nível de significância de 5%.

5.6.2 Análise de Componentes Principais (ACP)

A técnica de ordenação direta dos dados foi feita através de uma ACP, segundo Massart *et al.* (1998). Utilizaram-se os parâmetros físicos e químicos da água, a fim de determinar o grau de interação entre eles, em ambos os estuários. Para essa análise foi utilizado o programa NTSYSpc versão 2.1.

5.7 Normatização do Texto

Para normatização do texto (estrutura, resumo, sumário, numeração, citação, ilustração e referências bibliográficas) foram utilizadas as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (2002a, 2002b, 2003b, 2003c, 2003d, 2005).

As tabelas foram elaboradas de acordo com as normas da Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (1993).

6 RESULTADOS

6.1 Precipitação Pluviométrica

A quantidade mensal de precipitação pluviométrica total acumulada para o período de estiagem apresentou o valor mínimo de 11,8 mm em novembro/2008, e o máximo de 185,0 mm em janeiro/2009 (Figura 5).

Para o período chuvoso, a quantidade mensal de precipitação pluviométrica total acumulada apresentou o valor mínimo de 183,3 mm em março/2009, e o máximo de 366,5 mm em julho/2009 (Figura 5).

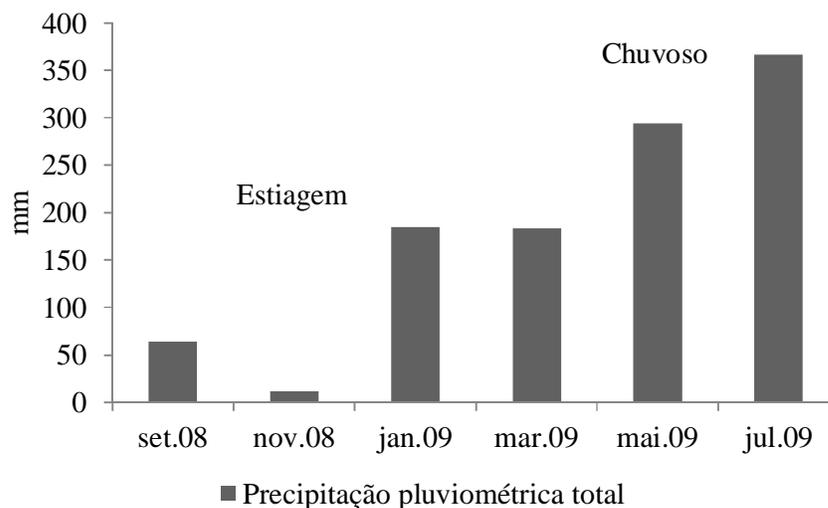


Figura 5. Variação da precipitação pluviométrica total registrada para o município de Ipojuca/PE (Estação de Ipojuca), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09). Fonte: ITEP/LAMEPE (2011).

6.2 Parâmetros Físicos e Químicos da Água

6.2.1 Temperatura da Água

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores da temperatura da água variaram entre 27,00 e 31,70°C, com mediana de 28,70°C. O valor mínimo foi registrado no P3, tanto na baixa-mar quanto na preamar em julho/2009, e o máximo verificado no P1, durante a baixa-mar em março/2009 (Figura 6). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da temperatura da água não apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=0,2$; $p=0,633$), pontos de coleta ($F=0,1$; $p=0,948$) e marés ($F=1,7$; $p=0,201$).

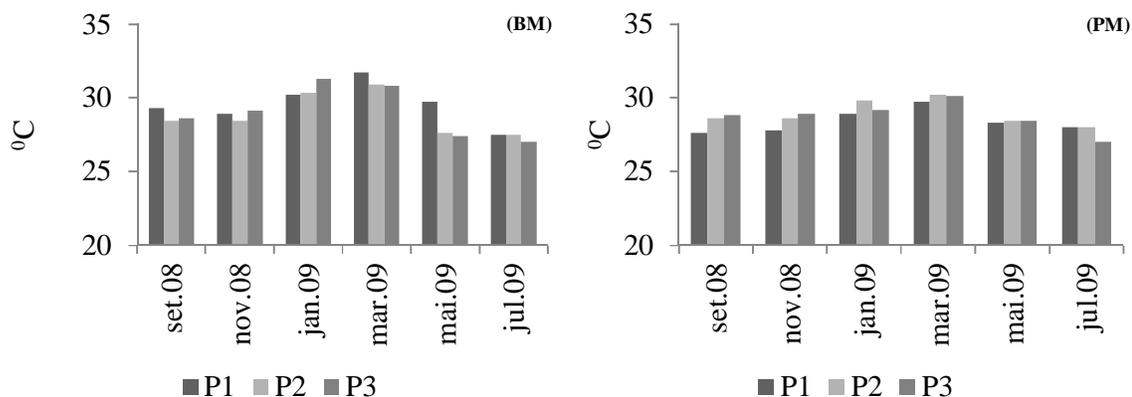


Figura 6. Variação sazonal e espacial da temperatura da água no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores da temperatura da água oscilaram entre 27,20 e 31,70°C, com mediana de 28,75°C. O valor mínimo foi registrado nos P5 e P6, durante a baixa-mar em maio e julho/2009, respectivamente, e o máximo verificado no P6, durante a baixa-mar em março/2009 (Figura 7). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da temperatura da água também não apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=0,2$; $p=0,659$), pontos de coleta ($F=3,0$; $p=0,064$) e marés ($F=2,0$; $p=0,167$).

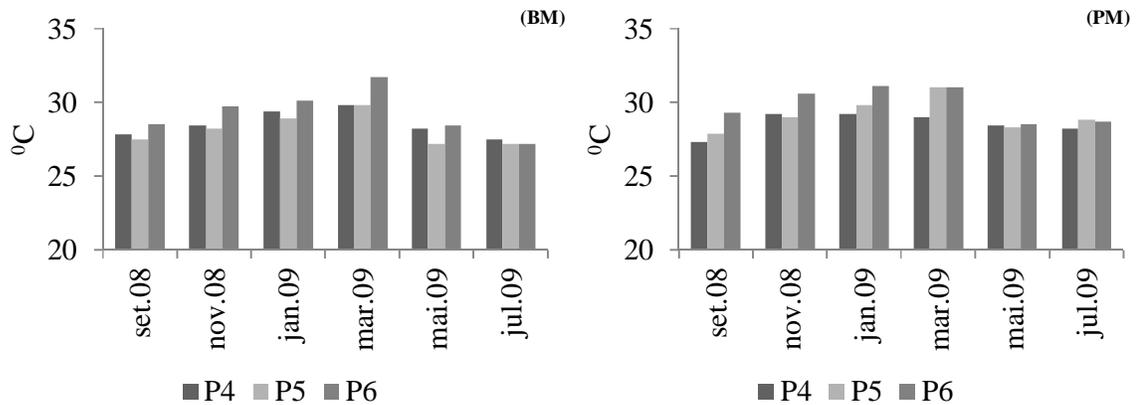


Figura 7. Variação sazonal e espacial da temperatura da água no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.2 Transparência da Água

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores da transparência da água variaram entre 0,20 e 4,00 m, com mediana de 0,80 m. O valor mínimo foi registrado no P3 em maio/2009, e o máximo verificado no P1 em novembro/2008, ambos durante a baixa-mar (Figura 8).

Alguns valores da transparência da água não foram registrados, devido ao horário da medida da profundidade do desaparecimento do disco de Secchi e, conseqüentemente, não foi realizada a ANOVA para esse parâmetro.

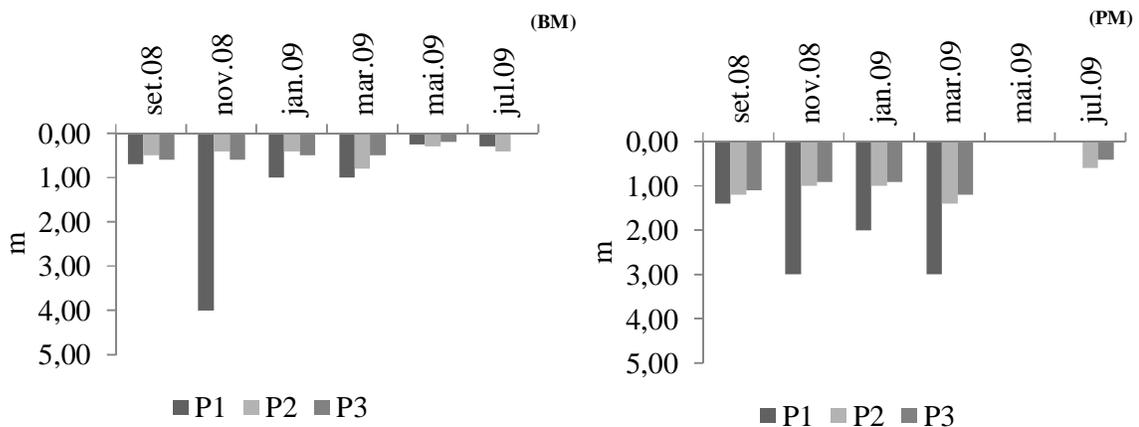


Figura 8. Variação sazonal e espacial da transparência da água no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores da transparência da água oscilaram entre 0,30 e 2,50 m, com mediana de 0,83 m. O valor mínimo foi registrado no P6, durante a baixa-mar em julho/2009, e o máximo verificado no P4, durante a preamar em novembro/2008 e março/2009 (Figura 9).

Alguns valores da transparência da água não foram registrados, devido ao horário da medida da profundidade do desaparecimento do disco de Secchi e, conseqüentemente, não foi realizada a ANOVA para esse parâmetro.

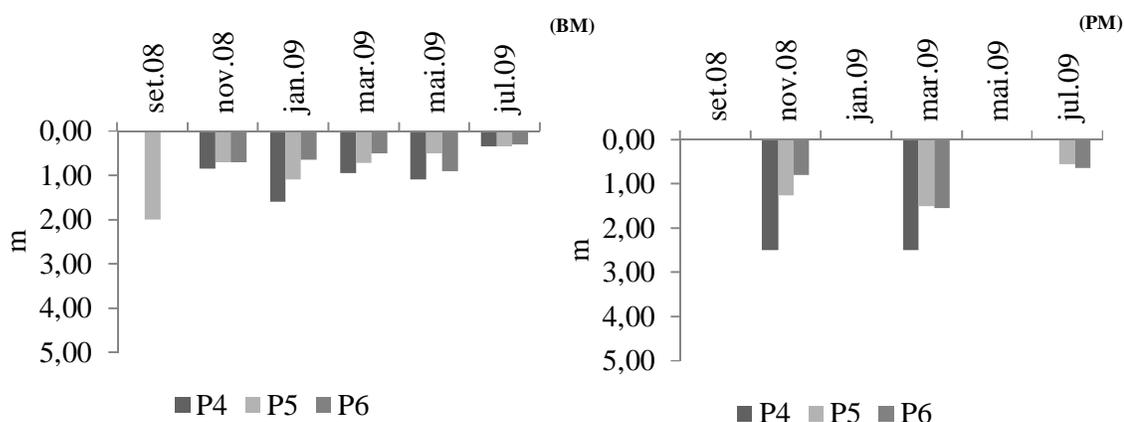


Figura 9. Variação sazonal e espacial da transparência da água no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.3 Salinidade

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores da salinidade variaram entre 0,20 e 36,63, com mediana de 22,55. O valor mínimo foi registrado no P3, durante a baixa-mar em julho/2009, e o máximo verificado no P1, durante a preamar em janeiro/2009 (Figura 10). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da salinidade apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=10,18$; $p=0,003$) e marés ($F=19,99$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=1,07$; $p=0,353$).

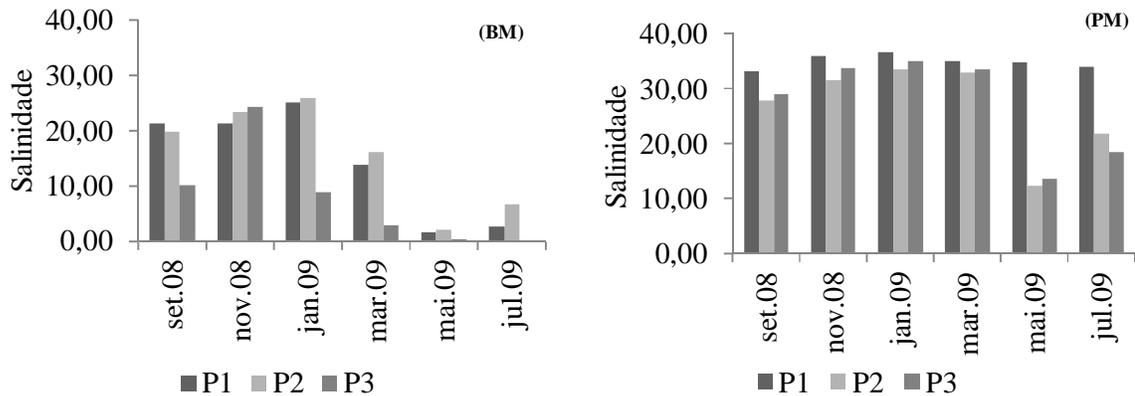


Figura 10. Variação sazonal e espacial da salinidade no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores da salinidade oscilaram entre 3,70 e 37,70, com mediana de 30,72. O valor mínimo foi registrado no P5, durante a baixa-mar em julho/2009, e o máximo verificado no P4, durante a baixa-mar em janeiro/2009 (Figura 11). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da salinidade também apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=8,25$; $p=0,007$) e marés ($F=4,82$; $p=0,035$). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=2,79$; $p=0,076$).

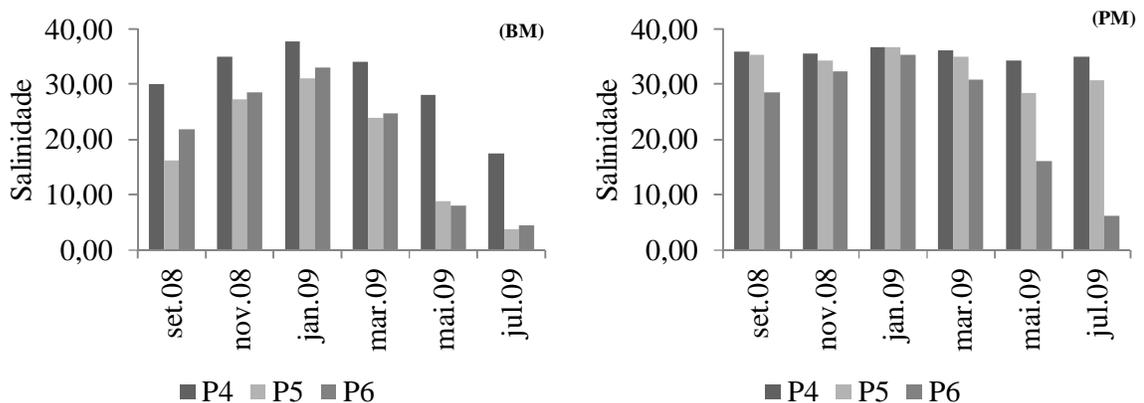


Figura 11. Variação sazonal e espacial da salinidade no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

➤ Estuário do rio Ipojuca

As concentrações de OD variaram entre 0,00 e 5,28 mL.L⁻¹, com mediana de 4,12 mL.L⁻¹. A concentração mínima foi registrada no P3, durante a baixa-mar em janeiro/2009, e a máxima verificada no P1, durante a preamar em março/2009 (Figura 12). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de OD apresentaram diferenças significativas quando comparadas entre as marés ($F=23,43$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=4,06$; $p=0,052$) e pontos de coleta ($F=1,77$; $p=0,187$).

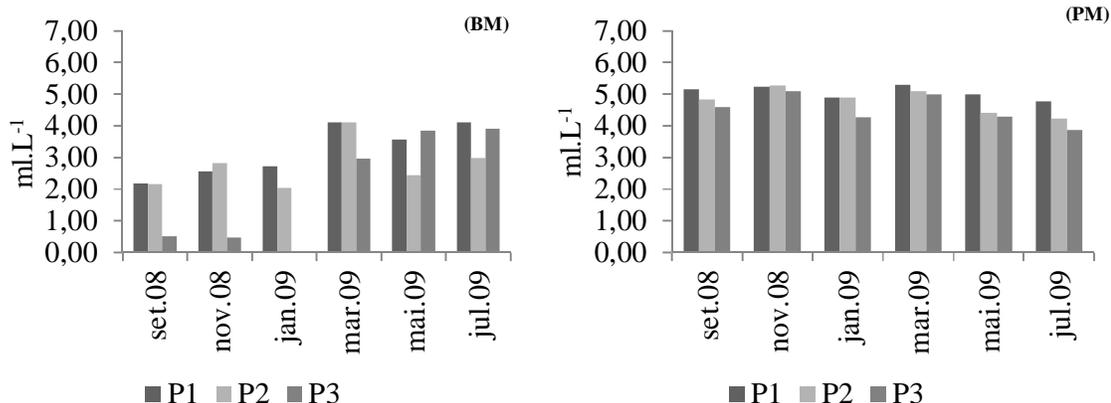


Figura 12. Variação sazonal e espacial do OD no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

As concentrações de OD oscilaram entre 1,41 e 5,75 mL.L⁻¹, com mediana de 3,67 mL.L⁻¹. A concentração mínima foi registrada no P6, durante a baixa-mar em maio/2009, e a máxima verificada também no P6, durante a preamar em março/2009 (Figura 13). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de OD também apresentaram diferenças significativas quando comparadas com as marés ($F=48,91$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=0,30$; $p=0,588$) e pontos de coleta ($F=1,79$; $p=0,182$).

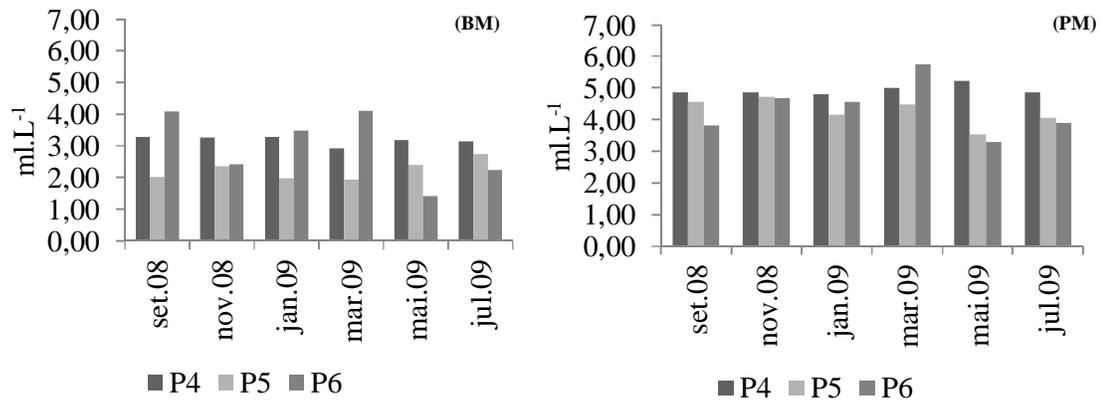


Figura 13. Variação sazonal e espacial do OD no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.5 Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido (OD%)

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores do OD% variaram entre 0,00 e 120,92%, com mediana de 85,59%. O valor mínimo foi registrado no P3, durante a baixa-mar em janeiro/2009, e o máximo verificado no P1, durante a preamar em março/2009 (Figura 14). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do OD% não apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=1,26$; $p=0,269$), pontos de coleta ($F=1,24$; $p=0,304$) e marés ($F=1,43$; $p=0,239$).

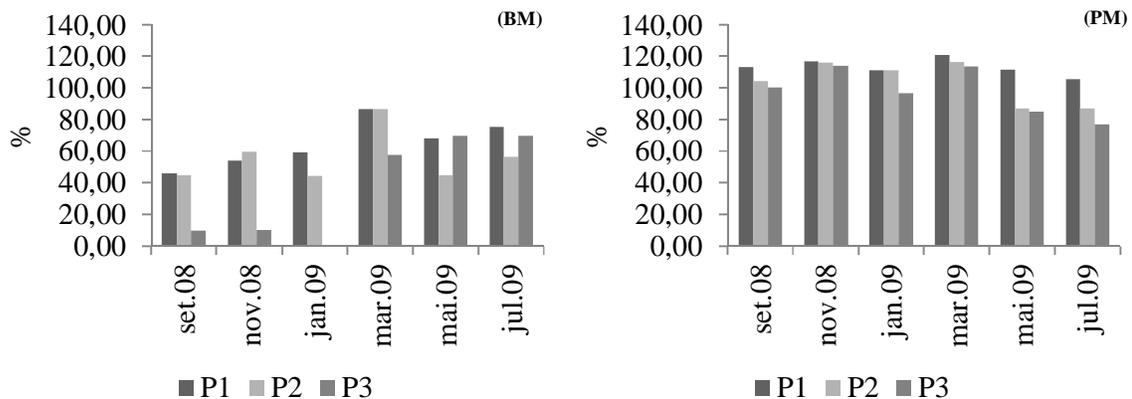


Figura 14. Variação sazonal e espacial do OD% no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores do OD% oscilaram entre 27,20 e 131,89%, com mediana de 77,61%. O valor mínimo foi registrado no P6, durante a baixa-mar em maio/2009, e o máximo verificado também no P6, durante a preamar em março/2009 (Figura 15). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do OD% apresentaram diferenças significativas quando comparados com as marés ($F=27$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=1$; $p=0,280$) e pontos de coleta ($F=2$; $p=0,172$).

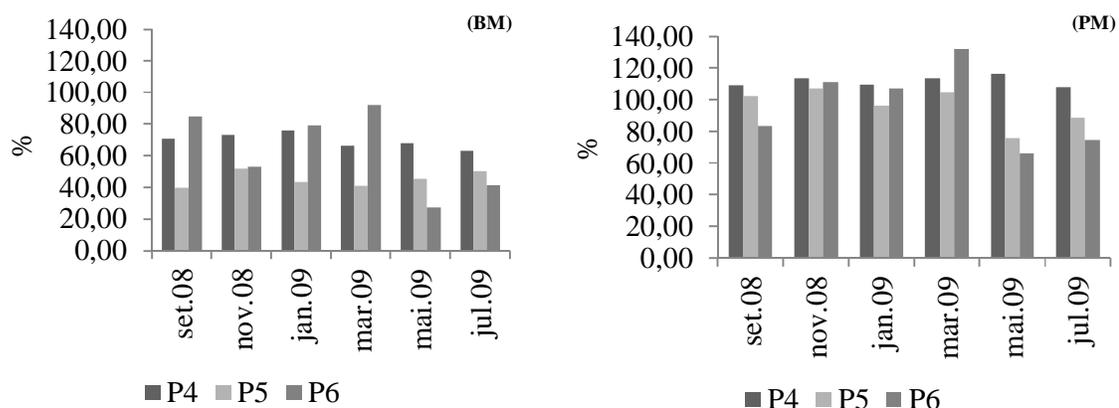


Figura 15. Variação sazonal e espacial do OD% no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores da DBO variaram entre 0,15 e 4,53 mg.L^{-1} , com mediana de 1,00 mg.L^{-1} . O valor mínimo foi registrado no P1, durante a preamar em julho/2009, e o máximo verificado no P3, durante a baixa-mar em setembro/2008 (Figura 16). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da DBO não apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=1,27$; $p=0,268$), pontos de coleta ($F=1,12$; $p=0,339$) e marés ($F=3,60$; $p=0,066$).

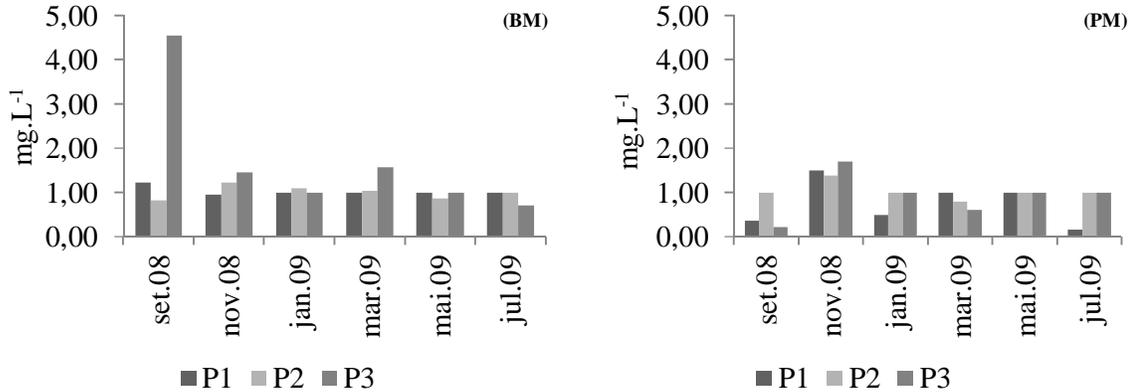


Figura 16. Variação sazonal e espacial da DBO no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores da DBO oscilaram entre 0,02 e 4,95 mg.L⁻¹, com mediana de 1,00 mg.L⁻¹. O valor mínimo foi registrado no P4, durante a preamar em janeiro/2009, e o máximo verificado no P6, durante a preamar em março/2009 (Figura 17). Segundo os resultados da ANOVA, os valores da DBO apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os pontos de coleta ($F=3,98$; $p=0,028$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=1,79$; $p=0,190$) e marés ($F=1,33$; $p=0,257$).

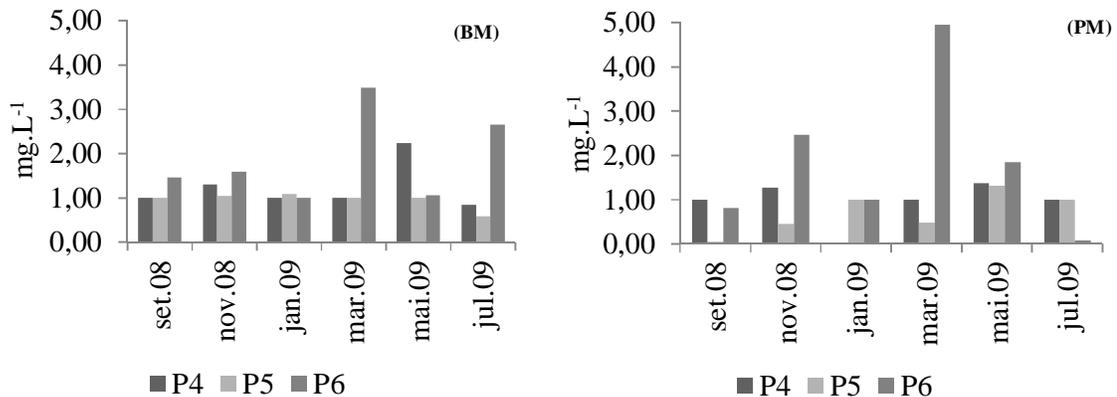


Figura 17. Variação sazonal e espacial da DBO no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores do pH variaram entre 7,10 e 8,77, com mediana de 8,04. O valor mínimo foi registrado no P3, durante a baixa-mar em novembro/2008, e o máximo verificado no P1, durante a preamar em março/2009 (Figura 18). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do pH apresentaram diferenças significativas quando comparados com as marés ($F=46,8$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=1,78$; $p=0,191$) e pontos de coleta ($F=0,78$; $p=0,466$).

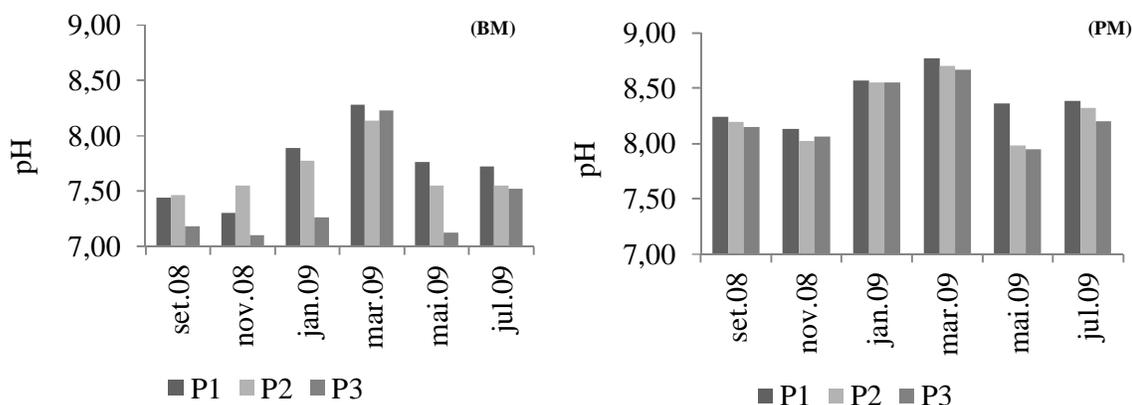


Figura 18. Variação sazonal e espacial do pH no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores do pH oscilaram entre 7,30 e 8,74, com mediana de 7,95. O valor mínimo foi registrado no P5, durante a baixa-mar em novembro/2008, e o máximo verificado também no P5, durante a baixa-mar em janeiro/2009 (Figura 19). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do pH apresentaram diferenças significativas quando comparados com os pontos de coleta ($F=5,4$; $p=0,009$) e marés ($F=7,7$; $p=0,009$). Não foram observadas diferenças significativas entre os períodos do ano ($F=3,8$; $p=0,059$).

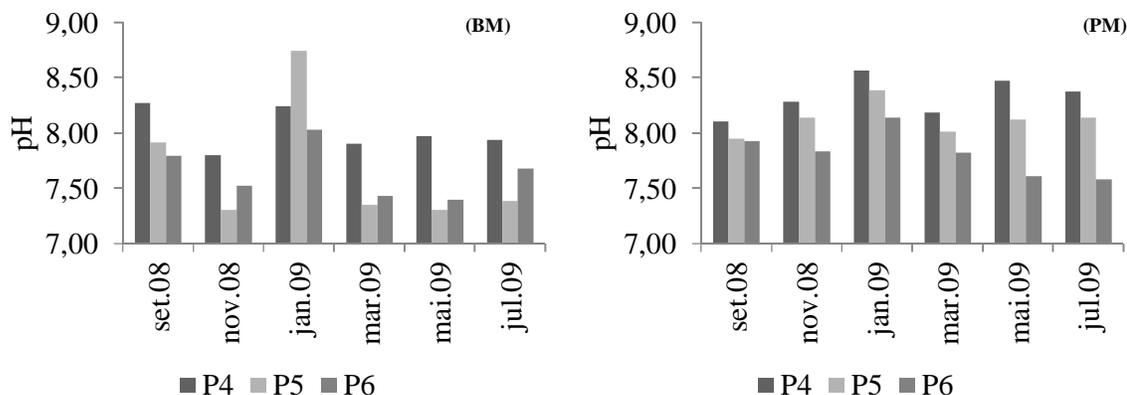


Figura 19. Variação sazonal e espacial do pH no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.8 Material Particulado em Suspensão (MPS)

➤ Estuário do rio Ipojuca

Os valores do MPS variaram entre 6,60 e 123,57 mg.L⁻¹, com mediana de 30,20 mg.L⁻¹. O valor mínimo foi registrado no P1, durante a preamar em julho/2009, e o máximo verificado no P3, durante a baixa-mar em maio/2009 (Figura 20). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do MPS não apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=0,00$; $p=0,975$), pontos de coleta ($F=0,64$; $p=0,536$) e marés ($F=0,02$; $p=0,905$).

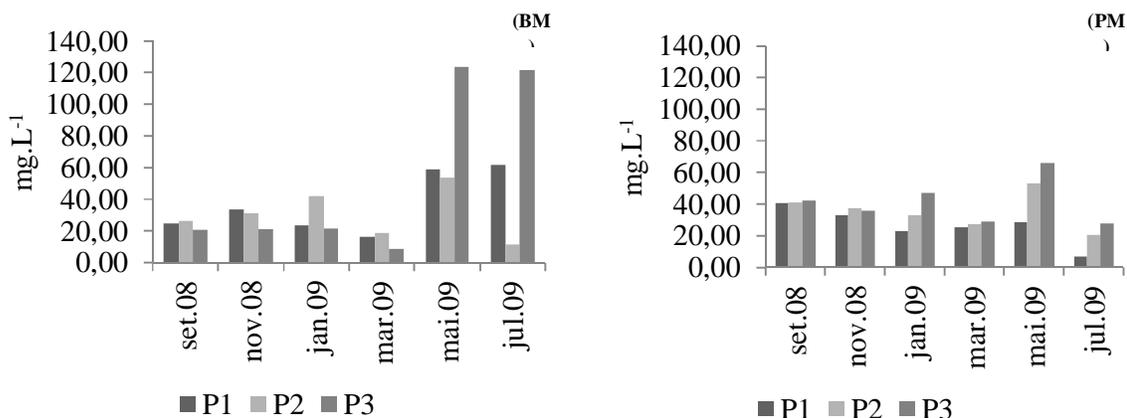


Figura 20. Variação sazonal e espacial do MPS no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

Os valores do MPS oscilaram entre 2,80 e 79,40 mg.L⁻¹, com mediana de 36,50 mg.L⁻¹. O valor mínimo foi registrado no P4, durante a preamar em março/2009, e o máximo verificado também no P4, durante a baixa-mar em julho/2009 (Figura 21). Segundo os resultados da ANOVA, os valores do MPS apresentaram diferenças significativas quando comparados com os períodos do ano ($F=12,17$; $p=0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os pontos de coleta ($F=0,58$; $p=0,566$) e marés ($F=0,32$; $p=0,577$).

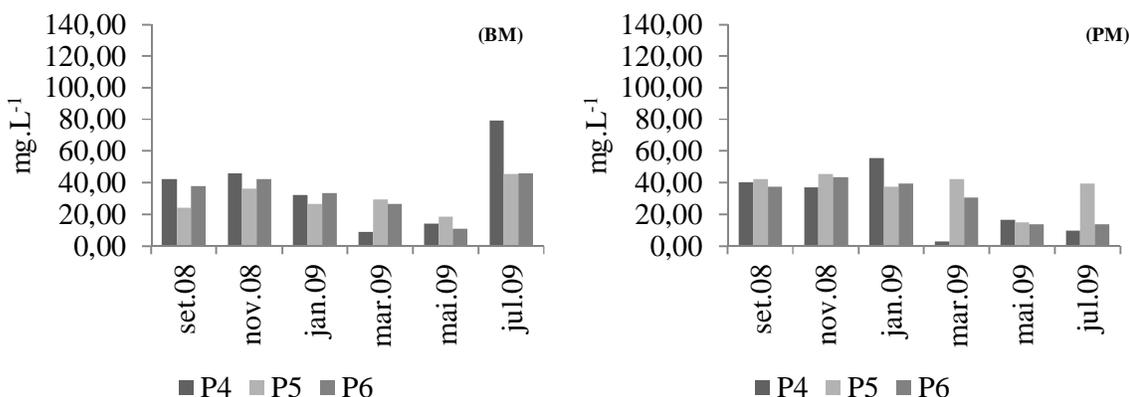


Figura 21. Variação sazonal e espacial do MPS no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.9 Fósforo Orgânico Dissolvido (POD)

➤ Estuário do rio Ipojuca

As concentrações de POD variaram entre 0,08 e 2,82 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, com mediana de 1,23 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A concentração mínima foi registrada no P3, durante a preamar em janeiro/2009, e a máxima verificada no P1, durante a preamar em maio/2009 (Figura 22). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de POD apresentaram diferenças significativas quando comparadas com as marés ($F=8,40$; $p=0,007$). Não foram observadas diferenças significativas com os períodos do ano ($F=0,48$; $p=0,492$) e pontos de coleta ($F=0,36$; $p=0,702$).

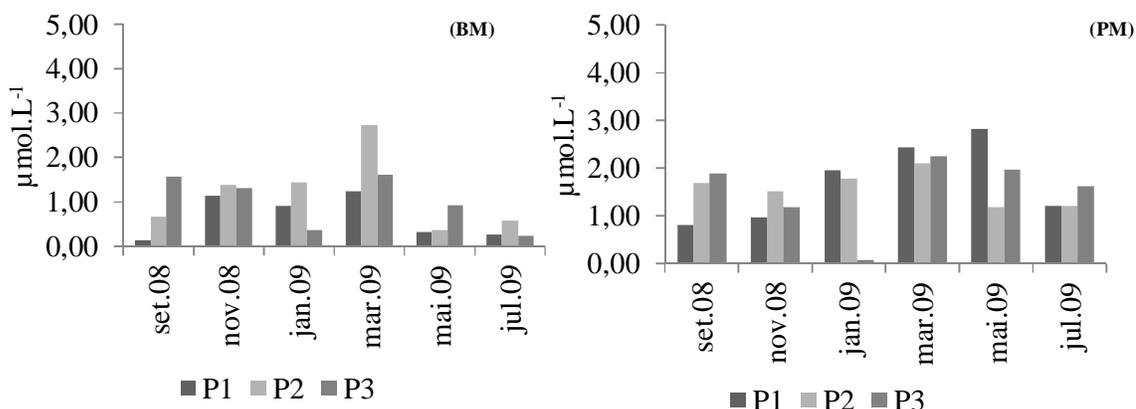


Figura 22. Variação sazonal e espacial do POD no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

As concentrações de POD oscilaram entre 0,12 e 4,63 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, com mediana de 1,43 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A concentração mínima foi registrada no P5, durante a baixa-mar em julho/2009, e a máxima verificada no P6, durante a baixa-mar em setembro/2008 (Figura 23). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de POD não apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=1,74$; $p=0,196$), pontos de coleta ($F=1,39$; $p=0,264$) e marés ($F=0,00$; $p=0,990$).

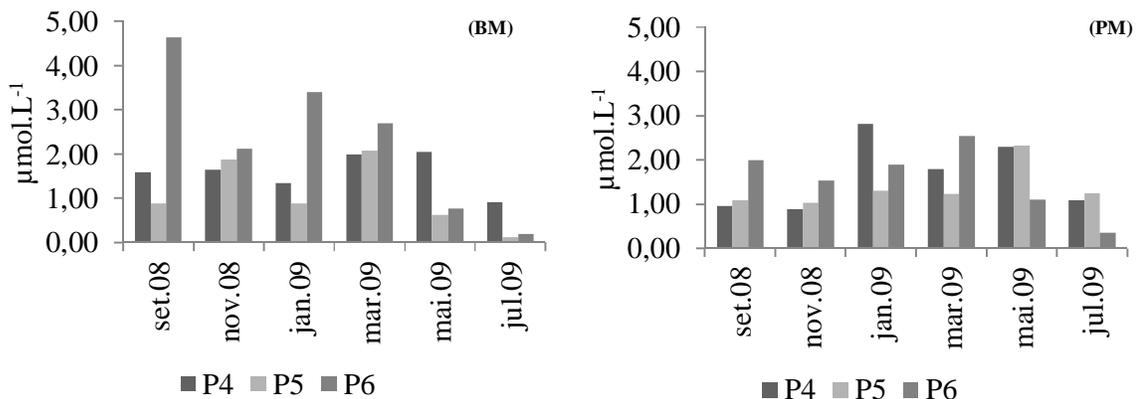


Figura 23. Variação sazonal e espacial do POD no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.10 Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD)

➤ Estuário do rio Ipojuca

As concentrações de NOD variaram entre 5,85 e 42,68 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, com mediana de 18,02 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A concentração mínima foi registrada no P2, durante a baixa-mar em novembro/2008, e a máxima verificada no P1, durante a preamar em maio/2009 (Figura 24). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de NOD apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=27,59$; $p<0,001$). Não foram observadas diferenças significativas com os pontos de coleta ($F=0,14$; $p=0,868$) e marés ($F=1,33$; $p=0,257$).

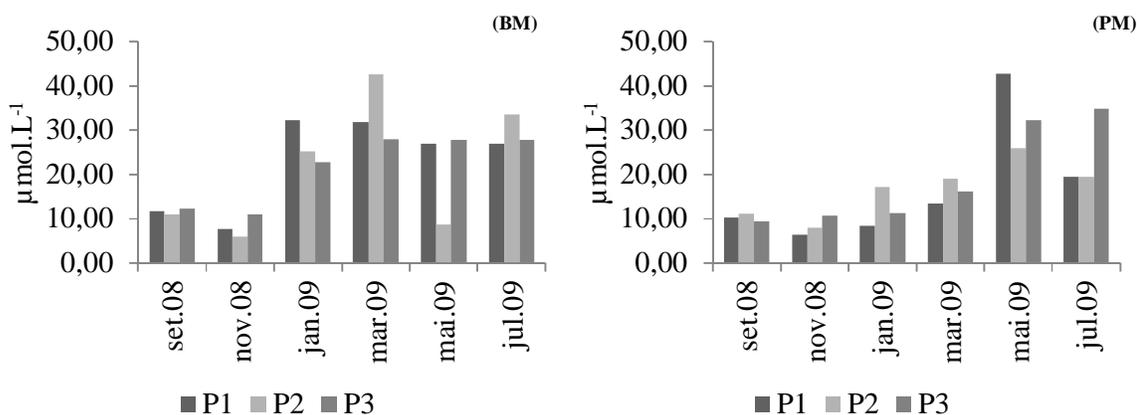


Figura 24. Variação sazonal e espacial do NOD no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

As concentrações de NOD oscilaram entre 4,08 e 44,93 $\mu\text{mol.L}^{-1}$, com mediana de 15,84 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. A concentração mínima foi registrada no P5, durante a preamar em março/2009, e a máxima verificada no P6, durante a preamar em maio/2009 (Figura 25). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de NOD apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=9,20$; $p=0,005$) e pontos de coleta ($F=6,80$; $p=0,003$). Não foram observadas diferenças significativas entre as marés ($F=2,95$; $p=0,095$).

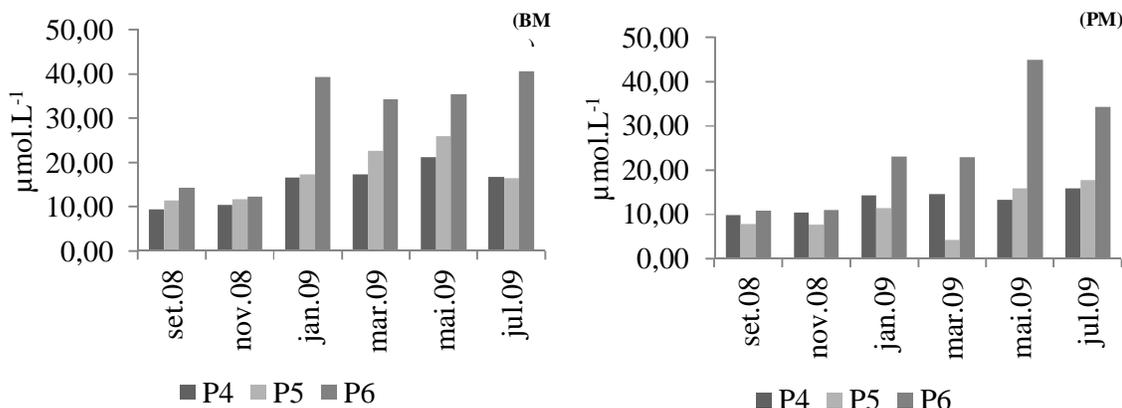


Figura 25. Variação sazonal e espacial do NOD no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.2.11 Carbono Orgânico Total (COT)

➤ Estuário do rio Ipojuca

As concentrações de COT variaram entre 1,39 e 14,00 mg.L⁻¹, com mediana de 5,66 mg.L⁻¹. A concentração mínima foi registrada no P3, durante a baixa-mar em julho/2009, e a máxima verificada no P1, durante a baixa-mar em setembro/2008 (Figuras 26 e 28). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de COT apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=13,39$; $p<0,001$) e marés ($F=4,23$; $p=0,047$). Não foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=0,39$; $p=0,677$).

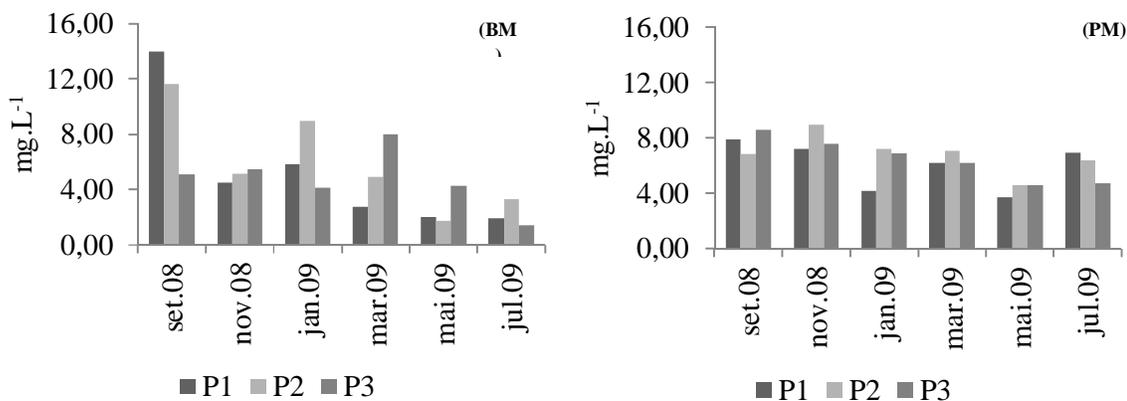


Figura 26. Variação sazonal e espacial do COT no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

➤ Estuário do rio Massangana

As concentrações de COT oscilaram entre 1,43 e 14,11 mg.L⁻¹, com mediana de 7,90 mg.L⁻¹. A concentração mínima foi registrada no P5, durante a baixa-mar em maio/2009, e a máxima verificada também no P5, durante a baixa-mar em julho/2009 (Figuras 27 e 29). Segundo os resultados da ANOVA, as concentrações de COT não apresentaram diferenças significativas quando comparadas com os períodos do ano ($F=0,76$; $p=0,389$), pontos de coleta ($F=1,02$; $p=0,372$) e marés ($F=0,60$; $p=0,443$).

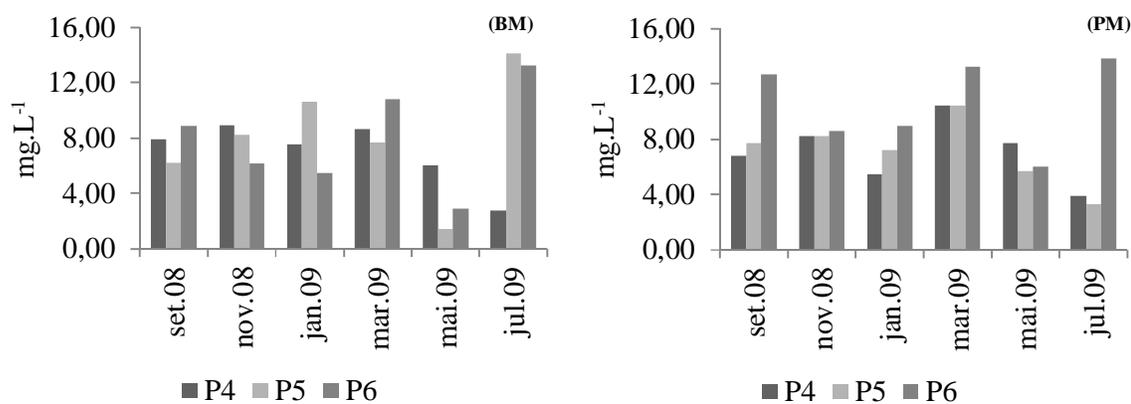


Figura 27. Variação sazonal e espacial do COT no estuário do rio Massangana, na baixa-mar (BM) e preamar (PM), durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

De acordo com os resultados da ANOVA, as amostras dos pontos de coleta localizados no estuário do rio Ipojuca apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações de COT quando comparadas com as do estuário do rio Massangana ($F=8,0$; $p=0,006$).

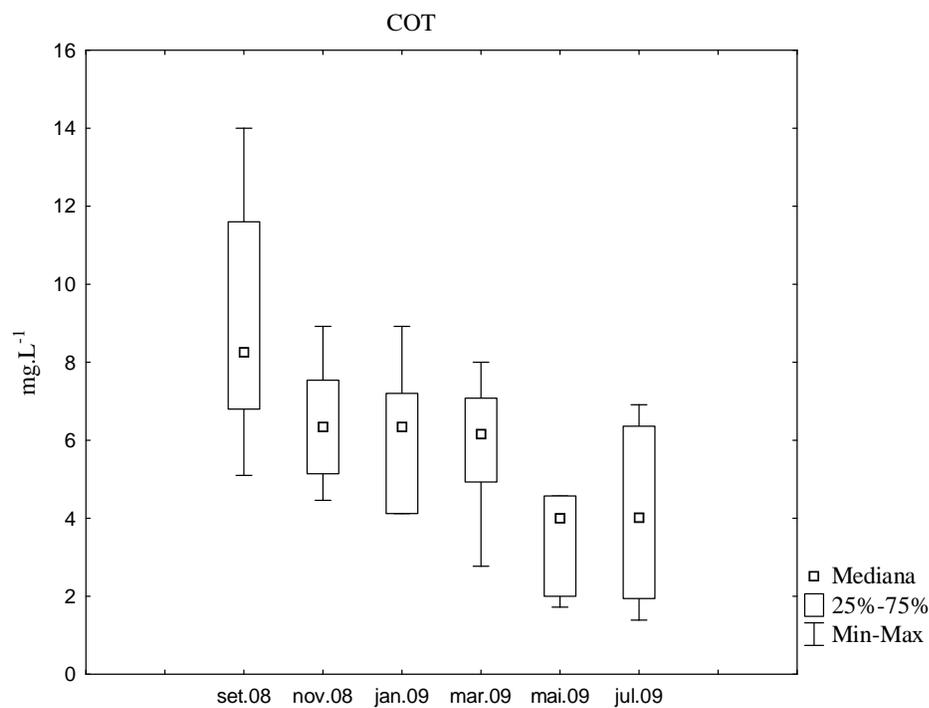


Figura 28. Mediana, mínimo e máximo das concentrações de carbono orgânico total no estuário do rio Ipojuca, na baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

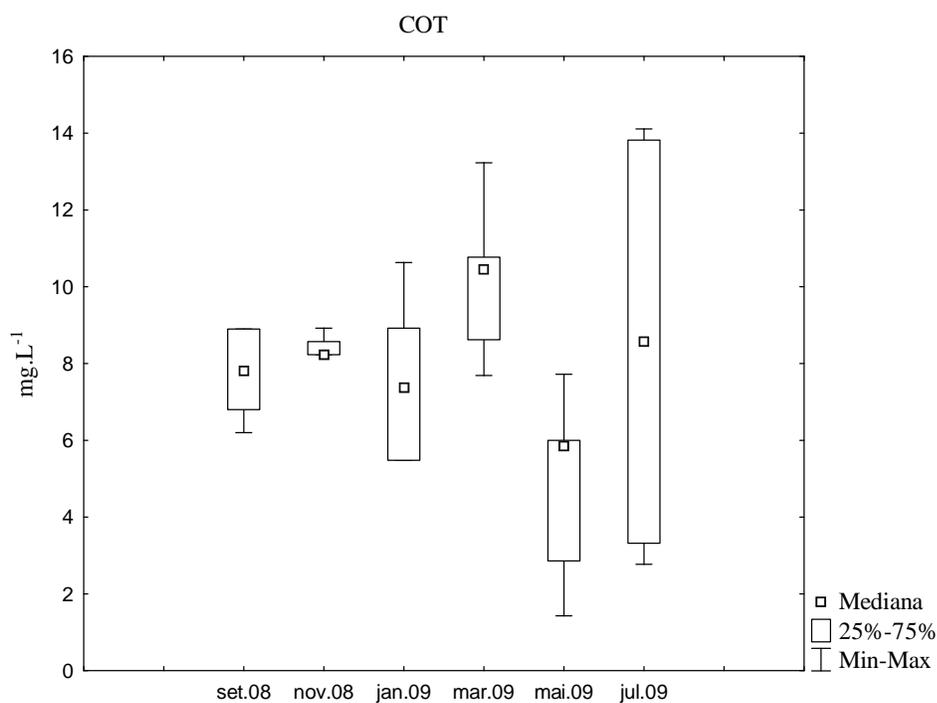


Figura 29. Mediana, mínimo e máximo das concentrações de carbono orgânico total no estuário do rio Massangana, na baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem (set/08, nov/08 e jan/09) e chuvoso (mar/09, mai/09 e jul/09).

6.3 Análise de Componentes Principais

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para os estuários dos rios Ipojuca e Massangana.

Para o estuário do rio Ipojuca, os dois primeiros fatores explicaram 58,18% da variância observada (Tabela 2).

O fator 1 explicou 37,51% da variância total dos dados e correlacionou positivamente a demanda bioquímica de oxigênio e o material particulado em suspensão. Também apresentou correlação negativa a salinidade, o oxigênio dissolvido, o percentual de saturação de oxigênio dissolvido, o pH e o fósforo orgânico dissolvido (Tabela 2 e Figura 30).

O fator 2 explicou 20,67% da variância total dos dados e correlacionou positivamente a temperatura da água, a salinidade, a demanda bioquímica de oxigênio e o carbono orgânico total. Também foi observada correlação negativa o oxigênio dissolvido, o material particulado em suspensão e o nitrogênio orgânico dissolvido. Verificou-se o forte contraste entre o material particulado em suspensão e o carbono orgânico total (Tabela 2 e Figura 30).

Tabela 2. Pesos e variâncias explicados pelos dois primeiros fatores para os parâmetros físicos e químicos da água no estuário do rio Ipojuca, nos estágios de baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem e chuvoso. Os valores mais significativos estão em negrito.

Parâmetros	Fator 1 (37,51%)	Fator 2 (20,67%)
Temp. (°C)	0.0013	0.4687
Sal.	-0.7871	0.4224
OD (ml.L ⁻¹)	-0.8590	-0.4240
OD (%)	-0.9276	-0.2726
DBO (mg.L ⁻¹)	0.4690	0.4111
MPS (mg.L ⁻¹)	0.2769	-0.7574
pH	-0.9156	-0.0254
POD (µmol.L ⁻¹)	-0.5666	0.1289
NOD (µmol.L ⁻¹)	0.1015	-0.4697
COT (mg.L ⁻¹)	-0.2592	0.6589

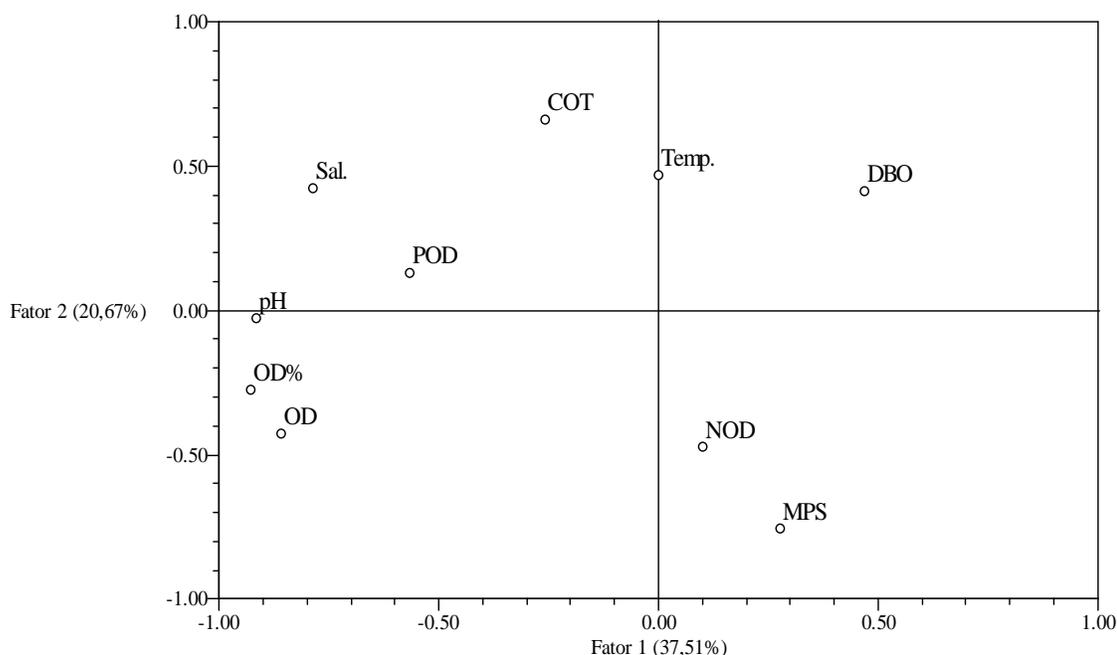


Figura 30. Pesos nos dois primeiros fatores, na análise feita com os parâmetros físicos e químicos da água para o estuário do rio Ipojuca, nos estágios de baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem e chuvoso.

Para o estuário do rio Massangana, os dois primeiros fatores explicaram 55,99% da variância observada (Tabela 3).

O fator 1 explicou 36,24% da variância total dos dados e correlacionou positivamente a temperatura da água, a salinidade, o oxigênio dissolvido, o percentual de saturação de oxigênio dissolvido, o pH e o fósforo orgânico dissolvido. Também apresentou correlação negativa o nitrogênio orgânico dissolvido (Tabela 3 e Figura 31).

O fator 2 explicou 19,75% da variância total dos dados e correlacionou positivamente a temperatura da água, a demanda bioquímica de oxigênio, o fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos e o carbono orgânico total. Também foi observada correlação negativa a salinidade, o material particulado em suspensão e o pH (Tabela 3 e Figura 31).

Tabela 3. Pesos e variâncias explicados pelos dois primeiros fatores para os parâmetros físicos e químicos da água no estuário do rio Massangana, nos estágios de baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem e chuvoso. Os valores mais significativos estão em negrito.

Parâmetros	Fator 1 (36,24%)	Fator 2 (19,75%)
Temp. (°C)	0.5323	0.5900
Sal.	0.8787	-0.1671
OD (mL.L ⁻¹)	0.8664	0.0981
OD (%)	0.9153	0.0962
DBO (mg.L ⁻¹)	0.0788	0.7895
MPS (mg.L ⁻¹)	0.1510	-0.3463
pH	0.6780	-0.3910
POD (μmol.L ⁻¹)	0.4447	0.3985
NOD (μmol.L ⁻¹)	-0.5279	0.5929
COT (mg.L ⁻¹)	0.1218	0.4165

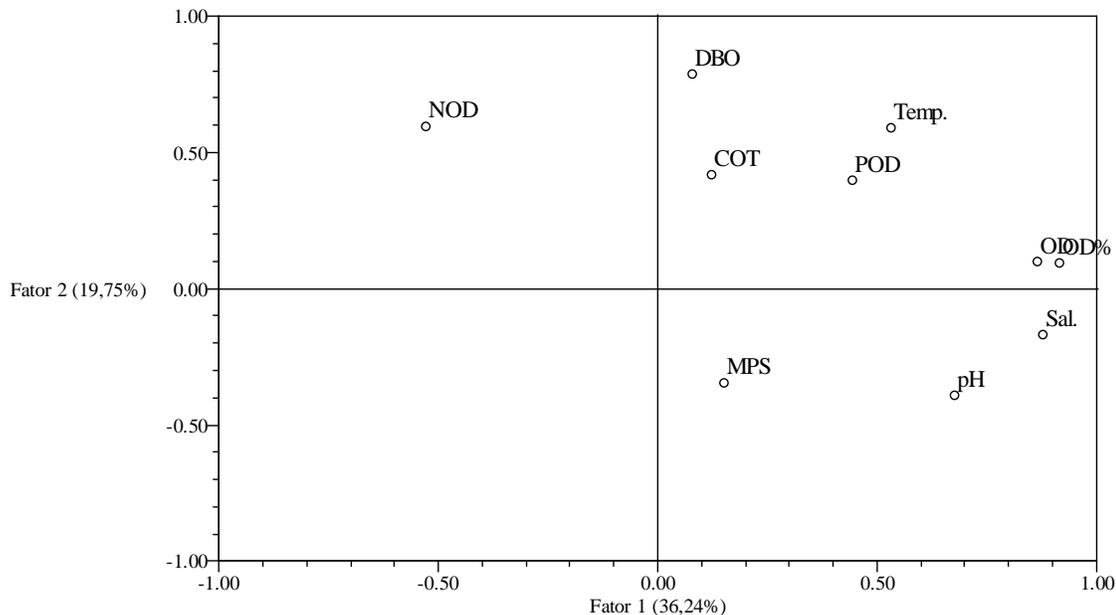


Figura 31. Pesos nos dois primeiros fatores, na análise feita com os parâmetros físicos e químicos da água para o estuário do rio Massangana, nos estágios de baixa-mar e preamar, durante os períodos de estiagem e chuvoso.

7 DISCUSSÃO

O crescimento das atividades econômicas está intimamente relacionado aos estuários, pois são locais adequados para a instalação de portos; são férteis e produtores de matéria orgânica; constituem uma via de acesso importante para o interior do continente; grande riqueza de fauna e flora; e suas águas são renovadas periodicamente sob a influência das marés. Além disso, as regiões estuarinas são o receptáculo de substâncias naturais e produtos das atividades antrópicas, os quais podem ocasionar a degradação da qualidade das águas (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Diante desse contexto, os estuários dos rios Ipojuca e Massangana apresentam uma grande importância ecológica e socioeconômica para o litoral sul de Pernambuco, uma vez que vem se instalando ao longo do tempo, em suas margens, diversas áreas urbanas e industriais, entre essas o Complexo Industrial Portuário de Suape (CIPS), além de serem utilizados para recreação, navegação, pesca e aquicultura. No entanto, as águas vêm recebendo elevada carga de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, adicionando grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes ao sistema. Essa excessiva carga orgânica pode causar um acentuado desequilíbrio dos parâmetros hidrológicos, principalmente com o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio e o carbono orgânico total.

A implantação do CIPS resultou também na alteração da fisiografia da baía de Suape. Antes da construção do Porto, quatro rios desaguavam na referida baía: Massangana, Tatuoca, Merepe e Ipojuca. Para a construção do cais portuário e terminal de tancagem, o trecho que comunicava os rios Ipojuca e Merepe com o sistema, foi aterrado, isolando-os dos rios Mansangana e Tatuoca, e do mar. O fechamento desse trecho impediu o escoamento do Ipojuca e do Merepe pela baía de Suape, resultando em modificações das características físicas, químicas e biológicas, principalmente no estuário do rio Ipojuca (LINS, 2002).

As variações sazonais que ocorrem em alguns parâmetros físicos e químicos da água de regiões tropicais estão relacionadas com fatores climatológicos, como a precipitação pluviométrica, a evaporação, a circulação local, as correntes e a ação dos ventos (NORIEGA, 2004).

Nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana, durante os meses de maior precipitação pluviométrica, a temperatura da água, a transparência da água, a salinidade e o carbono orgânico total apresentaram valores mais baixos, enquanto que para o material particulado em suspensão e o nitrogênio orgânico dissolvido foram registrados teores mais elevados.

De acordo com os resultados da Análise de Componentes Principais (ACP), a salinidade, o oxigênio dissolvido, o percentual de saturação de oxigênio dissolvido, o pH e o fósforo orgânico dissolvido apresentaram alta correlação. Isso indicou a importância da intrusão das águas marinhas, mais salinas e oxigenadas, que diluem e dispersam os aportes continentais. Foram registradas diferenças significativas entre os estágios de baixa-mar e preamar nas áreas de estudo para esses parâmetros.

Ao longo do litoral brasileiro predomina a maré semidiurna, e na costa pernambucana, ela é considerada do tipo mesomaré, em função da sua amplitude máxima (2,9 m) que varia de -0,2 a 2,7 m, exercendo, assim, uma forte influência na região costeira, principalmente no ambiente estuarino, provocando mudanças nos parâmetros físicos e químicos da água em virtude do elevado hidrodinamismo local (BRANCO, 2001).

Em estuários tropicais, a temperatura da água apresenta valores elevados e de grande estabilidade durante o ciclo sazonal, uma vez que depende grandemente do período e grau de insolação e variações meteorológicas, sendo essas condicionadas por períodos de maior ou menor nebulosidade (FLORES MONTES, 1996).

No presente estudo, os valores da temperatura da água foram elevados e com pequenas variações tanto sazonal como espacial, nos dois estuários, sendo influenciados pelas condições meteorológicas. Em alguns pontos de coleta, os menores valores registrados estiveram associados aos meses de maior precipitação pluviométrica (maio e julho/2009). Durante o período de estiagem, as temperaturas da água foram maiores, devido principalmente ao aumento da incidência da radiação solar e a diminuição da precipitação pluviométrica registradas nas áreas de estudo.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não especifica limites de temperatura da água para qualquer uma das Classes, porém altas temperaturas diminuem a solubilidade dos gases, reduzindo assim a concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático.

Em regiões estuarinas e costeiras, a turbidez da água é influenciada pelo fluxo e refluxo das águas, o que ocasiona os processos de mistura; a precipitação pluviométrica; a ação dos ventos; a profundidade local; a lixiviação continental; os efluentes; e a ressuspensão de sedimentos, alterando a taxa de luminosidade na coluna d'água.

Na maior parte do período do estudo, os valores da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foram menores nos pontos mais internos dos estuários e durante o período chuvoso, em função dos esgotos e do maior aporte de águas fluviais com elevado teor de

material em suspensão, decorrentes da drenagem continental provocada pela lixiviação do solo. Os maiores valores foram observados durante o estágio de preamar, mostrando a influência da maré no processo de transporte das águas marinhas, menos turvas, nas áreas.

A morfologia e a dinâmica estuarina são caracterizadas por flutuações na salinidade, devido ao fluxo da entrada de água doce e salgada, pelo aumento ou diminuição da temperatura, decorrente de mudanças sazonais nas condições climáticas, e por processos de mistura (ROY *et al.*, 2001). Além disso, segundo Feitosa (1997), a salinidade atua como um indicador do encontro de diferentes corpos d'água e como marcador dos limites inicial e final de um estuário.

De acordo com Flores Montes (1996), a salinidade é um parâmetro conservativo, ou seja, não é produzida ou consumida dentro do sistema, apenas diluída. Essa característica permite que a intrusão salina tenha uma influência intermitente, sendo maior na preamar e menor na baixa-mar, permitindo monitorar a dinâmica salina ao longo de um estuário e suas inter-relações hidrológicas.

A salinidade nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana apresentou significativamente uma variação sazonal definida. No período de estiagem, o aumento dos valores foi consequência principalmente do menor aporte fluvial, da diminuição das chuvas e da lâmina d'água e ao aumento da taxa de evaporação que eleva a temperatura em função da maior incidência solar. No período chuvoso, a precipitação pluviométrica e o aporte de água doce alteram o balanço hídrico nas áreas positivamente (precipitação > evaporação).

Nas áreas de estudo, a salinidade apresentou significativamente uma estreita dependência com o regime de marés. Durante o estágio de preamar, foram registrados valores elevados, indicando forte intrusão salina nos estuários por ocasião dessa maré. Por outro lado, os menores valores ocorreram na baixa-mar, quando a descarga dos rios tem maior influência. As variações espaciais da salinidade apresentaram um gradiente decrescente nos pontos mais internos dos estuários, devido a uma menor influência marinha nesta direção.

A distribuição horizontal da salinidade apresentou ampla variação, com regimes oscilando do limnético ao euhalino para o estuário do rio Ipojuca, e do oligohalino ao euhalino para o estuário do rio Massangana. Diante disso, foram registrados valores de salinidade mais elevados no rio Massangana. O contrário foi observado no rio Ipojuca, que segundo Neumann (1991), constatou alterações no ritmo das marés (período de 8h de baixa-

mar e 4h de preamar) e uma menor influência salina, em virtude da reduzida comunicação com o mar aberto, após a construção do Porto de Suape.

Lins (2002) e Koenig *et al.* (2002) no estuário do rio Ipojuca e Noriega (2004) no estuário de Barra das Jangadas (PE), registraram o mesmo tipo de distribuição horizontal da salinidade em relação ao presente estudo para o estuário do rio Ipojuca. Mello (2009) na região costeira adjacente à desembocadura do rio Sirinhaém (PE), registrou o mesmo regime de salinidade em relação ao estuário do rio Massangana. Esse padrão de distribuição horizontal da salinidade é comum em estuários de regiões tropicais.

O oxigênio dissolvido nos ambientes aquáticos é indispensável na manutenção dos processos vitais de todos os organismos, como por exemplo, a fotossíntese, a respiração e a degradação aeróbica da matéria orgânica. As principais fontes desse gás são os processos fotossintéticos pelos organismos produtores primários e a absorção direta através da atmosfera.

Flores Montes (1996) afirmou que o teor de oxigênio dissolvido é um importante indicador de áreas poluídas, uma vez que baixas concentrações poderão indicar uma poluição química, física ou orgânica (provavelmente originada de efluentes domésticos, industriais ou agrícolas) e valores muito elevados, processos de eutrofização (grande quantidade de nutrientes no meio aquático, provocando um aumento excessivo de algas).

No presente estudo, pode-se afirmar que a influência das marés determinaram significativamente os teores de oxigênio dissolvido em ambos os estuários. As maiores concentrações foram registradas na preamar e nos locais com maior influência marinha, devido ao turbilhonamento provocado pela entrada de águas marinhas, mais oxigenadas, durante o estágio de preamar, enquanto que na baixa-mar foram registradas as menores concentrações, indicando um importante consumo de oxigênio dissolvido nas áreas, tanto por processos de oxidação como de respiração, que superou a produção.

Em relação à variação espacial, foram registrados valores baixos de oxigênio dissolvido nos pontos mais internos dos estuários, indicando intensa poluição orgânica nas áreas. Esse fato foi devido ao lançamento de efluentes domésticos *in natura*, industriais e agrícolas não tratados e ricos em matéria orgânica, nutrientes inorgânicos e poluentes orgânicos, ao longo do percurso dos rios, provocando uma maior demanda de oxigênio dissolvido decorrente da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias aeróbicas

decompositoras. Observou-se também que o estuário do rio Ipojuca apresentou uma maior mediana das concentrações de oxigênio dissolvido em relação ao rio Massangana.

Em regiões que recebem aporte de esgoto doméstico *in natura*, a demanda por oxigênio dissolvido na água é maior, devido à presença de microorganismos decompositores, sendo especialmente importante em regiões de manguezal, onde grande quantidade de matéria orgânica é produzida naturalmente e exportada para os ambientes estuarinos.

Em ambientes aquáticos com grande quantidade de matéria orgânica, há o déficit de oxigênio dissolvido, devido ao consumo pelas bactérias decompositoras e à falta de qualquer mecanismo que possibilite sua reposição com rapidez, já que a difusão, possível forma de reposição de O₂ (oxigênio molecular) é um processo lento (FIORUCCI E FILHO, 2005).

No presente estudo, cerca de 30% dos valores registrados para o oxigênio dissolvido em ambos os estuários, estiveram abaixo do limite máximo que é de 4,00 mg.L⁻¹ O₂ (2,80 mL.L⁻¹ O₂) estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para as águas salobras de Classe 2.

Kennish (2002) observou que, os efeitos das entradas dos efluentes originados das atividades antrópicas poderão acarretar em impactos cumulativos, levando a modificação da estrutura e função dos sistemas estuarinos, contribuindo também, para a diminuição da biodiversidade local.

Segundo os dados de Cavalcanti, Coelho e Eskinazi-Leça (1980), antes da construção do Porto de Suape, já se registravam altos índices de poluição orgânica ao longo do estuário do rio Ipojuca, no que se refere aos teores de oxigênio dissolvido, caracterizando um ambiente poluído a semipoluído. Macêdo *et al.* (2001), Koenig *et al.* (2002) e Muniz *et al.* (2005) registraram também em seus estudos, valores baixos de oxigênio dissolvido para o mesmo estuário, após a construção do Porto, indicando a presença de atividades antrópicas na área. Pedrosa (2010) registrou no estuário do rio Massangana uma redução dos níveis de oxigênio dissolvido em função da poluição orgânica ocasionada por lançamento de efluentes industriais.

De acordo com os dados de monitoramento da qualidade das águas fornecidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH), para o mesmo período do presente estudo, o estuário do rio Ipojuca encontrou-se de moderadamente comprometido a poluído e com alta ação antrópica, consequência dos esgotos de origem doméstica e das

atividades agroindustriais. Para o estuário do rio Massangana não houve pontos de amostragem, embora ocorra a influência das atividades industriais na região.

Macêdo e Costa (1978) apresentaram um sistema de classificação para as águas estuarinas do Nordeste do Brasil, de acordo com o percentual de saturação de oxigênio dissolvido. Baseado nesse sistema, o estuário do rio Ipojuca variou de ambiente poluído (<25%) a de baixa saturação (50-100%) na baixa-mar, e na preamar, de baixa saturação a saturado (>100%). Para o estuário do rio Massangana, a variação foi de ambiente semipoluído (25-50%) a de baixa saturação na baixa-mar, e na preamar, de baixa saturação a saturado.

A alteração dessas áreas, principalmente no estágio de baixa-mar, foi devido ao contínuo lançamento de efluentes dos tipos doméstico, industrial ou agrícola, notadamente sem nenhum tratamento, comprometendo desta forma a qualidade das águas. Esses ambientes são suportados pela renovação das águas através dos fluxos de marés, possibilitando aos estuários uma condição de sobrevivência e mantendo o equilíbrio do sistema.

Nascimento *et al.* (2003) na Bacia do Pina (PE) e rio Tejipió (PE), Leão (2004) no estuário do rio Igarassu (PE), Noriega (2004) no estuário de Barra das Jangadas e Paulo *et al.* (2011) na Bacia Portuária do Recife, também registraram em seus estudos ambientes poluídos e semipoluídos, em virtude da forte presença da influência antrópica.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é caracterizada como um dos principais parâmetros hidrológicos para avaliar a qualidade das águas. É definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar (estabilizar) a matéria orgânica biodegradável, com auxílio de bactérias decompositoras. É um importante parâmetro para medir a quantidade de matéria orgânica presente no ambiente aquático ou efluente considerado.

Em condições naturais de um sistema aquático não poluído, o material mais habitualmente oxidado na água é a matéria orgânica de origem biológica, como a procedente de plantas mortas e restos de animais. As moléculas orgânicas de estruturas complexas e altos valores energéticos da matéria orgânica são utilizados pelas bactérias decompositoras como fonte de alimento e energia. Para ocorrer o processo de nutrição, e assim, liberação de energia, há necessidade de que os organismos aeróbios respirem. Quando esses microorganismos respiram, roubam certa quantidade de oxigênio, ou seja, provocam uma demanda de oxigênio (SILVA, 1977).

Os lançamentos de efluentes originados das atividades antrópicas têm contribuído significativamente para a depleção do oxigênio dissolvido (condições de anoxia) e ao

aumento dos níveis da DBO. Os esgotos, em particular, têm causado a eutrofização e depleção desse gás nas águas estuarinas e costeiras em várias regiões do mundo, especialmente aquelas situadas nas proximidades dos grandes centros urbanos (KENNISH, 1997), podendo provocar o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática de importância ecológica e comercial.

No presente estudo, registraram-se os maiores valores da DBO nos pontos mais internos dos dois estuários. Embora esses valores não tenham sido indicadores de áreas poluídas, sabe-se que os mesmos vêm sofrendo ao longo dos anos uma forte ação antrópica, devido ao lançamento contínuo de resíduos domésticos oriundos dos grandes centros urbanos e das atividades agroindustriais (usinas, destilarias e canaviais), cujo efluente (vinhoto) atinge os cursos d'água após ser utilizado no processo de fertirrigação. O fato da matéria orgânica chegar parcialmente degradada nos estuários, assim como ao efeito benéfico de dispersão e diluição provocado pelo fluxo e refluxo das marés, além das raízes dos manguezais que retêm as partículas, diminuem os efeitos da influência antrópica.

Gunkel *et al.* (2007) e Barros (2008) registraram em seus estudos, valores elevados da DBO no rio Ipojuca, atribuindo principalmente aos efluentes domésticos oriundos de cidades que não utilizam instalações de tratamento de esgoto adequadas, além do impacto da fertirrigação na plantação da cana-de-açúcar. Flores Montes *et al.* (2006) registraram no estuário do rio Massangana, níveis da DBO próximos ao presente estudo.

O pH das águas estuarinas sofre influência com a quantidade de matéria orgânica em decomposição, a qual é um fator que interfere tanto no sistema dióxido de carbono (CO_2) como para o oxigênio dissolvido (MACÊDO, 1974).

Segundo Cavalcanti (2003), os vegetais clorofilados, durante o dia, utilizam o CO_2 para a produção de energia, havendo liberação de oxigênio dissolvido por meio da atividade fotossintética, e conseqüente aumento do pH. No período noturno, os organismos aquáticos do meio liberam o CO_2 através da respiração, e esse reage com a água para formar o ácido carbônico, que por sua vez, é dissociado, liberando íons hidrogenocarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) e íons de hidrogênio (H^+), reduzindo o pH quando o sistema carbonato não está ativo. A oxidação da matéria orgânica também reduz os valores do pH no meio aquático.

Nos estuários estudados, os valores do pH permaneceram alcalinos, variando significativamente de acordo com o ciclo das marés, o que indica um equilíbrio iônico nas áreas, encontrando-se dentro dos limites aceitáveis para a vida marinha, que segundo Perkins

(1974), fica entre 6,5 e 9,0. Os valores mais elevados foram observados no estágio da preamar (influência marinha), enquanto que os menores foram registrados na baixa-mar (influência fluvial). Os baixos valores do pH coincidiram com a redução dos níveis de oxigênio dissolvido que foram registrados nos pontos mais internos dos estuários. Esse fato foi associado à influência fluvial, à produção e degradação da matéria orgânica e ao aumento do material particulado em suspensão.

Os valores do pH e oxigênio dissolvido são influenciados pelos ciclos de marés e taxas de fotossíntese e/ou respiração, entretanto a capacidade de neutralização existente no ecossistema aquático devido ao efeito *buffer* (tampão) impede que ocorram amplas variações do pH, e os valores máximos são obtidos nas áreas de maior influência salina (MACÊDO *et al.*, 2000).

O material particulado em suspensão (MPS) é constituído por pequenas partículas orgânicas (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton) e inorgânicas que se encontram suspensas na coluna d'água. É uma das principais formas em que vários materiais, incluindo silte, argila, matéria orgânica, nutrientes, micropoluentes orgânicos e metais pesados são transferidos do ambiente continental para o marinho. Além disso, estudos relativos à fração orgânica do MPS em sistemas estuarinos tornam-se importantes e permitem melhores estimativas sobre o transporte do material terrígeno e antrópico para o ambiente marinho (SUZUMURA; KOKUBUN; ARATA, 2004).

Devido ao ambiente estuarino apresentar um forte hidrodinamismo, por estar sobre a influência ora marinha, ora fluvial, é de se esperar que ele apresente sempre uma grande quantidade do MPS na água. Além disso, o regime pluviométrico da região pode provocar variação sazonal nos valores (BASTOS; FEITOSA; MUNIZ, 2005).

No presente estudo, os maiores valores do MPS foram registrados no período chuvoso, e os menores no período de estiagem, em ambos os estuários. Esse aumento foi atribuído aos altos índices pluviométricos (maio e julho/2009), elevando a quantidade do MPS nas áreas. Esse material é carregado pelo escoamento superficial, oriundo da erosão dos solos da bacia de drenagem e margens dos rios, além da ressuspensão do sedimento de fundo, principalmente o material de baixa densidade e fino, provocando um aumento da turbidez nas águas. De acordo com Pereira Filho, Spillere e Schettini (2003), a elevada turbidez pode limitar a atividade fotossintética no meio aquático, devido à diminuição da penetração da luz na coluna d'água.

O fósforo é considerado um fator limitante na produção primária dos ambientes aquáticos continentais, e quando em excesso, pode conduzir à eutrofização, onde gera modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio, com perdas de produtividade e biodiversidade (PROTAZIO; TANAKA; CAVALCANTE, 2004).

Segundo Esteves (1998), o fósforo é disponibilizado no ecossistema estuarino por fontes naturais (intemperismo de rochas fosfáticas, lixiviação dos solos, excretas de animais, águas pluviais, depósitos de guano e de animais fossilizados) e antrópicas (lançamento de esgotos, detergentes, fertilizantes, pesticidas). A partir das fontes naturais ou antrópicas, o fósforo carregado pelos corpos hídricos está presente nas frações particulada e dissolvida e nas formas orgânicas e inorgânicas, sendo transportadas pela água até as regiões estuarinas.

O fósforo orgânico está presente como fosfoglicídios, fosfolipídios, fosfonucleotídios, fósforos-ésteres e fósforos-aminoácidos, que formam parte da estrutura dos organismos. O fósforo orgânico dissolvido (POD) representa uma pequena fração da forma total dissolvida, e nos ambientes costeiros tem sido reconhecido como uma fonte potencial de fósforo para os seres vivos (SANTOS *et al.*, 2007).

As concentrações de POD no estuário do rio Ipojuca foram influenciadas significativamente pelas marés, estando os menores e maiores valores nos estágios de baixa-mar e preamar, respectivamente. No estuário do rio Massangana, foram registradas as maiores concentrações de POD no ponto mais interno do estuário e durante a baixa-mar. Esse aumento esteve relacionado com os aportes de efluentes industriais e aos processos de lixiviação de solos na área adjacente. Observou-se também que o estuário do rio Massangana apresentou uma maior mediana das concentrações de POD em relação ao rio Ipojuca.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos e é o que tem uma depleção mais rápida que os outros nutrientes. Quando presente em baixas concentrações pode atuar também como fator limitante na sua produção primária (ESTEVES, 1998; BURFORD E ROTH LISBERG, 1999).

Dentro do ciclo do nitrogênio, esse elemento altera-se entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas químicas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e particulado), amônia (NH_3), íon nitrito (NO_2^-) e íon nitrato (NO_3^-). A forma predominante de nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição de um corpo d'água (VON SPERLING, 2007). Nos

ambientes aquáticos, a predominância das formas reduzidas (nitrogênio orgânico e amônia) indicam processos de poluição orgânica na área.

O nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) encontra-se nos efluentes domésticos, industriais e agrícolas, e na composição dos organismos vivos (uréia, aminoácidos, purina, peptídeos), sendo uma fonte importante para o crescimento dos seres autotróficos nos ambientes aquáticos.

Nos ecossistemas não impactados, a mobilização e transferência do nitrogênio (N) e fósforo (P) pela bacia de drenagem se dão essencialmente em função da mecânica e química de minerais do solo, assimilação biológica e regeneração. A drenagem dos rios é geralmente considerada a maior contribuinte no fluxo de N e P em estuários não impactados e impactados (BOYD, 2001; TAPPIN, 2002). As fontes antrópicas de N incluem os fertilizantes agrícolas, deposição atmosférica a partir da queima de combustível fóssil, rejeitos animal, além de efluentes domésticos e industriais (ESTEVES, 1998; BOYER, 2002).

Os fertilizantes utilizados na agricultura liberam várias formas de nitrogênio no solo, onde são transportados via escoamento superficial para os rios e águas costeiras. Além disso, a entrada de esgotos em ambientes aquáticos é responsável por causar mudanças nesses ecossistemas. O nitrogênio presente nos esgotos entra nos ecossistemas aquáticos inicialmente na forma de nitrogênio orgânico. Esse pode ser mineralizado e depois nitrificado aumentando a disponibilidade de nutrientes nitrogenados nesses ambientes (VALIELA E BOWEN, 2002).

No presente estudo, as concentrações de NOD foram influenciadas significativamente pelos períodos do ano, estando os maiores valores nos meses de maior precipitação pluviométrica em ambos os estuários. No rio Massangana foi observado, como aconteceu para o POD, um aumento de NOD nos pontos mais internos do estuário. Esse fato foi em função da influência de atividades agrícolas, além dos lançamentos pontuais de efluentes de origem industrial na área. Observou-se também que o estuário do rio Ipojuca apresentou uma maior mediana das concentrações de NOD em relação ao rio Massangana.

Braga *et al.* (2000) no sistema estuarino da Baixada Santista e Pagliosa *et al.* (2006) em estuários urbanos na Baía da Ilha de Santa Catarina (SC) registraram em seus estudos, concentrações mais elevadas de POD e NOD em relação ao presente estudo, devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais nas áreas.

O carbono orgânico total (COT) é um parâmetro químico de fundamental importância na avaliação da qualidade ambiental das águas estuarinas e costeiras. Segundo Costa *et al.*

(2004), o COT é eficaz na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas a vida.

A dinâmica da matéria orgânica em ambientes estuarinos é bastante complexa, sendo influenciada por vários fatores, como a descarga fluvial, os processos físicos de ressuspensão e mistura devido à forçante da maré, a temperatura, o uso e ocupação do solo da bacia de drenagem, a concentração populacional e industrial, entre outros (O'HIGGINS E WILSON, 2005). Segundo Bianchi (2007), as variações do carbono orgânico total fornecem informações essenciais sobre a dinâmica espacial e temporal da matéria orgânica.

Os fatores citados anteriormente podem alterar o balanço entre os processos de produção e mineralização da matéria orgânica, os quais são modificados ao longo do ecossistema estuarino, em função da mudança de um ambiente fluvial para o marinho (PEREIRA FILHO, 2006).

Os processos biogeoquímicos de ciclagem da matéria orgânica envolvem a assimilação de nutrientes pelos produtores primários e sua conversão em matéria orgânica (PEREIRA FILHO; SPILLERE; SCHETTINI, 2003). O enriquecimento orgânico das águas estuarinas e costeiras, a partir de uma variedade de fontes antrópicas, como os efluentes domésticos e industriais ricos em matéria orgânica, pode levar a uma série de mudanças na estrutura e metabolismo da comunidade aquática (DAY *et al.*, 1989).

Abril *et al.* (2002) realizaram um estudo em nove estuários europeus e concluíram que, as atividades antrópicas, através do lançamento de efluentes domésticos, contribuíram significativamente para o aumento dos teores de carbono orgânico total nas áreas. Além disso, eles afirmaram que a introdução de tratamentos de esgotos em regiões densamente povoadas, acarretou uma diminuição das concentrações de carbono orgânico total próximo a níveis considerados naturais. Os teores de carbono orgânico total apresentados por esses autores foram próximos aos registrados para os estuários dos rios Ipojuca e Massangana.

No presente estudo, observou-se uma pequena variação das concentrações de carbono orgânico total entre os pontos de coleta. Essa variação pode ser justificada devido aos processos de circulação e mistura, homogeneizando a quantidade de matéria orgânica que os estuários recebem, seja de origem natural ou antrópica. Esse padrão também foi registrado por Santos Júnior (2008) nos estuários dos rios Botafogo e Carrapicho, Itamaracá (PE).

Paulo *et al.* (2011) registraram na Bacia Portuária do Recife valores de carbono orgânico total próximos em relação ao presente estudo. Eles observaram ainda que, as

atividades antrópicas na área, foram determinantes para o aumento dos níveis de matéria orgânica, principalmente durante o período de estiagem.

Dahm, Gregory e Park (1981) registraram no rio Columbia (EUA) concentrações elevadas de carbono orgânico total. Eles atribuíram o aumento dos valores, em função do rápido crescimento populacional e das atividades agrícolas e industriais presentes na área.

O rio Ipojuca é translitorâneo, de forma alongada, que margeia diversas áreas urbanas, agrícolas e industriais recebendo diferentes tipos de efluentes, entre os quais aqueles ricos em matéria orgânica, como verificado pela CPRH no monitoramento da bacia hidrográfica dos rios pernambucanos. Parte dessa matéria entra no estuário já transformada ou diluída (devido a grande extensão do rio), reduzindo os efeitos antrópicos na área estuarina. O rio Massangana por outro lado, é litorâneo, e recebe a influência antrópica principalmente das atividades industriais do setor alimentício do CIPS. Devido a sua extensão, os efluentes orgânicos dispõem de menos tempo para que sejam mineralizados, sendo a diluição pelas águas marinhas o processo predominante.

Diante desse contexto, os estuários dos rios Ipojuca e Massangana apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações de carbono orgânico total. Foi observado que o rio Massangana apresentou uma mediana das concentrações de carbono orgânico total maior do que o rio Ipojuca ao longo do período do estudo.

De acordo com os resultados da ACP, o carbono orgânico total, a demanda bioquímica de oxigênio, o fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos apresentaram uma correlação significativa. Essa correlação já era esperada, uma vez que com o aumento da carga orgânica nos estuários, originada a partir das atividades antrópicas, ocorreria uma elevação das concentrações desses parâmetros.

No estuário do rio Ipojuca, diferenças significativas dos teores de carbono orgânico total foram registradas entre os períodos do ano, observando um aumento das concentrações no período de estiagem. Esse incremento orgânico foi devido ao período da produção do açúcar e do álcool pela indústria açucareira, quando ocorre a fertirrigação, cujo vinhoto (efluente), extremamente rico em matéria orgânica e nutrientes, é lançado diretamente no ambiente estuarino.

Em alguns pontos de coleta, as concentrações máxima e mínima de carbono orgânico total coincidiram com o aumento ou diminuição dos valores de fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos nos dois estuários. Essa relação é explicada devido ao enriquecimento da carga

orgânica nessas áreas, proveniente dos despejos de efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

De acordo com os resultados obtidos nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana, foram registrados cerca de 70% das concentrações de carbono orgânico total superiores a 5,00 mg.L⁻¹ que é o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 2.

O aumento dos teores de carbono orgânico total nos dois estuários pode ser explicado em função dos mesmos terem ultrapassado seu suporte de carga, em virtude da elevada quantidade de resíduos ricos em matéria orgânica, relacionados com o lançamento de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, caracterizando uma poluição orgânica nas áreas.

Os ecossistemas aquáticos, em especial os estuários, possuem a capacidade de diluição e purificação naturais. Quando uma carga poluidora é lançada nesses ambientes, eles sofrem um processo natural de estabilização, realizado através de fenômenos físicos, químicos e biológicos denominado de autodepuração. Esse processo é fundamental para a assimilação da poluição por parte de um rio. Os efeitos da poluição podem até ser considerados aceitáveis, dependendo da capacidade de autodepuração e se a carga poluidora for relativamente pequena (BRANCO, 1986).

Pettine *et al.* (1998) observaram no rio Po (Itália) que os teores de carbono orgânico total não foram alterados significativamente pelas atividades antrópicas, devido a capacidade de autodepuração do rio.

A determinação dos teores de carbono orgânico total nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana, permitiu avaliar os níveis de matéria orgânica através de suas variações sazonal e espacial, além de diagnosticar os processos de alteração ambiental da qualidade das águas estuarinas que, ao longo do tempo, vem sofrendo a influência das atividades antrópicas.

Através do presente estudo foi observado que as principais fontes de poluição no estuário do rio Ipojuca são os efluentes industriais (sucroalcooleiras, produtos alimentares, etc.), os aportes domésticos não tratados (originados dos grandes centros urbanos), os resíduos sólidos lançados a céu aberto (lixo urbano), além das atividades agrícolas (monocultura da cana-de-açúcar). No estuário do rio Massangana as principais fontes de poluição são as atividades industriais (Polo de Alimentos, indústrias de cerâmicas, etc.) e agrícolas (monocultura da cana-de-açúcar).

Nos pontos de coleta mais internos dos estuários foi observada uma poluição orgânica, caracterizando um sistema ecológico impactado, registrando baixos valores de oxigênio dissolvido e um aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos, bem como de carbono orgânico total.

Além dos impactos citados anteriormente, observou-se também no estuário do rio Ipojuca, o intenso corte/desmatamento dos manguezais o que ocasiona processos de assoreamento, transportando grandes quantidades de sedimentos para o rio, interferindo em sua profundidade e, conseqüentemente, provoca alterações nas características hidrológicas da região. Esse fato foi notado principalmente no período chuvoso, no qual a influência fluvial é maior, carreando águas mais turvas originadas da drenagem continental.

Os aportes de matéria orgânica de forma contínua nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana, vêm causando impactos ambientais em ambos os ecossistemas, e o grau de degradação dependerá da hidrodinâmica e da capacidade de autodepuração de cada estuário. Tais impactos virão afetar a produção primária e conseqüentemente a secundária, podendo causar o desaparecimento de espécies de animais e vegetais, de importância ecológica e comercial.

Pelo que foi relatado e discutido, pôde-se constatar que as variações dos parâmetros físicos e químicos da água foram influenciadas principalmente por dois fatores que atuaram conjuntamente nos ambientes, a precipitação pluviométrica e o fluxo das marés. Eles foram determinantes nas variações, podendo tais fatores reduzir os impactos antrópicos que recebem os dois estuários.

Finalmente, a partir dos resultados obtidos no presente estudo, espera-se que sejam tomadas medidas prioritárias para a reversão desse quadro de poluição orgânica, através de estudos multidisciplinares que visem uma melhoria no sistema de monitoramento da qualidade das águas nas regiões, além da necessidade de priorizar ações de controle e fiscalização das fontes responsáveis pelo estado atual das águas dos estuários dos rios Ipojuca e Massangana.

8 CONCLUSÕES

1. As variações das concentrações dos parâmetros hidrológicos nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana foram condicionadas principalmente por dois fatores: a precipitação pluviométrica e o fluxo das marés;
2. De acordo com os resultados da Análise de Componentes Principais (ACP), a salinidade, o oxigênio dissolvido (OD), o percentual de saturação de oxigênio dissolvido, o pH e o fósforo orgânico dissolvido (POD) apresentaram alta correlação. O fluxo das águas marinhas mantiveram elevados os valores desses parâmetros;
3. A distribuição horizontal da salinidade apresentou ampla variação, com regimes oscilando do limnético ao euhalino para o estuário do rio Ipojuca, e do oligohalino ao euhalino para o estuário do rio Massangana;
4. Valores baixos de OD foram registrados nos pontos mais internos dos estuários, em função da intensa poluição orgânica nas áreas, originada das atividades antrópicas. Os aportes de matéria orgânica influenciaram a disponibilidade de OD, demandando grande quantidade desse gás nos processos de oxidação do carbono orgânico;
5. No presente estudo, cerca de 30% dos valores registrados para o OD em ambos os estuários, estiveram abaixo do limite mínimo que é de $4,00 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ ($2,80 \text{ mL.L}^{-1} \text{ O}_2$) estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para as águas salobras de Classe 2.
6. O percentual de saturação de oxigênio dissolvido indicou que o estuário do rio Ipojuca variou de ambiente poluído a saturado, e o estuário do rio Massangana variou de ambiente semipoluído a saturado;
7. Os maiores valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foram registrados nos pontos mais internos dos estuários, devido ao lançamento de efluentes domésticos e das atividades agroindustriais nas áreas, provocando um aumento no consumo de OD, decorrente da oxidação da matéria orgânica;

8. No estuário do rio Ipojuca, as concentrações de POD foram influenciadas significativamente pelas marés, estando as maiores no estágio de preamar. No rio Massangana, as maiores concentrações foram registradas no ponto mais interno do estuário, devido aos aportes pontuais de efluentes industriais e processos de lixiviação de solos na área adjacente;
9. As concentrações de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foram influenciadas significativamente pelos períodos do ano, estando as maiores nos meses de maior precipitação pluviométrica. No rio Massangana, foi observado um aumento de NOD nos pontos mais internos do estuário, em função da influência de atividades agrícolas e do lançamento de resíduos industriais na região;
10. Os estuários dos rios Ipojuca e Massangana apresentaram diferenças significativas em relação às concentrações de carbono orgânico total (COT). No estuário do rio Ipojuca, o aumento das concentrações de COT ocorreu no período de estiagem, devido ao período de produção do açúcar e do álcool pela indústria açucareira, quando ocorre a fertirrigação, cujo efluente (vinhoto) é lançado no estuário;
11. Nos estuários dos rios Ipojuca e Massangana foram registrados cerca de 70% dos teores de COT superiores a $5,00 \text{ mg.L}^{-1}$ que é o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas salobras de Classe 2;
12. O aumento dos teores de COT é explicado em função dos estuários terem ultrapassado seu suporte de carga, devido à elevada quantidade de resíduos ricos em matéria orgânica nas regiões;
13. De acordo com os resultados da ACP, o carbono orgânico total, a demanda bioquímica de oxigênio, o fósforo e nitrogênio orgânicos dissolvidos apresentaram uma correlação significativa, devido à carga orgânica que é lançada nos estuários, originada a partir das atividades antrópicas, ocorrendo uma elevação das concentrações desses parâmetros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – CPRH. **Diagnóstico sócioambiental e ZEEC – Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro – Litoral sul de Pernambuco**. Recife, PE: CPRH, 156 p. 2001.

_____. **Levantamento das fontes poluidoras na bacia do rio Ipojuca**. Recife, PE: CPRH, 54 p. 2003.

_____. **Relatório de monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca e reservatório de Tapacurá em 2004**. Recife, PE: CPRH, 33 p. 2005.

_____. **Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco em 2009**. Recife, PE: CPRH, 96 p. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6023**: Informação e documentação – Referências – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2002a.

_____. **NRB 6024**: Informação e documentação – Numeração progressiva das seções de um documento escrito – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2003b.

_____. **NRB 6027**: Informação e documentação – Sumário – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2003c.

_____. **NRB 10520**: Informação e documentação – Citações em documentos – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2002b.

_____. **NRB 6028**: Informação e documentação – Resumo – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2003d.

_____. **NRB 14724**: Informação e documentação – Trabalhos acadêmicos – Apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2005.

ABRIL, G.; NOGUEIRA, M.; ETCHEBER, H.; CABEÇADAS, G.; LEMAIRE, E.; BROGUEIRA, M. J. Behaviour of organic carbon in nine contrasting european estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 241-262, 2002.

ACCARDI-DEY, A.; GSCHWEND, P. M. Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 21-29, 2002.

ACCORNERO, A.; MANNO, C.; ARRIGO, K. R.; MARTINI, A.; TUCCI, S. The vertical flux of particulate matter in the polynya of Terra Nova Bay. Part I. Chemical constituents. **Antarctic Science**, v. 15, p. 119-132, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington, USA: Ed. APHA. 1995.

ARZAYUS, K. M.; DICKHUT, R. M.; CANUEL, E. A. Fate of atmospherically deposited polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chesapeake Bay. **Environmental Science and Technology**, v. 35, p. 2178-2183, 2001.

BARROS, A. M. L. **Modelagem da poluição pontual e difusão: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2008.

BASTOS, R. B.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplancônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco – Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 33, n. 1, p. 1-18, 2005.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; NIENCHESKI, L. F. H.; ROCHA, J. M. B. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: Ed. da FURG, 115 p. 1996.

_____; WALLNER-KERSANACH, M.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em oceanografia química**. 2. ed. Rio Grande: Ed. da FURG, 172 p. 2010.

_____; AZNAR, C. E.; ROCHA, J. M.; ALMEIDA, M. T.; KINAS, P. G. Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS). **Atlântica**, v. 20, p. 35-54, 1998.

BENNER, R.; PAKULSKI, J. D.; MCCARTHY, M.; HEDGES, J. I.; HATCHER, P. G. Bulk chemical characteristics of dissolved organic matter in the ocean. **Science**, v. 255, p. 1561-1564, 1992.

BESSA, M. F.; PAREDES, J. F. Transporte do carbono e do nitrogênio orgânico e inorgânico dissolvidos pelo rio São Francisco, Brasil, durante um ano hidrológico (1984-1985). **Geochimica Brasiliensis**, v. 4, n. 1, p. 17-31, 1990.

BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York: Oxford University Press, 721 p. 2007.

BISHOP, P. L. **Marine pollution and its control**. New York: McGraw-Hill, 358 p. 1983.

BORGES, G. C. P. **Comunidade fitoplancônica do estuário do rio Massangana (Pernambuco – Brasil)**. 105 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2011.

BOYD, S. R. Nitrogen in future biosphere studies. **Chemical Geology**, v. 176, n. 1, p. 1-30, 2001.

BOYER, E. W.; GOODALE, C. L.; JAWORSKI, N. A.; HOWART, R. N. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. **Biogeochemistry**, v. 57-58, p. 137-169, 2002.

BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L.; BONETTI FILHO, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, n. 2, p. 165-173, 2000.

BRAGA, R. A. P.; MOURA, H. F.; DUARTE, M. T. Impactos ambientais sobre a estrutura do manguezal de Suape. In: Universidade Federal de Pernambuco. Departamento de Biologia Geral. Laboratório de Ecologia. **Projeto Avaliação de impactos ambientais em zonas estuarinas de Pernambuco**. Recife, p. 32-42. 1989.

BRANCO, E. S. **Aspectos ecológicos da comunidade fitoplanctônica no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Jaboão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil)**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2001.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 640 p. 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília. 2005.

BURFORD, M. A.; ROTH LISBERG, P. C. Factors limiting phytoplankton production in a tropical continental shelf ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 48, p. 541-549, 1999.

CAMPOS, J. N. B.; MORAIS, J. O.; MARTINS, E. S. P. R.; PINHEIRO, L. S. (Org.) **Avaliação do uso potencial de áreas estuarinas a partir da identificação e caracterização do comportamento de variáveis hidro-climáticas, oceanográficas e ambientais – estudos de caso: rio Pirangi – CE**. Relatório final. Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza: FUNCEME, 219 p. 2007.

CARMOUZE, J. P.; VASCONCELOS, P. The eutrophication of the Lagoon of Saquarema, Brazil. **Science of the Total Environment Suppl.**, v. 1, p. 851-859, 1992.

CARNEIRO M. E. R.; BARROSO, L. V. Um gradiente de perturbação antrópica em dois Sistemas Lagunares do Leste Fluminense, RJ, Brasil. In: II Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa, 1993. Porto, Portugal. **Resumos...** Porto, Portugal, p. 531-534, 1993.

_____; AZEVEDO, C.; RAMALHO, N. E.; KNOPPERS, B. A. A biomassa de *Chara hornemannii* em relação ao comportamento físico-químico da Lagoa de Piratininga (RJ). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 2, p. 213-222, 1994.

CAUWET, G.; SIDOROV, I. The biogeochemistry of Lena River: organic carbon and nutrients distribution. **Marine Chemistry**, v. 53, p. 211-227, 1996.

CAVALCANTI, L. B.; COELHO, P. A.; ESKINAZI-LEÇA, E. Condiciones ecológicas en el área de Suape (Pernambuco-Brasil). **Seminário sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de mangloves**. (Cali), p. 243-256, 1980.

_____. **Variações das condições hidrológicas e da clorofila a associadas ao cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Bonne, 1931), na região estuarina do rio Paraíba do Norte (Paraíba – Brasil)**. 146 f. Tese (Doutorado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2003.

CHEN, L. G.; RAN, Y.; XING, B. S.; MAI, B. X.; HE, J. H.; WEI, X. G.; FU, J. M.; SHENG, G. Y. Contents and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in vegetable soils of Guangzhou, China. **Chemosphere**, v. 60, p. 879-890, 2005.

CHEN, S. J.; LUO, X. J.; MAI, B. X.; FU, J. M.; SHENG, G. Y.; ZENG, E. Y. Distribution and mass inventories of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in sediments of the Pearl River Estuary and the northern South China Sea. **Environmental Science and Technology**, v. 40, p. 709-714, 2006.

CHESTER, R. **Marine geochemistry**. 2. ed. Malden, MA: Blackwell Science, 506 p. 2000.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223-253, 2001.

COSTA, M. F.; ARAÚJO, M. C. B.; CHAGAS, A. C. O.; SANT'ANNA Jr, N.; SOUZA, S. T. Poluição marinha. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Org.). **Oceanografia: um cenário tropical**. Recife: Bagarço, 761 p. 2004.

COUNTWAY, R. E.; CANUEL, E. A.; DICKHUT, R. M. Sources of particulate organic matter in surface waters of the York River, VA estuary. **Organic Geochemistry**, v. 38, p. 365-379, 2007.

COVELLI, S.; PIANI, R.; ACQUAVITA, A.; PREDONZANI, S.; FAGANELI, J. Transport and dispersion of particulate Hg associated with a river plume in coastal Northern Adriatic environments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 436-450, 2007.

DAHM, C. N.; GREGORY, S. V.; PARK, P. K. Organic carbon transport in the Columbia River. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 13, p. 645-658, 1981.

DAY, J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YÁÑES-ARANCIBIA, A. **Estuarine Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 558 p. 1989.

DEGENS, E. T.; KEMPE, S.; RICHEY, J. E. (Eds.). **Biogeochemistry of major world rivers**. Brisbane: John Wiley & Sons, Scope 42. 1991.

DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Tábua de Marés. Disponível em: <<http://www.mar.mil.br/dhn/dhn/index.html>>. Acesso em: março de 2011.

DITTMAR, T.; LARA, R. J. Molecular evidence for lignin degradation in sulfate-reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 65, n. 9, p. 1417-1428, 2001.

ELLIOT, M.; MCLUSKY, D. S. The need definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 815-827, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602 p. 1998.

FARRAPEIRA, C. M. R.; RAMOS, C. A. C.; BARBOSA, D. F.; MELO, A. V. O. M.; PINTO, S. L.; VERÇOSA, M. M.; OLIVEIRA, D. A. S.; FRANCISCO, J. A. Zonación

vertical del macrobentos de sustratos sólidos del estuário del río Massangana, Bahía de Suape, Pernambuco, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 87-100, 2009.

FEITOSA, F. A. N. **Estrutura e produtividade da comunidade fitoplanctônica correlacionados com parâmetros abióticos no sistema estuarino do rio Goiana (Pernambuco – Brasil)**. 250 f. Tese (Doutorado em Oceanografia), Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1997.

FIELD, C. B.; BEHRENFELD, M. J.; RANDERSON, J. T.; FALKOWSKI, P. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. **Science**, v. 281, 1998.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

FLORES MONTES, M. J. **Variação nictemeral do fitoplâncton e parâmetros hidrológicos no canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE**. 197 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 1996.

_____; MUNIZ, K.; MACÊDO, S. J.; MELO, A. A. S.; TRAVASSOS, R. K.; LINS, I. A relação DBO:DQO no estuário do rio Massangana, na área do Complexo Industrial do Porto de Suape, Cabo de Santo Agostinho-PE. In: III Simpósio Brasileiro de Oceanografia – SBO, 2006. São Paulo. **Resumos...** São Paulo: EDUSP, 2006.

GRASSHOFF, F. K.; EMRHARDT, M.; KREMLING, K. **Methods of seawater analysis**. 2. ed. New York: Velag Chemie, 419 p. 1983.

GUNKEL, G.; KOSMOL, J.; SOBRAL, M.; ROHN, H.; MONTENEGRO, S.; AURELIANO, J. Sugar cane industry as a source of water pollution – Case study on the situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. **Water Air Soil Pollution**, v. 180, p. 261-269, 2007.

HINGA, K. R. Degradation rates of low molecular weight PAH correlate with sediment TOC in marine subtidal sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p. 466-474, 2003.

HOPE, D.; BILLET, M. F.; CRESSER, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. **Environmental Pollution**, v. 84, p. 301-324, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável – IDS**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 443 p. 2010.

_____. **Normas de apresentação tabular**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 60 p. 1993.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO – ITEP. Laboratório de Meteorologia de Pernambuco. Disponível em: <<http://www.itep.br/index.php/2011-07-21-19-49-42/meteorologia-lamepe>>. Acesso em: março de 2011.

KARL, D. M.; BAILIFF, M. G. The measurement and distribution of dissolved nucleic acids in aquatic environments. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 543-558, 1989.

KENNISH, M. J. **Practical handbook of estuarine and marine pollution**. New York: CRC Press, 524 p. 1997.

_____. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 78-107, 2002.

KOENING, M. L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S. J. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 4, p. 407-420, 2002.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. River damming and changes in mangrove distribution. **ISME/GLOMIS Electronic Journal**, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2002.

LEÃO, B. M. **Biomassa, taxonomia e ecologia do fitoplâncton do estuário do rio Igarassu (Pernambuco, Brasil)**. 71 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2004.

LINS, P. A. M. **Hidrologia e hidrodinâmica do baixo estuário do rio Ipojuca, PE**. 87 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2002.

MACÊDO, S. J. **Fisioecologia da alguns estuários do Canal de Santa Cruz (Itamaracá – Pernambuco)**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Fisiologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1974.

_____; COSTA, K. M. P. Estudos ecológicos da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. Condições hidrológicas do estuário do rio Botafogo. **Ciência e Cultura**, vol. 30, n. 7, p. 346-368, 1978.

_____; FLORES MONTES, M. J.; LINS, I. C. Características abióticas da área. In: BARROS, H. M.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MACÊDO, S. J.; LIMA, T. (Eds.) **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 252 p. 2000.

_____; _____. MUNIZ, K.; LINS, I. C. Aspectos hidrológicos da área estuarina do Complexo Industrial de Suape, Pernambuco, Brasil. In: IX Congresso Latino-americano sobre Ciencias del Mar – COLACMAR, 2001. San Andrés Isla, Colômbia. **Anais...** San Andrés Isla, Colômbia, [s.n], 2001.

_____; MUNIZ, K.; FLORES MONTES, M. J. Hidrologia da região costeira e plataforma continental do estado de Pernambuco. In: ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; COSTA, M. F. (Org.). **Oceanografia: um cenário tropical**. Recife: Bagarço, 761 p. 2004.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. 7. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 898 p. 2000.

MASSART, D. L.; VANDEGINSTE, B. M. G.; BYDENS, L. M. C.; DE JONG, S.; LEWI, P. J.; SMEYERS-VERBEKE, J. **Handbook of chemometrics and qualimetrics: Part A**. Amsterdam: Elsevier. 1998.

MELLO, M. V. L. **Parâmetros hidrológicos correlacionados com a biomassa e composição fitoplanctônica na região costeira adjacente à desembocadura do rio Sirinhaém (Pernambuco-Brasil)**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2009.

MEYBECK, M. Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget. **Water Air Soil Pollution**, v. 70 p. 443-463, 1993.

MILLERO, F. J. **Chemical oceanography**. 3. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 469 p. 2006.

MIRANDA, L. B. **Cinemática e dinâmica dos estuários**. São Paulo: BSP, 360 p. 1984.

_____; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 417 p. 2002.

MUNIZ, K.; NETO, B. B.; MACÊDO, S. J.; FILHO, W. C. P. Hydrological impact of the Port Complex of Suape on the Ipojuca River (Pernambuco-Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 21, n. 5, p. 909-914, 2005.

NASCIMENTO, F. C. R.; FEITOSA, F. A. N.; ARAÚJO, J. P.; SILVA, R. M. S.; SILVA, G. S.; FLORES MONTES, M. J. Disponibilidade nutricional da bacia do Pina e rio Tejiópió (Recife-PE-Brasil) em relação aos nutrientes e biomassa primária. **Tropical Oceanography**, v. 31, n. 2, p. 149-169, 2003.

NEUMANN-LEITÃO, S. **Impactos antrópicos na comunidade zooplanctônica estuarina. Porto de Suape – PE – Brasil**. 273 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1994.

NEUMANN, V. H. M. L. **Geomorfologia e sedimentologia quaternária da área de Suape, Pernambuco (Brasil)**. 95 f. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 1991.

NI, H. G.; LU, F. H.; LUO, X. L.; TIAN, Y. H.; ZENG, E. Y. Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, p. 1150-1157, 2008.

NORIEGA, C. E. D. **Influência hidrológica e grau de poluição dos rios Pirapama e Jaboatão no estuário de Barra das Jangadas (PE-Brasil): ciclo nictemeral**. 162 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2004.

O'HIGGINS, T. G.; WILSON, J. G. Impact of the river Liffey discharge on nutrient and chlorophyll concentrations in the Liffey estuary and Dublin Bay (Irish Sea). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 323-334, 2005.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BARBOSA, F. A. R.; BRAGA, E. Urbanization impact on subtropical estuaries: a comparative study of water properties in urban areas and in protected areas. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 731-735, 2006.

PAULO, J. G.; FLORES MONTES, M. J.; SANTOS JÚNIOR, A. C.; BATISTA, T. N. F.; TRAVASSOS, R. K.; NASCIMENTO FILHO, G. A.; FEITOSA, F. A. N.; GASPAR, F. L.; PITANGA, M. E. Allochthonous and autochthonous organic matter in an urban tropical estuarine area of northeastern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 1798-1801, 2011.

PEDROSA, D. C. D. **Proposição de um modelo de gestão ambiental para a microbacia do Algodão, Cabo de Santos Agostinho – PE**. 77 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Instituto de Tecnologia de Pernambuco, Recife, PE, 2010.

PERA-TITUS, M.; GARCÍA-MOLINA, V.; BANÑOS, M. A.; GIMÉNEZ, J.; ESPLUGAS, S. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 47, n. 4, p. 219-256, 2004.

PEREIRA FILHO, J. **Dinâmica biogeoquímica do estuário do rio Itajaí-Açu, SC**. 158 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade de São Carlos, São Paulo, SP, 2006.

_____; SCHETTINI, C. A. F.; RÖRIG, L. R.; SIEGLE, E. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll-a in the Camboriú River estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 249-257, 2001.

_____; SPILLERE, L. C.; SCHETTINI, C. A. F. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do rio Itajaí-Açu, SC. **Atlântica**, v. 25, n. 1, p. 11-20, 2003.

PÉRÈS, J. M.; BELLAN, G.; RAMADE, F.; ANCELLIN, J.; LE LOURDE, P.; MICHEL, P.; GAUTHIER, M.; SOUDAN, F.; BELLAN-SANTINI, D. **La polución de las aguas marinas**. Barcelona: Omega, 250 p. 1980.

PERKINS, E. J. **The biology of estuaries and coastal waters**. London: Academic Press, 678 p. 1974.

PESSOA, V. T.; NEUMMAN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. M. O.; SILVA, A. P.; PORTO-NETO, F. F. Comunidade zooplancônica na baía de Suape e nos estuários dos rios Tatuoca e Massangana, Pernambuco (Brasil). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 80-94, 2009.

PETTINE, M.; PATROLECCO, L.; CAMUSSO, M.; CRESCENZIO, S. Transport of carbon and nitrogen to the northern Adriatic sea by the Po River. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, p. 127-142, 1998.

PROTAZIO, L.; TANAKA, S. M. C. N.; CAVALCANTE, P. R. S. Avaliação de procedimentos de extração sequencial de fósforo em sedimento. **Analytica**, n. 8, p. 35-41, 2004.

REZENDE, C. E. **Balço de metais pesados e matéria orgânica em um ecossistema de mangue – Baía de Sepetiba – Rio de Janeiro**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 1988.

_____; LACERDA L. D.; OVALLE, A. R. C.; SILVA, C. A. R.; MARTINELLI, L. A. Nature of POC transport in a mangrove ecosystem – A carbon stable isotopic study. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 30, n. 6, p. 641-645, 1990.

RIBEIRO, C. H. A. **Uma análise da qualidade de água da Baía de Guanabara entre 1980 e 1993**. 137 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental), Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 1996.

ROY, P. S.; WILLIAMS, R. J.; JONES, A. R.; YASSINI, I.; GIBBS, P. J.; COATES, B.; WEST, R. J.; SCANES, P. R.; HUDSON, J. P.; NICHOL, S. Structure and function of South-east Australian estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 599-626, 2001.

SANTOS JÚNIOR, A. C. **Avaliação do carbono orgânico total no sistema estuarino do Canal de Santa Cruz: estuários dos rios Botafogo e Carrapicho, Itamaracá – PE**. 68 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2008.

SANTOS, M. L. S., MUNIZ, K.; NETO, B. B.; FEITOSA, F. A. N. Estudo das diferentes formas de fósforo nas águas da Plataforma Continental do Amazonas. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 569-573, 2007.

SCHETTINI, C. A. F.; PEREIRA FILHO, J.; SPILLERE, L. Caracterização oceanográfica e biogeoquímica dos estuários dos rios Tavares e Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. **Notas Técnicas FACIMAR**, v. 4, p. 11-28, 2000.

SCHLESINGER, W. H.; MELLACK, J. M. Transport of organic carbon in the world's rivers. **Tellus**, v. 33, p. 172-187, 1981.

SECRETARIA DE CIÊNCIA TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE – SECTMA. **Atlas de bacias hidrográficas de Pernambuco**. Recife, PE: SECTMA, 104 p. 2006.

SECRETARIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – SRH. **Plano estadual de recursos hídricos – Documento síntese**. Recife, PE: SRH/PROÁGUA, 215p. 1998.

SEDJO, R. A. The carbon cycle and global forest ecosystem. **Water Air Soil Pollution**, v. 70, p. 295-307, 1993.

SEKI, O.; YOSHIKAWA, C.; NAKATSUKA, T.; KAWAMURA, K.; WAKATSUCHI, M. Fluxes, source and transport of organic matter in the western Sea of Okhotsk: stable carbon isotopic ratios of n-alkanes and total organic carbon. **Deep-Sea Research I**, v. 53, p. 253-270, 2006.

SILVA, M. O. S. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 266 p. 1977.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. 2. ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167, 311 p. 1972.

SUAPE. Complexo Industrial Portuário. Disponível em: <<http://www.suape.pe.gov.br/home/index.php>>. Acesso em: março de 2011.

SUZUMURA, M.; KOKUBUN, H.; ARATA, N. Distribution and characteristics of suspended particulate matter in a heavily eutrophic estuary, Tokyo Bay, Japan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 496-503, 2004.

TAPPIN, A. D. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 885-901, 2002.

UNESCO. **International Oceanographic Table**. Wormley: National Institute of Oceanography of Great Britain, v. 2, 141 p. 1973.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaic and losses within watersheds. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 239-248, 2002.

VASCONCELOS FILHO, A. L.; GUEDES, D. S.; GUIMARÃES SOBRINHO, D. Taxonomia e ecologia da fauna ictiológica da área de Suape (Pernambuco-Brasil). **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 21, p. 305-343, 1990.

VER, L. M. B.; MACKENZIE, F. T.; LERMAN, A. Carbon cycle in the coastal zone: effects of global perturbations and change in the past three centuries. **Chemical Geology**, v. 159, p. 283-304, 1999.

VISCO, G.; CAMPANELLA, L.; NOBILI, V. Organic carbons and TOC in waters: an overview of the international norm for its measurements. **Microchemical Journal**, v. 79, p. 185-191, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: DESA, 588 p. 2007.

WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v. 236, p. 202-222, 2000.

WOLLAST, R. The coastal organic carbon cycle: fluxes, sources and sinks. In: MANTOURA, R. F. C.; MARTIN, J. M.; WOLLAST, R. (Eds.). **Ocean margin processes in global change**. New York: Wiley, 469 p. 1991.

APÊNDICE

Apêndice A. Variação da altura das marés nos meses de coleta para os estuários dos rios Ipojuca e Massangana, tomando como referência o Porto de Suape/PE.

Mês/Ano	Estuário do rio Ipojuca				Estuário do rio Massangana			
	Horário	Baixa-mar (m)	Horário	Preamar (m)	Horário	Baixa-mar (m)	Horário	Preamar (m)
Set/08	09:47	0,2	15:56	2,2	10:17	0,2	16:24	2,2
Nov/08	08:47	0,1	14:56	2,4	09:26	0,1	15:39	2,4
Jan/09	10:30	0,4	16:38	2,3	10:58	0,3	17:06	2,3
Mar/09	09:06	0,3	15:13	2,3	09:38	0,2	15:47	2,4
Mai/09	10:19	0,2	16:32	2,2	11:08	0,2	17:23	2,2
Jul/09	10:02	0,1	16:15	2,3	10:51	0,1	17:02	2,3

Fonte: Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN, 2011).