

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

Centro de Tecnologia e Geociências

Departamento de Oceanografia

Programa de Pós-graduação em Oceanografia

**Estado trófico e balanço biogeoquímico dos
nutrientes não conservativos (N e P), na Região
Metropolitana do Recife – Brasil.**

CARLOS ESTEBAN DELGADO NORIEGA

Recife / Brasil

2010

Carlos Esteban Delgado Noriega

**Estado trófico e balanço biogeoquímico dos
nutrientes não conservativos (N e P), na Região
Metropolitana do Recife – Brasil.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências na área de Oceanografia Abiótica.

Orientador:

Dr. Moacyr Cunha de Araujo.

Co-orientador:

Dr. Manuel de Jesus Flores Montes.

Recife

2010

N841e

Noriega, Carlos Esteban Delgado

Estado trófico e balanço biogeoquímico dos nutrientes não conservativos (N e P), na Região Metropolitana do Recife – Brasil / Carlos Esteban Delgado Noriega. – Recife: O Autor, 2010.

xii, 101 f.; il., gráfs., tabs., mapas.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2010.

Inclui Referências Bibliográficas.

1. Oceanografia. 2. Estuários. 3. Modelagem. 4. Pernambuco, Brasil. 5. Fluxos de Nutrientes. I. Título.

UFPE

551.46 CDD (22. ed.)

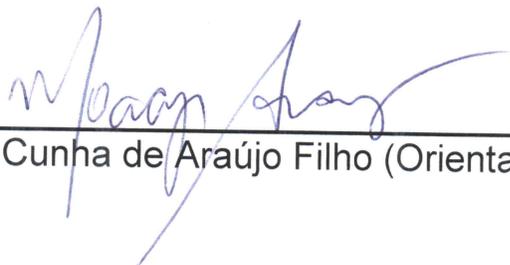
BCTG/2010-094

CARLOS ESTEBAN DELGADO NORIEGA

Estado trófico e balanço biogeoquímico dos nutrientes não conservativos (N e P), na Região Metropolitana do Recife – Brasil.

Tese apresentada pela seguinte banca examinadora em 24. 02.2010.

Titulares:



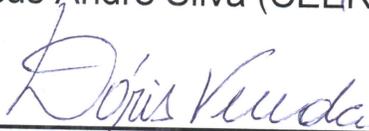
Dr. Moacyr Cunha de Araújo Filho (Orientador / UFPE)

Dra. Mônica Ferreira Costa (DOCEAN/UFPE)

Dr. Silvio José de Macedo (DOCEAN/UFPE)



Dr. Marcus André Silva (CEERMA/UFPE)



Dra. Dóris Aires Veleda (CEERMA/UFPE)

Suplentes:

Dra. Maria de Lourdes dos Santos (ISARH/UFRAM)

Dra. Carmen Limongi (DOCEAN/UFPE)

**Dedico este trabalho a meu fiel
companheiro *Smooth*, sempre
pedindo para passear, mas foi
nesses passeios que conseguia
pensar no meu trabalho e não
desistir dele.**

Obrigado amigão.

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer a todos que de uma ou outra forma contribuíram para a realização deste trabalho, e principalmente:

Ao Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco pela oportunidade de realização do curso de doutorado e deste trabalho.

Ao Dr. Moacyr Cunha de Araújo, pela orientação, atenção, apoio, ensino e amizade, durante o decorrer destes anos, obrigado Moa!.

A CAPES, pela concessão da Bolsa de Doutorado, indispensável para a conclusão deste curso.

Ao pessoal da seção de Química, Iara, Keyla, pela colaboração nas análises das amostras e pela amizade.

Ao Dr. Manuel de Jesus Flores Montes, pelo apoio, ensino e amizade durante estes anos.

Ao Dr. Sílvio Macedo, pelo apoio, ensino e amizade durante estes anos.

À Dra. Sigrid Neumann Leitão, pelo apoio incondicional durante todos estes anos.

À Dra Carmen Medeiros Limongi, pela atenção e ensino durante estes anos.

À Dra Mônica Ferreira Costa, pela atenção e apoio durante estes anos.

À Dra Maria de Lourdes dos Santos, pela amizade durante estes anos.

Ao pessoal do LOFEC, Patrícia, Fabiana, Dóris, Rodolfo, Marquinhos, Alex e Isaac, pela amizade e ensinamentos durante estes anos.

A Mirella e Ana, da Geologia e Engenharia, pela amizade durante estes anos.

A Juciene Andrade, pela amizade durante estes anos.

A Janaina, pelo companheirismo e amizade durante estes anos.

A Mirna, secretária do Departamento, pela atenção e ajuda durante as diferentes etapas no decorrer do curso.

RESUMO

Os sistemas estuarinos tropicais de Barra das Jangadas, Recife e Timbó representam importantes corpos d'água da Região Metropolitana do Recife que vêm sofrendo uma forte pressão do desenvolvimento urbano e industrial. O objetivo do presente trabalho foi determinar o nível de eutrofização e os balanços biogeoquímicos de água, sal e nutrientes não conservativos (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido - NID e Fósforo Inorgânico Dissolvido - FID) na Região Metropolitana do Recife (RMR) a partir da análise dos sistemas: Capibaribe – Beberibe - Bacia do Pina, Barra das Jangadas e Timbó, em períodos de baixa e alta descarga fluvial na interface terra-mar e ar-água. Este trabalho foi desenvolvido com base no conjunto de dados oriundos de quatro campanhas realizadas durante o ano de 2007, além de duas campanhas efetuadas no estuário de Barra das Jangadas em 2001, uma coleta no estuário do rio Timbó e, uma extensa pesquisa da base de dados da Agência Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH) entre os anos 2001 e 2007 dos rios da RMR. Os resultados indicaram altas cargas de nitrogênio e fósforo advindas das bacias de drenagem, fato que foi demonstrado ao comparar as bacias do estado com outras do Nordeste brasileiro. Essas cargas (N e P) se focalizam principalmente nos aportes tipicamente de origem urbano como esgotos domésticos e escoamento urbano. Outras atividades, como a cana-de-açúcar também contribuem com os altos níveis de nutrientes que chegam nestes sistemas estuarinos. Os trabalhos desenvolvidos mostraram que, o aumento das cargas de matéria orgânica de origem antrópica revela períodos maiores do estado eutrófico. Barra das Jangadas e Timbó apresentam-se dominados pelos fluxos de rio, onde a maioria da carga é exportada para a zona costeira adjacente. Porém, os longos tempos de residência (semanas, quinzenas), produzem transformações internas que transformam as cargas inorgânicas destes nutrientes em matéria orgânica tornando-se autótrofos. No sistema do Recife ocorre o contrário; os longos tempos de residência mudam essa matéria orgânica para uma heterotrofia, típica de sistemas onde prevalece a mineralização, caracterizando-se como uma fonte de CO₂ e nitrogênio para a atmosfera. As variações dos fluxos não conservativos entre os períodos de baixa e alta descarga fluvial entre as áreas estão relacionadas com o fluxo residual associado às altas concentrações de nutrientes inorgânicos nas bacias de drenagem. O sistema Recife possui uma diferença significativa nas dimensões da descarga fluvial, com relação aos outros sistemas estudados. A utilização do índice de estado trófico neste indica que o nível eutrófico foi permanente nos sistemas analisados através do ano 2007, demonstrando ainda que os níveis de clorofila-a e nutrientes inorgânicos estão acima dos limites normais considerados para regiões estuarinas não poluídas.

Palavras Chave: Oceanografia. Estuários. Modelagem. Pernambuco, Brasil. Fluxos de nutrientes.

ABSTRACT

The estuarine tropical systems of Barra das Jangadas, Recife and Timbó are an important water body to the Recife metropolitan region and is under strong urban and industrial stress. The objective of this study was to assess the eutrophication level and biogeochemical balances of water, salt and non conservative nutrients (Dissolved Inorgânico Nitrogen - DIN and Dissolved Inorganic Phosphorus - DIP) in the Recife Metropolitan Region (RMR) based on the analysis of the systems: Capibaribe - Beberibe - Pina Basin, Barra das Jangadas and Timbo, in periods of low and high river discharge in the land-sea and air-water interfaces. This research was developed based on the data set from four campaigns during 2007, two campaigns in the Barra das Jangadas estuary in 2001, one campaign in the Timbó estuary, and extensive research on the base data from Pernambuco State Water Resources (CPRH) between the years 2001 and 2007 in the rivers adjacent to the RMR. The results indicated high loads of nitrogen and phosphorus coming from the watersheds, a fact that was demonstrated by comparing the basins of the state with others basins in northeastern Brazil. These loads (N and P) are focused mainly on contributions typically rise as urban domestic sewage and urban runoff. Other activities, such as sugar-cane are also contributing to the high levels of nutrients that reach these estuarine systems. It was shown that the increased loads of organic matter from anthropogenic origin caused a permanent eutrophic state. Barra das Jangadas and Timbo are dominated by residual flows, where most of the load is exported to adjacent coastal zone. However, the long residence time (weeks) produce internal changes that may be changing loads of inorganic nutrients in organic matter, thus becoming autotrophic. In the Recife system the opposite occurs, as the long residence time seem to change this matter to a heterotrophy, characteristic of systems where the mineralization is characterized as a source of CO₂ and nitrogen to the atmosphere. Variations in the fluxes of non-conservative to the periods of low and high river discharge between the areas appear to be related to the residual flow associated with high concentrations of inorganic nutrients in watersheds. The Recife system has a significant difference in the dimensions of river discharge, with the other systems studied. The use of a trophic state index in this work complemented the information obtained from the balance sheets and characterizes the environment levels of productivity. Preliminary results indicate that the level of eutrophication was constant in the systems throughout the year 2007, showing that the levels of chlorophyll-*a* and inorganic nutrients are above the normal for unpolluted estuarine regions.

Keywords: Oceanography. Estuaries. Modeling. Pernambuco, Brazil. Nutrient fluxes.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 2.

- Figura 1. Mapa da região costeira de Pernambuco mostrando as áreas estuarinas objeto deste estudo. 20
- Figura 2. Série temporal da média histórica (1990-2007) da precipitação pluviométrica em quatro bacias hidrográficas de Pernambuco. SLM: São Lourenço da Mata. Fonte: INMET, ITEP. 26
- Figura 3. Dendrograma de associação entre as bacias hidrográficas utilizando as series temporais da precipitação pluviométrica. ppCB: Capibaribe; ppBB: Beberibe; ppTJ: Tejipió; ppTB: Timbó; ppJB: Jaboatão; ppPP: Pirapama. 27
- Figura 4. Dendrograma de associação entre os meses, utilizando as series temporais da descarga fluvial. Em negrito os meses estudados em 2007. 28

CAPITULO 3.

- Figura 1. Map showing the locations of the 12 studied river basins in NE Brazil. 32
- Figura 2. Comparison of N and P emissions ($\text{kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$) (logarithmic scale) from basins in 3 sites in northeastern Brazil. Ceará State¹, Rio Grande do Norte State¹ and Pernambuco State. ¹LACERDA (2006). 37

CAPITULO 4.

- Figura 1. Map of the Barra das Jangadas Estuary, NE Brazil 47
- Figura 2. Monthly variation (averaged over the 5 years 1999 - 2003) of river flow discharge, evaporation and precipitation. Average historical rainfall and evaporation (1963 – 1990) at the Barra das Jangadas Estuary, Brazil. 49
- Figura 3. Annual and seasonal water ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) and salt flux (10^3 psu) budgets, and turnover time ($\tau = \text{Vol}_{\text{estuary}} / (V_X + |V_R|)$), in days) at the BJE. 53

| | |
|---|----|
| Figura 4. Annual and seasonal phosphorus flux (in moles d^{-1}) budget at the BJE. | 56 |
| Figura 5. Annual and seasonal nitrogen flux (in moles d^{-1}) budget at the BJE. | 58 |
| Figura 6. Monthly variation of the Ecosystem Net Metabolism (NEM) at the BJE. Negative and positive values indicate heterotrophy and autotrophy, respectively. | 60 |
| Figura 7. Budget months (p - r) as a function of the system exchange time (days). | 62 |
| Figura 8. Budgets ($\log \pm \Delta$ DIP) versus % basin used for sugar-cane plantations in the watershed drainage (\log % sugar cane) of some tropical systems (0-15° latitude). | 64 |
| Figura 9. Monthly variation of N fixation and denitrification rates in the BJE. Negative and positive values indicate denitrification and fixation of nitrogen, respectively. | 65 |

CAPITULO 5.

| | |
|--|----|
| Figura 1. Mapa da região costeira de Pernambuco mostrando as áreas estuarinas objeto deste estudo (círculos indicam as áreas estudadas). | 76 |
| Figura 2. Dendrograma de associação entre as bacias hidrográficas utilizando as series temporais da precipitação pluviométrica. A: Recife; B: rio Timbó; C: Barra das Jangadas. CB: rio Capibaribe; BB: rio Beberibe; TJ: rio Tejpió; TB: rio Timbó; JB: rio Jaboatão; PP: rio Pirapama. | 77 |
| Figura 3. Dendrograma de associação entre os meses, utilizando as series temporais da descarga fluvial. Em negrito os meses estudados em 2007. | 78 |
| Figura 4. Série temporal 2001-2007 das descargas fluviais bacia obtidas nas bacias hidrográficas. | 81 |
| Figura 5. Ciclo anual construído através da serie temporal 2001-2007 das descargas fluviais (em m^3s^{-1}) nas bacias hidrográficas. A região dentro do quadrado indica o período chuvoso. | 82 |

| | |
|---|----|
| Figura 6. Série temporal 2001-2007 do fluxo de FID para: A: Barra das Jangadas; B: Recife e, C: Timbó. Fluxo estuarino modelado. Fluxo de rio e descarga fluvial calculado. | 84 |
| Figura 7. Série temporal 2001-2007 do fluxo de NID para: A: Barra das Jangadas; B: Recife e, C: Timbó. Fluxo estuarino modelado. Fluxo de rio e descarga fluvial calculado. | 85 |
| Figura 8. Estatística não paramétrica do FID e NID entre os sistemas Barra das Jangadas, Recife e Timbó em períodos de alta e baixa descarga fluvial. | 88 |

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 3.

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Environmental characteristics of coastal basins in Pernambuco state. | 34 |
| Tabela 2. Estimates of N and P emissions ($t\ yr^{-1}$) from natural and anthropogenic sources in basins in northeastern Brazil. The relative contribution (%) of each individual source is in parenthesis. | 36 |

CAPITULO 4.

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Input data for the monthly variation (averaged over the 5 years 1999 to 2003) and mean annual (\pm SD) and seasonal budgets of the Barra de Jangadas Estuary, NE Brazil. | 52 |
| Tabela 2. Water, salt and nutrient budgets of the Barra de Jangadas Estuary, NE Brazil. | 54 |
| Tabela 3. Comparison of nutrient status of estuarine area ($\pm \Delta$ DIP, $mmoles\ m^{-2}\ d^{-1}$) and activities drainage in basin during the dry season of some systems at tropical latitudes. | 63 |

CAPITULO 5.

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Concentrações de NID e FID (mmol.m^{-3}), descargas médias (Q) ($1000\text{m}^3.\text{d}^{-1}$) e, desvio padrão nas bacias hidrográficas, nos períodos seco e chuvoso (valores em negrito indicam o maior valor das 3 áreas). | 86 |
| Tabela 2. Regressões do fluxo não conservativo estuarino de FID e % da água doce nos sistemas estuarinos em períodos de alta e baixa descarga fluvial (Intervalo de confiança: 95%; N=número de dados). | 87 |
| Tabela 3. Domínio terrestre-oceânico nas áreas observadas, BJ: Barra de Jangadas; RE: Recife; TB: Timbó. | 89 |
| Tabela 4. Metabolismo médio dos sistemas através da estequiometria de Gordon et al., (1996). | 90 |
| Tabela 5. Valores do Índice de estado trófico TRIX em Recife (Capibaribe, Beberibe e Timbó) no ano 2007. | 91 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| Símbolos | Identificação |
|---------------------|---|
| N:P (Relação Molar) | Relação Molar do Nitrogênio Inorgânico: Fosfato Inorgânico (Relação de Redfield). |
| O.D. | Oxigênio Dissolvido. |
| D.B.O. | Demanda Bioquímica de Oxigênio. |
| pH | Potencial Hidrogeniônico. |
| L. D. | Limite de Detecção. |
| mmoles | Milimoles. |
| NID | Nitrogênio Inorgânico Dissolvido. |
| FID | Fósforo Inorgânico Dissolvido. |
| TRIX | Índice de estado trófico. |
| Cl-a | Clorofila-a. |
| VQ | Escoamento fluvial. |
| VR | Volume residual. |
| VX | Volume de mistura. |
| VP | Precipitação. |
| VE | Evaporação. |
| VD | Volume de água doce. |
| τ | Tempo de residência. |
| S | Salinidade. |
| ΔY | Fluxo não conservativo. |
| P-R | Produção – Respiração. |

SUMARIO

| | |
|--|------|
| AGRADECIMENTOS | iii |
| RESUMO | iv |
| ABSTRACT | v |
| LISTA DE FIGURAS | vi |
| LISTA DE TABELAS | viii |
| LISTA DE ABREVIATURAS | x |
| SUMARIO | xi |
| CAPITULO 1 | 13 |
| 1.1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS | 13 |
| CAPITULO 2 | 18 |
| ESTADO DO CONHECIMENTO | 18 |
| 2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA | 18 |
| 2.2. CARACTERISTICAS DEMOGRÁFICAS DA RMR | 19 |
| 2.3. CARACTERISTICAS DAS BACIAS HIDROGRAFICAS E AREAS ESTUARINAS | 21 |
| 2.4. EMISSÕES ANTRÓPICAS DE MATERIA ORGÂNICA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS | 25 |
| 2.5. CLIMATOLOGIA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS | 25 |
| 2.6. DESCARGA FLUVIAL NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS | 27 |
| CAPITULO 3 | 29 |
| CARGAS DE NITROGÊNIO E FÓSOFO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DE PERNAMBUCO | 29 |

| | |
|---|----|
| 3.1 ARTIGO <i>Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil.</i> | 30 |
| CAPITULO 4 | 42 |
| MODELAGEM BIOGEOQUÍMICA NO ESTUÁRIO DE BARRA DE JANGADAS | 42 |
| 4.1. ARTIGO <i>Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary: Barra de Jangadas.</i> | 43 |
| CAPITULO 5 | 70 |
| MODELAGEM BIOGEOQUÍMICA NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE | 70 |
| 5.1. ARTIGO <i>Dinâmica trófica (NID e FID) em sistemas estuarinos urbanos tropicais, em períodos de alta e baixa descarga fluvial.</i> | 70 |
| CAPITULO 6 | 96 |
| CONCLUSÃO | 96 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 98 |

CAPITULO 1.

1.1. Introdução e Objetivos

As atividades humanas nas últimas décadas têm alterado profundamente os ciclos biogeoquímicos globais de muitos elementos e compostos. Estas mudanças não produziram apenas efeitos diretos na qualidade ambiental, em termos de produtividade dos ecossistemas, biodiversidade e sustentabilidade de uso humano, mas também efeitos indiretos sobre as alterações climáticas globais (IPCC, 2007).

A zona litorânea tem uma elevada variabilidade natural reagindo e adaptando-se constantemente nos seus aspectos físicos, químicos e biológicos. A influência dos seres humanos sobre as mudanças na zona costeira é vista tanto através da ação dos seus impactos diretos sobre os processos costeiros e ecossistemas, como através dos seus efeitos indiretos sobre os processos naturais. Estima-se que as fontes de poluição terrestre contribuam com aproximadamente 80% de toda a poluição marinha (Swaney, 2003).

A interface terra-mar representa um dos sítios que controlam o fluxo de água e matéria do ciclo global. Por definição, compreende três compartimentos: a zona costeira, o continente interno a montante e o oceano aberto à jusante. Os impactos do continente e do oceano sobre a zona costeira interagem em escalas espaciais e temporais diferentes. Os rios são fontes pontuais, sendo que a maioria influencia a zona costeira em escalas locais de 0,1 a 100 km. Somente os grandes rios mundiais (Lena, Yangtze, Congo, Orinoco e Amazonas) atuam em escala regional de 100 a 1000 km (Knoppers et al., 2009).

O transporte de água e matéria da nascente do rio até o mar representa o processo que acopla os três compartimentos, da interface terra-mar. Entretanto, cada compartimento possui uma estrutura e um funcionamento bem definido. O continente gera e transporta água e matéria para zona costeira. A zona costeira, através dos seus estuários, representa o sítio de troca e matéria derivada, tanto do continente quanto do oceano. A transferência do continente ao mar segue diversas etapas. A matéria (inorgânica e orgânica, dissolvida e particulada) oriunda dos rios é

retida, transformada e reciclada por processos físicos, físico-químicos e biológicos nos estuários. Uma fração desta ultrapassa os estuários, se dispersa e dilui nas águas costeiras, como também é depositada na forma particulada no fundo da plataforma.

As águas da zona costeira e de plataforma ocupam 8% da área dos oceanos, mas sustentam 25% da produção primária oceânica total devido à fertilização por nutrientes de rios, ressurgências, como também, da remineralização interna de nutrientes bentico-pelágicos (Swaney, 2003). Embora, os oceanos sejam responsáveis pela maior parte da produção primária global, a zona costeira com seus diversos ecossistemas apresenta um rendimento da produção por metro quadrado bem superior aos oceanos. A produção primária da plataforma tropical do Atlântico Sul, dentro do território brasileiro, é moderada e abaixo da média global, mas se caracteriza por uma variabilidade espacial notável (Ekau e Knoppers, 2003).

Os rios do Nordeste e Leste são marcados por um padrão de fluxo sazonal tipicamente unimodal, mas diferem em amplitude. Conforme o clima indica, os rios do Nordeste estão sujeitos a uma variabilidade sazonal acentuada, com entradas elevadas e pulsos de enchentes durante a estação chuvosa e fluxos de baixos a negligenciáveis na estação seca. Os rios de menor porte apresentam comportamento típico torrencial. No Leste úmido, o ciclo sazonal unimodal é deprimido e, deste modo, a entrada é mais contínua. Infelizmente, não existem informações sobre a carga anual média de nutrientes dos rios, exceto o São Francisco e o Paraíba do Sul. A magnitude de entrada de água doce é, desta forma, o único índice a partir do qual pode-se inferir o potencial fertilizador do aporte continental sobre a costa nessas duas regiões (Knoppers et al., 2009).

O conhecimento sobre os ecossistemas, processos biogeoquímicos e os impactos na zona costeira aumentou substancialmente nas últimas décadas. Sabe-se, por exemplo, que mudanças de ondas e regimes de correntes, clima, processos morfológicos e fluxos de materiais da terra, atmosfera e os oceanos, contribuem para uma elevada variabilidade dentro da zona costeira. Porém, temos uma limitada capacidade de medir, modelar e finalmente gerir suas interações complexas, especialmente em várias escalas (espacial e temporal). Os balanços e inventários de elementos ativos biogeoquimicamente, tais como Carbono, Nitrogênio e Fósforo, podem ser utilizados para descrever as transformações químicas que ocorrem como resultado do fornecimento de nutrientes para a zona costeira advindos dos rios ou

do oceano. O balanço destas cargas (C, N e P), é influenciado pelo tempo de residência do sistema. O tempo de residência estuarino determinado pela interação relativa entre os fluxos fluviais e marinhos define a capacidade dos processos biogeoquímicos internos de transformar e, potencialmente, de reter cargas de nutrientes. Sistemas com tempos de residência de curta duração (dias) tendem a refletir o estado biogeoquímico da fronteira dominante (fluvial ou marítima). Se os fluxos de rio dominam, a maioria da carga é exportada para o mar adjacente. Para longos tempos de residência (semanas a meses), a transformação interna pode modificar cargas inorgânicas de nutrientes em matéria orgânica (autótrofos), ou, inversamente, transformar as cargas de matéria orgânica para nutrientes orgânicos e inorgânicos de carbono (heterótrofos). Os fluxos dos rios e tempos de residência podem mudar sazonalmente de dias ou menos, durante os períodos de cheias, a meses, durante a estação seca.

Recentes estudos realizados por Smith et al., (2003) e Smith et al., (2005) sobre os aportes de nutrientes por rios dentro do programa de balanços LOICZ, mostraram uma significativa relação na escala global entre a densidade populacional e o escoamento fluvial. Vários estudos regionais também abordaram as relações entre fontes e processos específicos dentro de bacias hidrográficas e os fluxos de nutrientes dessas bacias (Alexander et al., 2002; Boyer et al., 2002; Howarth et al., 1996). Essencialmente, todos esses estudos e aplicações de modelos foram realizados nas regiões em que os dados estavam disponíveis para caracterizar as descargas de nutrientes e geograficamente limitados a zonas temperadas, principalmente em bacias de drenagem de países desenvolvidos.

A introdução de nutrientes em um sistema estuarino pode ser feita por processos de descarga fluvial, córregos, marismas, atividades humanas e decomposição da matéria orgânica da água e do sedimento. Em locais de intensa urbanização pode-se ainda registrar um aumento da entrada de nutrientes nos estuários devido ao aporte de efluentes domésticos e industriais, escoamento urbano, erosão dos solos, além de efluentes agrícolas (fertilizantes) e de aquicultura. Estes sais nutrientes estão presentes em todos os processos de mistura e circulação de um estuário. Suas distribuições dentro do ecossistema são controladas por processos físicos, topográficos, químicos, biológicos e sedimentológicos. Os mais importantes geralmente ocorrem nas interfaces atmosfera-mar, rio-mar, e sedimentos-mar (Miranda et al., 2002). Todos esses

fatores não só determinam os fluxos dentro do sistema, mas também o tempo de residência da água. Os processos de mistura entre as massas de água e o volume residual vindo da bacia de drenagem são geralmente as principais forçantes analisadas quando se trata de identificar a direção dominante dos fluxos.

Este trabalho foi desenvolvido com base no conjunto de dados oriundos de quatro campanhas realizadas durante o ano de 2007, além de duas campanhas efetuadas no estuário de Barra das Jangadas em 2001, uma coleta no estuário do rio Timbó e, uma extensa pesquisa da base de dados da Agência Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH) entre os anos 2001 e 2007. Com base nestes levantamentos, os objetivos deste trabalho são:

- (a) Determinar o nível de eutrofização e os balanços biogeoquímicos de água, sal e nutrientes não conservativos (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido - NID e Fósforo Inorgânico Dissolvido - FID) na Região Metropolitana do Recife (RMR), a partir da análise dos sistemas Capibaribe – Beberibe - Bacia do Pina, Barra das Jangadas e Timbó, em períodos de baixa e alta descarga fluvial entre os anos 2001 a 2007;
- (b) Determinar se os corpos d'água analisados são geradores ou consumidores líquidos de nutrientes;
- (c) Quantificar o tempo de residência das águas nos sistemas estudados;
- (d) Determinar as taxas de produção-respiração e de fixação de nitrogênio-denitrificação dos corpos d'água estudados, através de cálculos estequiométricos ou análise direta (CO_2) entre a interface ar-água.

Uma parte deste trabalho encontra-se publicado em um periódico, outro em análise, e um terceiro pronto para ser submetido. Este documento foi organizado em capítulos, abordando-se progressivamente os objetivos acima descritos, e organizados de modo que os trabalhos mais antigos forneçam importantes informações para os trabalhos posteriores. Desta forma o capítulo 2 traz uma descrição da região estudada com base nos estudos pretéritos realizados, enfatizando-se as principais características físico-químicas de cada área.

Nos capítulos 3 a 5 são apresentadas e discutidas as principais contribuições deste estudo. Cada um destes capítulos é composto por uma cópia do respectivo artigo científico, já publicado, em análise, ou em fase final de preparação para

publicação. O capítulo 3 é dedicado à análise das cargas de Nitrogênio e Fósforo das principais bacias hidrográficas de Pernambuco. No capítulo 4 é aplicado o modelo de balanços na área estuarina de Barra das Jangadas utilizando-se um ciclo anual construído com dados de um período de cinco anos. O capítulo 5 apresenta uma síntese de balanços através de sete anos das três áreas estudadas com base em dados pretéritos e principalmente das campanhas de 2007 na RMR.

Por último, no capítulo 6, são apresentadas as conclusões do trabalho e as considerações para a continuidade das pesquisas.

CAPÍTULO 2.

ESTADO DO CONHECIMENTO

2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA

A Região Metropolitana do Recife – RMR situa-se no centro da faixa litorânea leste nordestina e integra as seis regiões metropolitanas brasileiras que, além daquelas que envolvem as megacidades de São Paulo e Rio de Janeiro, possuem população acima de três milhões de habitantes. Apesar de apenas representar cerca de 3% da área do território pernambucano, a RMR concentra 42% da população e mais da metade do PIB estadual. Esta região polariza a maior faixa contínua de altas densidades populacionais da região nordestina, que se dispõe ao longo do litoral, desde a cidade de Natal até a de Aracajú, envolvendo uma rede de mais de 120 cidades.

A RMR configura uma faixa alongada no sentido norte-sul situado no litoral pernambucano, nele encontra-se localizada, em sua porção central, a cidade do Recife. Em quase toda sua extensão, na faixa litorânea, estende-se a uma planície sedimentar com altitude média de 4 metros, cuja representação máxima é a planície flúvio-marinha formada pelos aluviões carreados pelos rios e pelas areias marinhas trazidas pelas marés. Essa planície é seqüenciada à Oeste por um relevo acidentado, identificado como colinas, morros, tabuleiros e serras, em função de suas cotas, formas topográficas, continuidade morfológica e declividades. Nessas terras mais enxutas e mais elevadas estendia-se a Mata Atlântica, restando, atualmente, apenas alguns vestígios dessa espessa floresta tropical (Alheiros et al., 2002).

A parte do território da RMR constituído por relevos movimentados, genericamente denominados morros, ocupa cerca de $\frac{3}{4}$ de sua área, onde habitam cerca de 600 mil habitantes. Os municípios costeiros (Recife, Olinda, Jaboatão, Cabo, Paulista e Ipojuca) têm mais problemas com a ocupação de suas encostas, devido às maiores precipitações pluviométricas e a maior argilização dos minerais constituintes dos sedimentos e solos.

Na planície, onde habita cerca de 800 mil pessoas, uma vasta rede hídrica natural constitui um dos principais elementos condicionantes da ocupação – não

somente no tocante aos rios propriamente, mas, especialmente na presença marcante de mangues e alagados da planície costeira aos rios propriamente, mas, especialmente na presença marcante de mangues e alagados da planície costeira.

Atualmente, a RMR registra significativos sinais de degradação ambiental, especificamente, o desmatamento, a contaminação/salinização dos recursos hídricos superficiais e profundos, a redução e poluição das áreas estuarinas, a emissão de poluentes atmosféricos, a poluição visual, os escorregamentos e erosão de encostas, os alagamentos de áreas de planície e a erosão costeira, todos resultantes da ação antrópica (Alheiros et al., 2002).

2.2. CARACTERÍSTICAS DEMOGRÁFICAS DA RMR.

A Região Metropolitana do Recife possui 3.435.288 habitantes, segundo dados censitários de 2002, distribuídos em 14 municípios que, juntos, conformam uma área de 2785 km², que representa 2,83% do total da área do estado, com uma densidade de 1200 hab. km⁻², uma taxa geométrica de crescimento de 1,50 %·a⁻¹ e, um grau de urbanização de 96,92%. Dos quatorze municípios metropolitanos dez apresentam população inferior a 200.000 habitantes. Os quatro maiores núcleos urbanos da região conformam o aglomerado de mais alta integração – Recife (município pólo, com 1.422.905 habitantes) e Jaboatão dos Guararapes (581.556 hab.), Olinda (367.902 hab.) e Paulista (262.237 hab.). Com 218 km², o Recife representa cerca de 7% da área metropolitana e concentra 42% dos habitantes da região.

A extensão costeira das 3 áreas deste estudo representa aproximadamente 45 km de largura e, inclui os 4 municípios com maior concentração de habitantes.

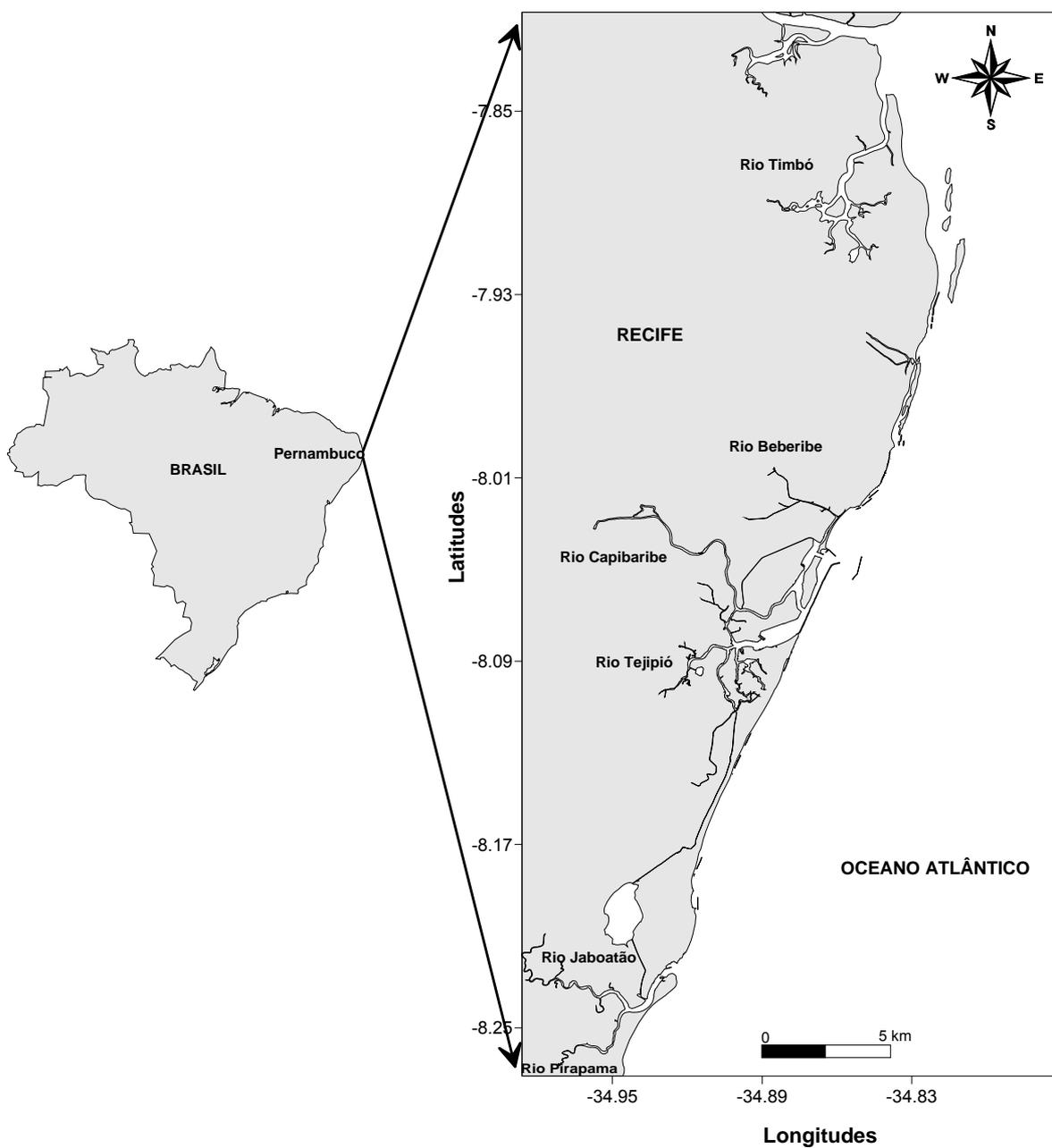


Figura 1. Mapa da região costeira de Pernambuco mostrando as áreas estuarinas objeto deste estudo.

2.3. CARACTERÍSTICAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS E ÁREAS ESTUARINAS.

O município do Recife conta com um sistema natural de drenagem que envolve o sistema de bacias hidrográficas do chamado “Estuário Comum do Recife” constituído pelas bacias dos rios Capibaribe, Beberibe e Tejipló (AAR, 2000).

As redes de canais que recortam a cidade se distribuem entre as bacias dos três principais rios:

- Bacia do rio Capibaribe – abrangendo a área central da cidade (334,9 km²).
- Bacia do rio Beberibe – abrangendo a parte Norte da cidade (81,37 km²).
- Bacia do rio Tejipló – divide-se em três sub-bacias (Tejipló, Jordão e Jiquiá) (93,20km²):
 - Tejipló – drena a parte do Centro-Sul e Oeste da cidade.
 - Jordão – drena a zona sul.
 - Jiquiá – drena o resto da zona central da cidade.

A área estudada localiza-se na região costeira da cidade do Recife entre as latitudes 8°02' e 8°05' S, e as longitudes 34°52' e 34°48' W (Figura 1). O clima caracteriza-se por ser quente úmido “pseudotropical” amenizado pela brisa marinha, classificado como As' na escala de Köppen. O regime pluviométrico varia de 1500 a 2000 mm/ano, com maior concentração de março a agosto. A temperatura do ar é geralmente elevada como média anual em torno de 24°C, com média mínima de 22°C e máxima de 26°C.

As três bacias representam uma área de 509,47 km² inserida na RMR, sendo que a bacia do rio Capibaribe só ocupa 4,52% da sua área total nesta região.

As descargas fluviais variam entre 1,4 a 35 m³s⁻¹. As menores descargas foram registradas no rio Beberibe (1,4 a 4,9 m³s⁻¹, para o período de estiagem e chuvoso, respectivamente) e as maiores no rio Capibaribe (10 a 35 m³s⁻¹, para o período de estiagem e chuvoso, respectivamente) (Araujo et al., 2002; ANA, 2009).

As mares semidiurnas variam entre 1,0 e 1,6m durante as marés de sizígia, onde os limites de maré foram determinados a 5 km distante da primeira curva no rio Beberibe (Figura 1), a 5 km distantes da segunda ponte no rio Tejipló e a 12 km distantes da ponte Caxangá no rio Capibaribe.

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe como curso d'água principal representa

o sistema hidrográfico de maior expressão do município. Possui cerca de 7560 km² de extensão e tem sua nascente na serra de Campos, em terras do município de Jataúba (zona do agreste, planalto nordestino), encontrando-se a uma altitude de 1000 metros em relação ao nível do mar e situando-se a 195 km de sua foz, no estuário do Recife (AAR, 2000). A média anual de chuvas é de 1400 mm, com uma população aproximada de 1.300.000 habitantes e, uma densidade populacional de 180 hab.km⁻² (Noriega & Araujo, 2009).

A bacia hidrográfica do rio Beberibe que nasce dentro dos limites da RMR, no município de São Lourenço da Mata, apresenta uma extensão de 81,37 km² e abrange partes dos municípios de Recife (55,4 km²), Olinda (13,3 km²), Paulista (9,4 km²) e São Lourenço da Mata (0,9 km²), servindo-lhes de divisa. Tem um comprimento de 19 km, desde a nascente até desembocar no mar (AAR, 2000).

Na maior parte do ano o rio Beberibe possui uma largura aproximada de 6 metros em grande parte do seu percurso, alargando-se apenas no seu trecho final, quando sofre influência das preamares. A média anual de chuvas é de 2000 mm, com uma população aproximada de 515.000 habitantes e, uma densidade populacional de aproximadamente 6600 hab.km⁻² (Noriega & Araujo, 2009).

Com uma área de 93,2 km², esta bacia encontra-se integralmente inserida na RMR, drenando partes das cidades de Jaboatão dos Guararapes, ocupando 21,4 km² do total de sua área, e São Lourenço da Mata (4,2 km²). Sua maior parcela (67,6 km²), que significa 73%, encontra-se no município do Recife e desta, 80% (54,08 km²) é de área urbanizada (AAR, 2000).

O rio principal desta bacia é o Tejió com 20 km de leito cuja nascente é no município de São Lourenço da Mata, e em seu percurso serve de divisa entre os municípios de Jaboatão dos Guararapes e o Recife. A bacia do Pina está localizada na parte interna do Porto do Recife, em plena zona urbana, formada pela confluência dos rios Tejió, Jiquiá, Jordão, Pina e pelo braço sul do Capibaribe. Sua extensão é de 3,6 km com uma largura variável, sendo a mínima de 0,26 km e a máxima de 0,86 km, perfazendo uma área de aproximadamente 2,02 km² (Feitosa et al., 1999)

O estuário da Barra das Jangadas formado pelos rios Jaboatão e Pirapama e fica situado à cerca de 20 km ao sul da cidade do Recife (Figura 1). Este sistema estuarino localiza-se no município de Jaboatão dos Guararapes ao sul da cidade do Recife (Latitude 8°14'2" S e Longitude 34° 55'10" W).

O sistema está formado pelos rios Pirapama e Jaboatão e por seus afluentes. Possui uma área de aproximadamente 13 km², uma profundidade média de 2,5m, uma largura máxima de 250m (32500x10³ m³) e uma longitude de 8 km a montante seguindo a montante pela calha principal. Estes dois rios drenam uma área de ~ 1000 km², com descargas médias de 2 e 9,4 m³ s⁻¹ para o Jaboatão e Pirapama, respectivamente (Noriega et al., 2009). As correntes no estuário podem atingir de 1,0 a 1,2 m.s⁻¹ em períodos de quadratura e sizígia, respectivamente no estagio de Vazante (Noriega et al., 2005). As mares são semidiurnas e apresentam valores médios de altura de 1,3m nos períodos de quadratura e , 1,8m nos períodos de sizígia (Araujo et al., 1999). Este sistema é classificado como estuário tipo 1, com ausência de estratificação vertical (Araujo et al., 1999). As massas de água que entram pela foz mostram características típicas de águas oligotróficas (Branco et al., 2007; Noriega et al., 2009). Noriega et al., (2005) observou que durante o mês de Julho, 38% da água de rio se infiltrava no mar durante um ciclo de maré e, a taxa de renovação da água (T50%) em cada ciclo de maré foi de 1,3 dias.

O rio Jaboatão é um rio tropical raso (1-4m de profundidade), percorrendo 75 km de extensão, localizado a 20 km do sul da cidade do Recife. Seus afluentes drenam uma bacia de 413 km² incluindo áreas urbanas (446.426 habitantes) como os municípios de Cabo de Santo Agostinho (parte), Jaboatão (sede), Moreno (sede), Recife (parte), São Lourenço da Mata (parte) e Vitória de Santo Antão (parte), além de áreas cobertas pela Floresta Atlântica original e plantações de cana-de-açúcar.

O rio Pirapama localiza-se na região sul da Zona da Mata, com nascente no município de Pombos. Sua bacia hidrográfica é de 589,2 km², apresentando-se bastante acidentada. Ao longo de seu percurso (71,5 km), nota-se a presença de um desenvolvido distrito industrial nas áreas de química, sucroalcooleira, bebidas, minerais não metálicos, mecânica, produtos alimentares, têxtil, matéria plástica e borracha, destacando-se engenhos de água ardente (Destilaria J.B., Destilaria Sibéria, Destilaria Liberdade) e usinas de açúcar (Bom Jesus). Seu leito percorre os municípios de Cabo de Santo Agostinho (sede), Escada (parte), Ipojuca (parte), Jaboatão dos Guararapes (parte), Moreno (parte), Pombos (parte), Vitória de Santo Antão (parte), com uma população total aproximada de 900.627 habitantes (CPRH, 2007).

A Barra das Jangadas, assim como todo litoral pernambucano, possui clima tropical quente e úmido do tipo As', com chuvas de outono-inverno segundo a terminologia de Köppen, caracterizada por apresentar temperatura anual elevada de aproximadamente 25,5°C e precipitação anual superior a 2.000mm em duas estações distintas: a seca determinada pela evaporação superior à precipitação e a chuvosa onde a evaporação é inferior à precipitação (Carneiro & Coelho, 1960).

A bacia do rio Timbó cobre 104 km², pertencendo ao primeiro grupo de bacias litorâneas do estado, limita ao norte com a bacia do rio Igarassú e ao sul com a bacia do rio Paratibe. A bacia nasce no Tabuleiro de Araçá (município de Abreu e Lima) com o nome de Barro Branco, nome que muda ao entrar no município de Paulista para rio Timbó, apresenta aproximadamente 15 km de vias navegáveis em preamar, com profundidades mínimas de 2m e máximas de 8m, com larguras que variam entre 250 a 300m.

A bacia possui uma precipitação pluviométrica média de 1800 mm, com uma população aproximada de 104.000 habitantes e, uma densidade de aproximadamente 1000 hab.km⁻² (Noriega & Araujo, 2009).

O sistema estuarino ocupa uma área de aproximadamente 14 km², com profundidades medias de 1m na parte superior e 7 metros na foz (Grego, 2004).

2.4. EMISSÕES ANTRÓPICAS DE MATERIA ORGÂNICA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

Segundo CPRH (2007), a carga poluidora orgânica remanescente na bacia do rio Capibaribe corresponde a 32,4 t.DBO₅.d⁻¹, correspondendo 95,7% a emissões domésticas (31 t.DBO₅.d⁻¹) e, 4,3% a emissões de origem industrial (1,4 t.DBO₅.d⁻¹).

Na bacia do rio Beberibe, a carga orgânica remanescente chega a 10 t.DBO₅.d⁻¹, correspondendo 10% a emissões de origem industrial (1 t.DBO₅.d⁻¹) e, 90% a emissões de origem doméstico (9 t.DBO₅.d⁻¹).

Na bacia do rio Timbó, a carga orgânica corresponde a 3,4 t.DBO₅.d⁻¹, correspondendo 14,7% a emissões de origem industrial (0,5 t.DBO₅.d⁻¹) e, 85% a emissões de origem doméstico (2,9 t.DBO₅.d⁻¹).

Na bacia dos rios Jaboatão e Pirapama, a carga orgânica remanescente total corresponde a 47,76 t.DBO₅.d⁻¹, sendo 16,94 t.DBO₅.d⁻¹ de origem doméstico, 4,15 t.DBO₅.d⁻¹ de origem industrial e, 26,67 t.DBO₅.d⁻¹ de origem agroindustrial.

Na bacia do rio Tejipió, estimou-se as cargas seguindo a indicação da CPRH, que para cada habitante existe um aporte de 54 g.d⁻¹. Considerando que todos os bairros da bacia do Tejipió somam uma população aproximada de 200.000 habitantes e, aplicando um fator de 0,6 como sendo a carga remanescente temos que a carga orgânica total na bacia corresponderia a 6,5 t.DBO₅.d⁻¹.

2.5. CLIMATOLOGIA NAS BACIAS.

As series temporais médias históricas (1990-2007) da precipitação pluviométrica nas bacias estudadas são mostradas na Figura 2. Dados de diversas estações e instituições que medem variáveis climáticas foram obtidos para quatro bacias, incluindo as bacias dos rios Jaboatão, Pirapama, Capibaribe, Tejipió, Beberibe e Timbó, com o intuito de correlacionar as variações entre as bacias. Através de análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica de similaridade através do Coeficiente de Correlação de Pearson, identificaram-se áreas e meses que mostraram características similares. Essas áreas têm pouca diferencia entre elas, mas mostraram que as três bacias centrais (Capibaribe, Beberibe e Tejipió),

correspondem a um mesmo grupo, mesmo caso para o grupo sul (Jaboatão e Pirapama) e, rio Timbó (área Norte).

As três áreas possuem pouca diferença entre si, existindo uma pequena dissimilaridade entre Recife e Barra das Jangadas e rio Timbó (Figura 3).

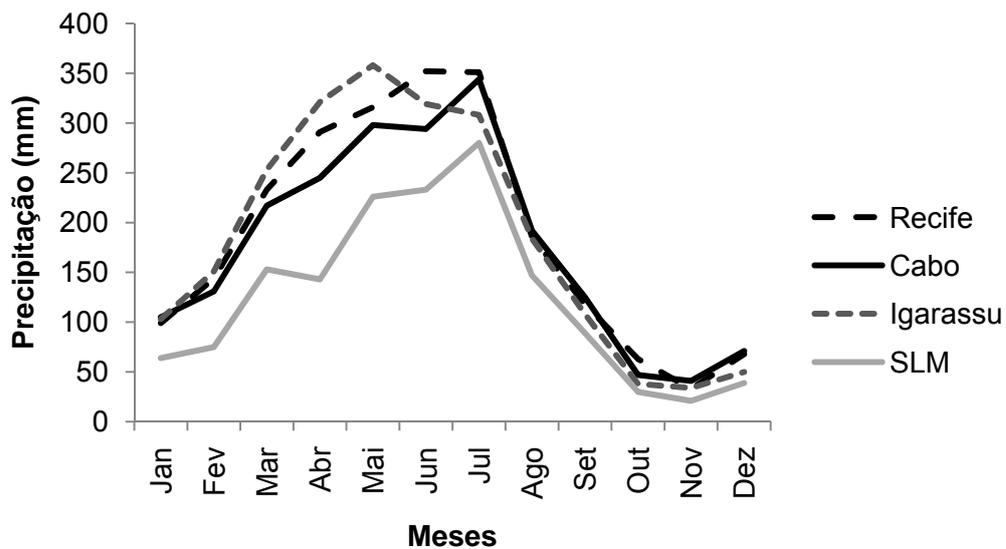


Figura 2. Série temporal da média histórica (1990-2007) da precipitação pluviométrica em quatro bacias hidrográficas de Pernambuco. SLM: São Lourenço da Mata. Fonte: INMET, ITEP.

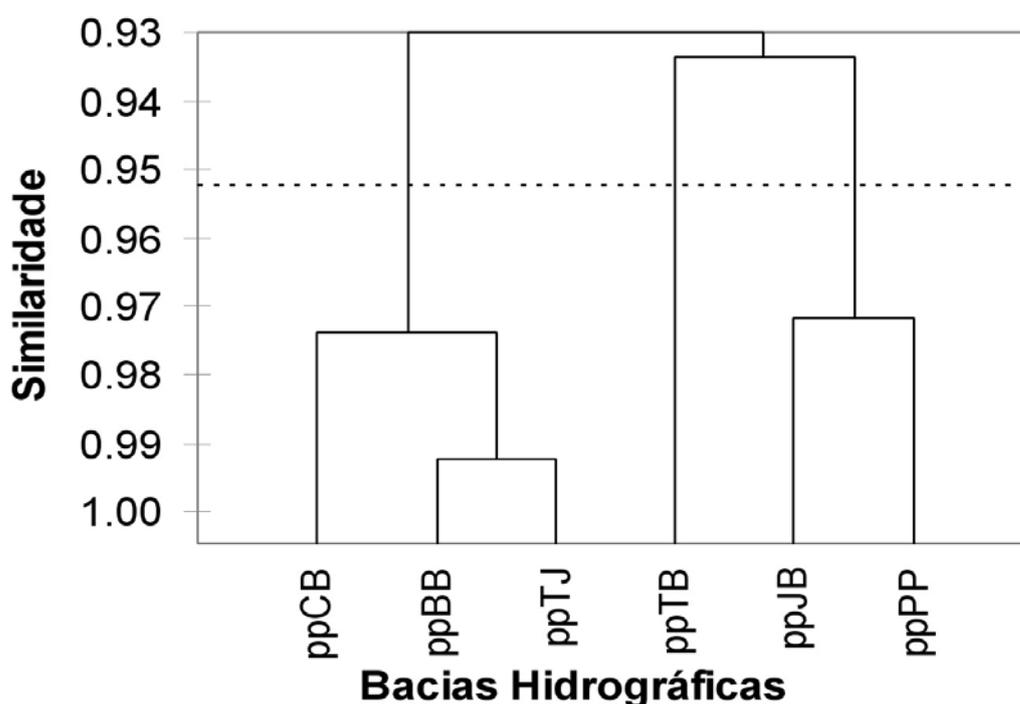


Figura 3. Dendrograma de associação entre as bacias hidrográficas utilizando as series temporais da precipitação pluviométrica. ppCB: Capibaribe; ppBB: Beberibe; ppTJ: Tejió; ppTB: Timbó; ppJB: Jaboatão; ppPP: Pirapama.

2.6. DESCARGA FLUVIAL NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.

Uma das principais características hidrológicas nas bacias hidrográficas é a descarga fluvial. Porém muitas bacias, principalmente as de pequeno porte carecem desta informação devido ao fato da ausência de medições limnimétricas no seu curso. Esta dificuldade foi observada na maioria das pequenas bacias do estado. Para resolver este problema foram consultadas as bases de dados da Agencia Nacional de Águas (ANA), Plano Estadual de Recursos Hídricos da Secretaria de Tecnologia e Meio Ambiente (SECTMA) e, Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco (SRH) , como também a aplicação do modelo de Schreiber modificado (Miranda et al., 2002), na obtenção da descarga em áreas sem dados. Analisamos estatisticamente as três áreas, com o intuito de observar as similitudes entre elas. Testamos a Normalidade através dos testes de Shapiro-Wilk e Anderson-Darling ambas com um $\alpha = 0,05$ tendo como resultado, a rejeição da hipótese nula de normalidade entre as series analisadas. Como nossos dados correspondiam a três áreas selecionamos o teste de Kruskal-Wallis para mais de duas amostras.

CAPITULO 3.

CARGAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DE PERNAMBUCO.

A próxima seção traz o artigo “*Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil*”, publicado no “*Journal of Coastal Research*”.



3.1. ARTIGO

Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil

C. Noriega† and M. Araujo‡

†Dept. of Oceanography

University Federal of Pernambuco, Recife,

50.670-901, Brazil

carlosnor_ocean@yahoo.com.br

ABSTRACT

Noriega, C. and Araujo, M., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium), pg – pg. Lisbon, Portugal, ISBN

There is little quantification of nutrient loads in the hydrographic basins of northeastern Brazil. Activities that potentially generate nutrients and pollution along the coast are varied: waste water, including untreated sewage, agriculture (sugar cane), livestock, soil erosion and industrialization. Additionally, these areas have a high population density (167-1,200 persons per km²) with a gradual growth rate (~1% annually). Quantifying nutrient loads provides important information about biogeochemical processes in estuaries and the adjacent coastal zone. The objective of this work was to determine the N and P loads in 12 hydrographic basins (24,403 km²) that flow into estuaries along the northeastern coast of Brazil were estimated using established methods. Anthropogenic sources were 17 to 112 times higher than natural sources for N and P, respectively. The main anthropogenic loads were urban use (wastewater and urban runoff) with 1.8 and 0.36 t km⁻² yr⁻¹ of N and P, respectively, agriculture (sugar cane) (0.9 t N km⁻² yr⁻¹) and industry (0.25 t P km⁻² yr⁻¹). The potential for environmental harm was determined to be medium due to N and high due to P. The highest loads of N and P came from basins with high population density.

ADDITIONAL INDEX WORDS: *Natural Emissions, Anthropogenic Emissions, Potential for Degradation.*

INTRODUCTION

Human activities have greatly changed the flow of substances into the coastal ocean (DA CUNHA, 2007). Multiple problems are caused by the accumulation of nitrogen and phosphorus in river water on its way to the ocean (NRC, 2000). There has been little quantification of nutrient loads from littoral drainage basins in northeastern Brazil. Activities that potentially generate nutrients along the coast are varied: waste water, including untreated sewage, agriculture, livestock, soil erosion and industrialization. Quantifying nutrient loads provides important information about biogeochemical processes in estuaries and the adjacent coastal zone. The objective of this work was to determine the N and P loads from 12 hydrographic basins (24,403 km²) that flow into the estuaries along the northeastern coast of Brazil, considering both natural and anthropic sources from 2001-2005.

METHODS

Study Area

The Pernambuco state occupies an area of 98,938 km², which represents about 6% of the area of the Northeast and 1.2% of the area of the country. The state contains 187 km of coastline and 29 watersheds (CPRH, 2005). This network is characterized mainly by short rivers with the exception of the San Francisco River, which forms part of the border of Pernambuco state. Parts of the river system are short coastal rivers flowing from West to East towards the Atlantic Ocean. These rivers are Goiana, Botafogo, Igarassu, Timbo, Paratibe, Beberibe, Capibaribe, Jaboatao, Pirapama, Ipojuca, Sirinhaem and Una. The rivers are intermittent in semi-arid portions of the region (depending on amount of rainfall) but are permanent where they empty in to the Atlantic.

Figure 1 shows the location of the 12 rivers and estuarine areas studied. The 12 lower basins of the rivers are located within the “Tabuleiros Costeiros do Nordeste” formation, characterized by Tertiary and Quaternary sediments forming coastal plains constituted by sandy soils closer to the coast and yellow-red latosols and podsols inland. Small stretches of alluvial eutrophic soils occur along river valleys (SILVA, 1996). Natural vegetation in most of the area has been converted to subsistence non-mechanized agriculture and pasture. Major crops in the sandy soils are coconut and banana, whereas latosols are used mostly for sugar cane and pasture.

Population density is generally high and is concentrated in towns close to the sea. Industrial activities are located mainly in areas near the shore. Most urban waste is not treated, and agriculture and livestock have recently intensified along the coastal region. Therefore, scattered data already suggest that some of these areas are showing signs of incipient eutrophication. Table 1 shows environmental characteristics of the 12 rivers studied. Rainfall varied from $2,000 \text{ mm.yr}^{-1}$ on the coast to $<500 \text{ mm.yr}^{-1}$ in the interior valleys (semi-arid) (CPRH, 2005). The 12 systems differ by almost two orders of magnitude in area, from the larger Capibaribe ($7,757 \text{ km}^2$) basin to the smaller Beberibe (79 km^2).

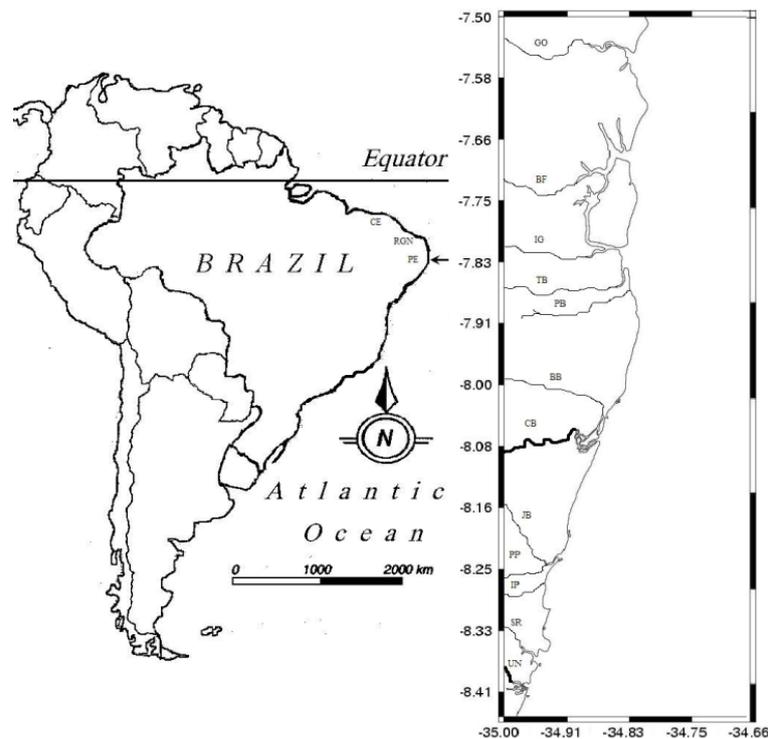


Figure 1. Map showing the locations of the 12 studied river basins in NE Brazil.

Emission factors method

Nutrient loads to industrialized coastal watersheds are mostly from diffuse sources and therefore are difficult to directly measure. For this study, we instead used indirect approaches based on emission factors as previously described (TAPPIN, 2002; LACERDA, 2006). We used emission factors available in the literature for each separate activity or process. However, all emission factors were adapted to local conditions as necessary. For example, correction factors were used to adjust for semi-arid conditions to better estimate actual water consumption rates by the population in each basin (LACERDA, 2006). Emissions of N and P by soil loss and atmospheric deposition were calculated according to LACERDA (2006).

Emission factors for anthropogenic activities are based on the latest population data available (2003 census) and factors indicated by BIDONE and LACERDA (2002) and BIDONE (2000). Urban runoff depends on the area of impermeable surfaces, the number and size of buildings and annual rainfall. The factors used here were those described by GIANESSI and PESKIN (1984), and the urban area data were provided by SECTMA (1999). Nutrients emitted from livestock are released to soils as animal excrement, and their nutrient emissions depend on the types of animals raised in a region and the concentration of nutrients in their feed. LACERDA (2006) provided average values and ranges of excretion for horses, cattle, pigs, poultry and sheep as well as the rates of retention of N and P in soil and bodies of water.

The industrial loads of N and P were calculated using the Load Organic Remaining method ($t \text{ BDO d}^{-1}$) (CPRH, 2003) and the coefficient found in SAN DIEGO-MC GLONE *et al.* (2000). The emission of N and P from cultivation of sugar cane was estimated using the area of cultivation, fertilization practices and loss of N and P. Data on the area of cultivation were obtained from IBGE (2005), and fertilization information and loss of nutrients was derived from MALAVOLTA and DANTAS (1980) and EMBRAPA (2003).

The potential for environmental degradation in the region was determined by calculating the sum of loads from atmospheric deposition and denudation based on soil physics and chemistry (Level-Based Natural) (NBN). Three levels were proposed: High (>20 times NBN), Medium (2-20 times NBN) and low (<2 times NBN) (LACERDA, 2006).

Regions that have identical soil, rainfall and anthropogenic characteristics are grouped into sets called: Coastal Groups (CG1, CG2). The distribution of rivers into these groups is as follows: CG1 (Igarassu-IG, Botafogo-BF, Timbó-TB, Beberibe-BB and Paratibe-PB) and CG2 (Jaboatao-JB and Pirapama-PP). The total area was regrouped into 7 major river basins: Goiana-GO, CG1, Capibaribe-CB, CG2, Ipojuca-IP, Sirinhaem-SR and Una-UN.

Table 1: Environmental characteristics of coastal basins in Pernambuco state.

| River | Basin area (km ²) | Annual average rainfall (mm) | Population | Density (pop/km ²) |
|------------|-------------------------------|------------------------------|------------|--------------------------------|
| Goiana | 2,878 | 1,500 | 473,768 | 165 |
| Igarassu | 143 | 1,800 | 83,900 | 608 |
| Botafogo | 280 | 1,800 | 50,900 | 194 |
| Timbo | 104 | 1,800 | 104,800 | 1,040 |
| Paratibe | 118 | 2,000 | 273,000 | 2,369 |
| Beberibe | 79 | 2,000 | 515,500 | 6,654 |
| Capibaribe | 7,557 | 1,400 | 1,360,334 | 180 |
| Jaboatao | 422 | 1,700 | 428,000 | 1,098 |
| Pirapama | 600 | 1,400 | 900,600 | 1,543 |
| Ipojuca | 3514 | 1,000 | 579,868 | 165 |
| Sirinhaem | 3070 | 1,600 | 184,230 | 89 |
| Una | 6293 | 1,500 | 560,077 | 89 |

RESULTS

Natural emissions

Soil loss dramatically increases with agriculture and depends on the soil type and climate. Losses of N and P in basins ranged from 68 to 440 and 2.20 to 8.60 t yr⁻¹, respectively. Atmospheric deposition is a function of the basin area, annual rainfall and the concentration of N and P in bulk deposition (dry and wet) (LACERDA, 2006). Atmospheric deposition calculated for those basins ranged from 24 to 196 and 2 to 14 t yr⁻¹ for N and P, respectively. Across all basins, 71% of N was due to soil and 29% was due to atmospheric deposition. For P, the distribution was 45% and 55%, respectively. Inputs of N and P were higher in the CB and UN basins, which have the largest areas (Table 2).

Anthropogenic emissions

The total anthropogenic loads of N and P for each basin studied are presented in Table 2. These estimates shows N inputs varying from 1 to 4,965 t yr⁻¹ and P inputs varying from <1 to 993 t yr⁻¹, with maximum values at the Capibaribe and Goiana basins. The area with the greatest total natural and anthropogenic inputs combined is the CG2 basin, composed of the Jaboatao and Pirapama rivers, delivering 7,508 t yr⁻¹ and 1,701 t yr⁻¹ of N and P, respectively.

Wastewater was the major source of nutrients to coastal areas, accounting for 51% of N and 45% of P among all natural and anthropogenic sources combined. The second highest source of emissions was sugar cane cultivation (11,762 and 3,440 t yr⁻¹ of N and P, respectively), accounting for ~35% of all natural and anthropogenic contributions in the region. The total natural emissions were 2,160 and 79 t yr⁻¹ for N and P respectively, while total anthropogenic emissions were 8,836 and 36,969 t yr⁻¹ for N and P, respectively. These values showed that anthropogenic inputs were 17 and 112 times higher than natural inputs for N and P, respectively. Anthropogenic sources accounted for ~96% of all emissions. The main anthropogenic nutrient source was urban use (wastewater, urban runoff) with 1.8 and 0.36 t km⁻² yr⁻¹ of N and P, respectively; followed by agriculture (sugar cane) (0.9 t N km⁻² yr⁻¹) and industry (0.25 t P km⁻² yr⁻¹).

A comparisons with other tropical basins in northeastern Brazil is shown in figure 2. Wastewater and agriculture were the main sources of nutrients to the coastal zone in these regions. The basins in Pernambuco state had higher loads from wastewater compared to other basins in the northeastern states (1,776 kg N km⁻² yr⁻¹ and 355 kg P km⁻² yr⁻¹). The potential for environmental degradation was considered medium due to N (7) and high due to P (39). The highest loads of N and P came from basins with high population density.

Table 2. Estimates of N and P emissions (t yr^{-1}) from natural and anthropogenic sources in basins in northeastern Brazil. The relative contribution (%) of each individual source is in parenthesis.

| Basin | Natural sources | | | Anthropogenic sources | | | | Total |
|-----------------|-----------------|------------------------|-------------|-----------------------|------------|-----------|--------------------------|---------------|
| | Soil runoff | Atmospheric deposition | Wastewater | Urban runoff | Industrial | Livestock | Agriculture (sugar cane) | |
| Goiana (GO) | | | | | | | | |
| N | 171 (3) | 80 (1) | 1,729 (26) | 38(<1) | 1,033(15) | 139 (2) | 3,589 (53) | 6,779 |
| P | 7 (<1) | 6 (<1) | 345 (21) | 8 (<1) | 228 (14) | 64 (4) | 976 (60) | 1,634 |
| Capibaribe (CB) | | | | | | | | |
| N | 397 (6) | 196 (72) | 4,965 (72) | 183(3) | 97 (1) | 126 (2) | 889 (13) | 6,853 |
| P | 9 (1) | 14 (1) | 993 (68) | 38 (3) | 21 (1) | 52 (4) | 327 (22) | 1,454 |
| Ipojuca (IP) | | | | | | | | |
| N | 218 (7) | 65 (2) | 2,116 (68) | 27 (1) | 113 (4) | 62 (2) | 488 (16) | 3,089 |
| P | 4 (1) | 5 (1) | 423 (61) | 6 (1) | 25 (4) | 47 (7) | 181 (26) | 690 |
| Sirinhaem (SR) | | | | | | | | |
| N | 153 (3) | 6 (1) | 672 (14) | 7 (<1) | 1,321(27) | 46 (1) | 2,586 (53) | 4,845 |
| P | 3 (<1) | 4 (<1) | 134 (11) | 1 (<1) | 292 (25) | 34 (3) | 713 (60) | 1,182 |
| Una (UN) | | | | | | | | |
| N | 440 (9) | 175 (4) | 2,044 (43) | 2 (<1) | 888 (19) | 108 (2) | 1,143 (24) | 4,800 |
| P | 7 (1) | 12 (1) | 408 (37) | 1 (<1) | 196 (18) | 81 (7) | 407 (37) | 1,111 |
| CG1 | | | | | | | | |
| N | 69 (1) | 24 (<1) | 3,752 (71) | 111(2) | 264 (5) | 55 (1) | 983 (19) | 5,257 |
| P | 2 (<1) | 2 (<1) | 750 (66) | 23 (2) | 58 (5) | 35 (3) | 273 (24) | 1,143 |
| CG2 | | | | | | | | |
| N | 83 (1) | 29 (<1) | 4,849 (65) | 41 (1) | 288 (4) | 134 (2) | 2,084 (28) | 7,508 |
| P | 4 (<1) | 2 (<1) | 969 (57) | 9 (1) | 64 (4) | 91 (5) | 563 (33) | 1,701 |
| Total N | 1,530(4) | 630 (2) | 20,127 (51) | 407(1) | 4,004(10) | 669 (2) | 11,762(30) | 39,130 |
| Total P | 35 (<1) | 44 (<1) | 4022 (45) | 86 (1) | 884 (10) | 404 (5) | 3,440 (39) | 8,914 |

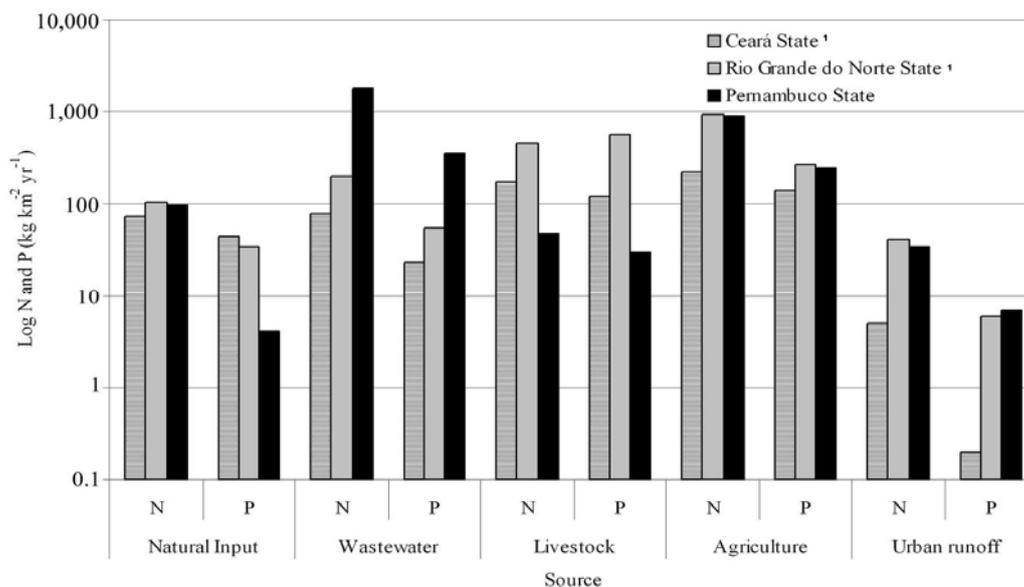


Figure 2. Comparison of N and P emissions ($\text{kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$) (logarithmic scale) from basins in 3 sites in northeastern Brazil. Ceará State¹, Rio Grande do Norte State¹ and Pernambuco State. ¹LACERDA (2006).

DISCUSSION

Soil loss and atmospheric deposition are the two major natural processes contributing to N and P loads in the studied basins. Losses from agricultural land in tropical regions average $130 \text{ t km}^{-2} \text{yr}^{-1}$ for flat land without mechanized agriculture (GREENLAND & LAL, 1977), which characterizes the coastal plains in northeastern Brazil (LACERDA, 2006). N emissions due to soil loss in temperate climates without mechanized agriculture range from 75 to $230 \text{ kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$, with an average of $133 \text{ kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$, whereas P emissions range from 5 to $50 \text{ kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$ (HOWARTH *et al.* 1996). Losses of N and P in the studied basins were within the lower ranges reported for areas with mechanized agriculture (average of 70 and $2 \text{ kg km}^{-2} \text{yr}^{-1}$ for N and P, respectively).

The emissions vary depending on basin size, as was reported for northeastern Brazil by LACERDA (2006). Capibaribe and Una basins had the greatest losses of N and P, respectively. These two basins are the largest in Pernambuco state and together represent 58% of the total area studied.

Along the Brazilian coast, total N and P atmospheric deposition ranges from 80 to 300 mg N m⁻² yr⁻¹ and 4 to 10 mg P m⁻² yr⁻¹ in pristine and heavy industrial areas, respectively, with an annual rainfall of about 1,000 mm (SILVA FILHO *et al.* 1998). Deposition also depends on the degree of littoral urbanization and industrialization. Inputs to estuaries from the atmosphere estimated using these parameters were low (average of 27 and 2 mg m⁻² yr⁻¹ for N and P, respectively), and similar values were obtained in the basins of northeastern Brazil (35 and 5.6 mg m⁻² yr⁻¹ for N and P, respectively) by LACERDA (2006). Natural source loads studied here are small compared to other urban areas, but are similar to values reported in other areas of northeast Brazil.

The most important anthropogenic sources of N and P were studied here, and their relative contribution varied depending on the degree of urbanization, population and extent of agricultural lands. Agriculture is a major source of excess N and P for the coastal region in non-urbanized areas. Generally, clay soils lose 10 to 40% of nutrients applied as fertilizers, while in sandy soils the loss may reach to 25 to 80% (HOWARTH *et al.* 1996). The need for N fertilization is particularly high for sugar cane (90 to 275 kg ha⁻¹) (LACERDA, 2006). Nutrient losses from this crop are 26-32% for N and 6-20% for P (MALAVOLTA and DANTAS, 1980). Small basins may receive more N from agriculture. For example, the relatively small CG1 basin (725 km²) receives more N from agriculture (983 t yr⁻¹) than the larger Capibaribe basin (7557 km²), which received only 889 t yr⁻¹ of N, due to the dominance of sugar cane. Goiana basin (2,878 km²), 2.6 times smaller than the Capibaribe basin, received 4 and 3 times more N and P, respectively.

Nutrients emitted from livestock are released to the soil as animal excrement, and their concentration depends on nutrient concentrations in animal feed and on the types of animals raised in a region (LACERDA, 2006). Emissions of N and P due to livestock were independent of the basin area. CG2 basin is 7 times smaller than the Capibaribe basin but received more N and P from livestock due to the predominance of poultry. The total loads of N and P estimated here are lower than those estimated in other regions in northeastern Brazil by other authors, indicating that economic activity is not as dominant in this region.

Industrial emission (food, chemicals, textiles, etc.) of N and P to the studied basins represented the remaining organic load (BDO t d⁻¹) aside from sugar cane cultivation. N and P loads were estimated from CPRH records (2005) by the input of organic

matter (BDO). Inputs due to industrial activity represent 10% of total contributions, and basins with higher industrialization had the highest inputs of N and P, independent of the size of the basin.

Major parameters determining nutrient loss by runoff from urban areas are the area of impermeable surfaces, the number and size of buildings and annual rainfall. Large urbanized areas are present in the studied basins, but there are also extensive undeveloped areas. The results show a direct relationship between N and P loads and the extent of urban area. Rainfall did not contribute much to variation between basins due to the little difference in rainfall totals. Capibaribe, CG1 and CG2 basins had the highest inputs of N and P due to urban runoff, but these contributions only represent a small contribution (1%) of all sources.

Wastewater is one of the major sources of nutrients to coastal areas, particularly in urbanized estuaries (LACERDA, 2006). When no treatment plants exist, nutrient loads from this source are directly proportional to population and the amount of water used per inhabitant (SMITH *et al.* 1997). The estimates show that N and P inputs due to wastewater are independent of basin size and proportional to the population. The inputs of N and P from wastewater in basins in the state of Pernambuco were higher than other basins in northeastern Brazil. Basins with a high population, such as Capibaribe and CG2, had up to 37 times more emissions than basins with smaller populations. Population density was also highly correlated with N and P loads due to wastewater.

There is a ~1% rate of population growth in this region, which results in an increase in the volume of wastewater every year and an increasing nutrient input. This paper estimates the current emission of N and P in this region. These results demonstrate that anthropogenic sources (wastewater, urban runoff and agriculture) produce sufficient nutrient levels to cause eutrophication and environmental degradation. High population density basins such as CG1 and CG2 have 2 and 10 times the upper acceptable limit for urban N and P emissions, respectively. P emission by sugar cane cultivation has a high potential for watershed degradation. Nutrient levels in these basins are sufficient to generate serious environmental problems.

CONCLUSION

Anthropogenic activity in northeastern Brazil contributed significantly to N and P inputs to estuaries. This study demonstrates that urban activity (wastewater and urban runoff) and agriculture (sugar cane) have the greatest potential for harm and result in nutrient levels sufficient to cause eutrophication. Growth in population and water consumption will likely worsen N and P inputs. Sugar cane cultivation produces the highest amount of these nutrients and represents a conflict of economic and environmental interests. Rapid solutions are necessary to prevent critical changes in the ecology of this coastal region.

LITERATURE CITED

- LACERDA, L.D., 2006. Inputs of Nitrogen and Phosphorus to estuaries northeastern Brazil from intensive shrimp farming, *Braz. J. Aquat. Sci. Technol*, 10 (2), 13-27.
- BIDONE, E.D., 2000. Análise econômica-ambiental aplicada à contaminação de águas fluviais de pequenas bacias costeiras do Estado do Rio de Janeiro. *In: ESTEVES, F.A. and LACERDA, L.D. (ed.), Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras: Editions South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment-Coastal Sea Interaction and Humand Dimensions*. LOICZ Reports & Studies No. 21. Texel, pp. 142-153.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2003. Agroecologia da Cana de Açúcar. <http://www.cana.cnpm.embrapa.br/agroeco.html> (accessed Jul.08).
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2005. Censo demográfico. <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php> (accessed Jul.08).
- BIDONE, E.D. and LACERDA, L.D., 2002. A preliminary approach of the link between socio-economic and natural indicators into a driver-pressure-impact-response framework case study: Guanabara Bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. *In: LACERDA, L.D.; KREMER, H.H.; KJERFVE, B.; W. SOLOMONS, W.; MARSHALL-CROSSLAND, J.I. & CROSSLAND, J.C. (ed.), South American Basins: LOICZ global change assessment and synthesis of river catchment – coastal sea interaction and human dimensions*. LOICZ Reports & Studies No. 21, pp. 142-153.
- HOWARTH, R.W.; BILLEN, D.; SWANEY, A.; TOWNSED, N.; JANARSKI, K.; LAJTHA, K.; DOWNING, J.A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, F.; FRENEY, J.; KUDEYOROV, V.; MURDCOH, P. and ZHAO-LIANG, Z. 1996. Regional nitrogen budgets and phosphorus fluxes from the drainages to the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*. 46. 203-231.
- TAPPIN, A.D., 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: Current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coast. Shelf Sci.* 55, 885-901.
- SILVA, L.F., 1996. *Solos tropicais: Aspectos pedológicos, ecológicos e de manejo*. São Paulo: Terra Brasilis Editora, 137p.
- SMITH, R.A.; ALEXANDER, R.B. and WOLMAN, M.G., 1997. Regional interpretation of water monitoring data. *Wat. Resources Res.* 33, 2781-2798.

- SILVA FILHO, E.V.; WASSERMAN, J.C. and LACERDA, L.D. 1998. History of metal inputs recorded from sediment cores from a remote environment. *Ciencia e Cultura*, 50, 374-376.
- NRC (National Research Council), 2000. *Clean Coastal Waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. Washington: National Academy Press, 405p.
- SAN DIEGO-MCGLONE, M. L.; SMITH, S. V. and NICOLAS, V. F. 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 4, 325-330.
- MALAVOLTA, E. and DANTAS, J.P. 1980. Nutrição e adubação do milho. In: PATERNIARI, E. (ed.), *Melhoramento e Produção do Milho no Brasil*. São Paulo, Brasil: Fundação Cargill, 2 Ed., pp. 429-479.
- CUNHA, L.C.; BUITENHUIS, E.T.; LE QUÉRE, C.; GIRAUD, X.E. and LUDWING, W. 2007. Potential impact of changes in river nutrient supply on global ocean biogeochemistry. *Global Biogeochemical Cycles*, 21, 112-121.
- CPRH (Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos), 2005. *Monitoramento das Bacias Hidrográficas de Pernambuco 2001-2005*. <http://www.cprh.com.br> (accessed Jul.08).
- SECTMA (Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente), 1999. *Plano estadual de recursos hídricos, PERH-PE. Documento síntese, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente*, Recife, Brasil: PERH, 212p.
- GIANESSI, L. and PESKIN, H. 1984. *An overview of the RFF Environmental Data Inventory Methods, Sources and Preliminary Results, Vol. 1*. Washington. Renewable Resources Division, Resources for the Future, 200p.
- GREELAND, D.J. and LAL, R. 1977. *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics*. Chichester, Willey, 256p.

ACKNOWLEDGEMENT

We thank Dr. Monica Costa for manuscript review and for her insightful.

CAPITULO 4.

MODELAGEM BIOGEOQUIMICA NO ESTUÁRIO DE BARRA DE JANGADAS.

A próxima seção traz o artigo *Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary: Barra de Jangadas*, submetido na revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.

4.1. ARTIGO.

Nutrient budgets (C, N and P) and trophic dynamics of a Brazilian tropical estuary: Barra de Jangadas

Carlos Esteban Delgado Noriega[✉] e Moacyr Cunha de Araújo Filho

Submetido 30 Setembro 2009.

Abstract

This paper focuses on the nutrient dynamics of a tropical estuary on the northeastern Brazilian coast, studied using the LOICZ biogeochemical budgeting protocol. We describe the methodology and assumptions underlying this model. Input data (monthly for rainfall, evaporation, river discharge, and concentrations of salt, phosphorus and nitrogen) were obtained during field campaigns in the Barra de Jangadas Estuary (BJE) over a 5 years period (1999 to 2003). Mass balance results indicate large inputs of anthropogenic nutrients to the system. The model demonstrates that the seasonal variation of the Net Ecosystem Metabolism (NEM) indicates that the system passes from a stage of organic matter liquid production during the dry season ($17.6 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) to liquid mineralization during the rainy season ($-33.7 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). We suggest that the system varies slightly between autotrophy and heterotrophy during the year due to the rainfall regime, anthropic activities in the basin (density population and sugarcane plantations), and associated DIP riverine loads. High per capita loads of N and P indicate a high population density and high runoff. The application of flux balance modeling was useful to understand the nutrient dynamics of this typical small tropical estuary.

Keywords: Brazil; Barra de Jangadas Estuary; Seasonal variations; Heterotrophy; Autotrophy; Carbon dioxide.

Resumo.

Este trabalho se focalizou na dinâmica de nutrientes de um estuário tropical na costa nordeste brasileira, usando o protocolo LOICZ de balanços biogeoquímicos. Nós descrevemos a metodologia e os pressupostos subjacentes a este modelo. Os dados de entrada (precipitação e evaporação mensal, vazão do rio, e as concentrações de sal, fósforo e nitrogênio) foram obtidos durante as campanhas de campo no estuário de Barra de Jangadas-Brasil durante um período de 5 anos (1999 a 2003). Os resultados indicam grandes entradas de nutrientes antrópicas ao sistema. O modelo demonstra que a variação sazonal do Metabolismo do Ecossistema (NEM) indica que o sistema passa de uma fase de produção de líquido da matéria orgânica, durante a estação seca ($17,6 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) para uma mineralização líquida durante a estação chuvosa ($-33,7 \text{ mmol m}^{-2} \text{ C d}^{-1}$). Sugerimos que o sistema varia ligeiramente entre autotrófica e heterotrófica durante o ano, devido ao regime de chuvas, as atividades antrópicas na bacia (densidade populacional e as plantações de cana de açúcar), e as cargas ribeirinhas de DIP associadas. A alta carga de N e P per capita, indica uma alta densidade populacional e um alto *runoff*. A aplicação da modelagem de balanço de fluxos foi útil para o entendimento da dinâmica de nutrientes em um pequeno estuário tipicamente tropical.

1. Introduction

The flux of organic matter from rivers to the sea is controlled by a complex interplay of physical, geochemical, and biological processes (Alongi et al. 1998). Under normal estuarine spatial and temporal constraints, reactive materials such as nutrients behave non-conservatively due to modifications by biological recycling and chemical transformations acting independently of simple physical advection and mixing (Dale and Prego 2005). Furthermore, estuaries are areas in which anthropogenic effects, such as increased nutrient discharges, have their most direct influence, and where there is a danger of adverse impacts. Most of these impacts result from a complex chain of events varying over different scales in space and time, that can be ultimately attributed to the accumulation of excess anthropogenic nitrogen and phosphorus in river water on its way to the ocean (Tappin 2002).

Nutrient budgets can provide valuable information as to whether the system is a net exporter or importer of nutrients and can therefore determine its trophic status. Smith and Hollibaugh (1997) used the term “trophic status” to describe the net balance (net respiration or net synthesis) of organic carbon in an ecosystem. The results of these budgets and the use of stoichiometric tools provide estimates of processes such as liquid production / respiration and nitrogen fixation / denitrification (Gordon et al. 1996).

This work reports the interpretation of chemical data from a tropical estuary in northeastern Brazil using the United Nations Environmental Program (UNEP) biogeochemical modeling framework. One of the central concerns of UNEP's ‘International Geosphere-Biosphere Program: A study of Global Change’ (IGBP) is an improved understanding of the global carbon cycle and the likely changes that might occur as a consequence of global changes, both systemic and cumulative.

The “Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) Core Project” of the IGBP, established in 1993, is dedicated to understanding the role of coastal sub-systems in the functioning of the world oceans, including the role of the coastal zones, in the disturbed and undisturbed cycles of carbon, nitrogen and phosphorus (Gordon et al. 1996). The advantage of the LOICZ model is that extensive datasets are not required, so it is a suitable model for the Brazilian Northeast, where water quality data for most estuaries are extremely limited. The model is considered robust and uses a widely applicable, uniform methodology to provide information on the CNP fluxes in estuaries. Within the context of LOICZ biogeochemical modeling, the

primary question to be addressed concerns the role of the coastal zone as a source or sink for carbon, nitrogen, and phosphorus (Wepener 2007).

Much of the detailed information on the fundamental processes operating in estuaries has been gathered in small-to-medium-sized temperate estuaries and the tropical dispersal systems of the world's large rivers (Hay 1998). Less is known about tropical humid estuaries fed by small-to-medium-sized rivers, which, due to their large number, are also thought to contribute significantly to the global water and material input to the ocean (Milliman and Syvitski 1992). Basins of the Brazilian Northeast often start in the semi-arid inland, where the surface water supply is very limited. This results in an extremely variable water volume over time (seasons). Other basin characteristics, such as shallow soils and flat lands, also influence the volume of water available in the basin. As the river approaches the coast, the rainfall regime changes and rivers become more permanent, but remain a network of small channels.

In tropical ecosystems, mangrove-fringed estuaries play important roles in global processes, economic issues, political concerns and conservation strategies. Among numerous other processes, these tropical ecosystems affect the global carbon cycle (Lal et al. 2000). Studies in tropical regions are of paramount importance for understanding the diversity of processes that occur at annual and seasonal scales and how these affect the biogeochemical cycles of the elements in these regions. Urbanization, industrialization, deforestation, agriculture, mining, and engineering works (i.e., dredging and damming) have changed the hydrological balance, material yields, and the water quality of estuarine systems, including those of the tropical Brazilian coast (Knoppers et al. 1999). This part of Brazil (Lat. 2°S to 22°S), harbors about 50 small and 7 medium-sized river estuaries subject to either humid or semiarid climates (Ekau and Knoppers 1999), and includes the Barra de Jangadas. The Barra de Jangadas Estuary (BJE) is the union of the lower course of the Pirapama and Jaboatao rivers, in the state of Pernambuco (Brazil). These basins cover semi-arid areas until they reach regions of intense urbanization along the coast, where they receive domestic and industrial effluents without previous treatment (CPRH 2003) (Noriega et al. 2005). Both rivers suffer the impact of domestic and agricultural effluents, mainly from the sugar-cane agro-industry, under the form of high Biochemical Oxygen Demand (BDO), especially between November and March (dry season). During the rainy season, the higher freshwater discharge is

the product of increased precipitation throughout the hydrographic basin (Araujo et al. 1999; Noriega et al. 2005) and the controlled outflow from Pirapama Dam (Araujo et al. 2008).

The objective of the present work was to characterize and model the cultural eutrophication of the BJE to establish the mass balance of N and P throughout the year, considering detailed and complete (rainy and dry season) datasets from 1999 to 2003.

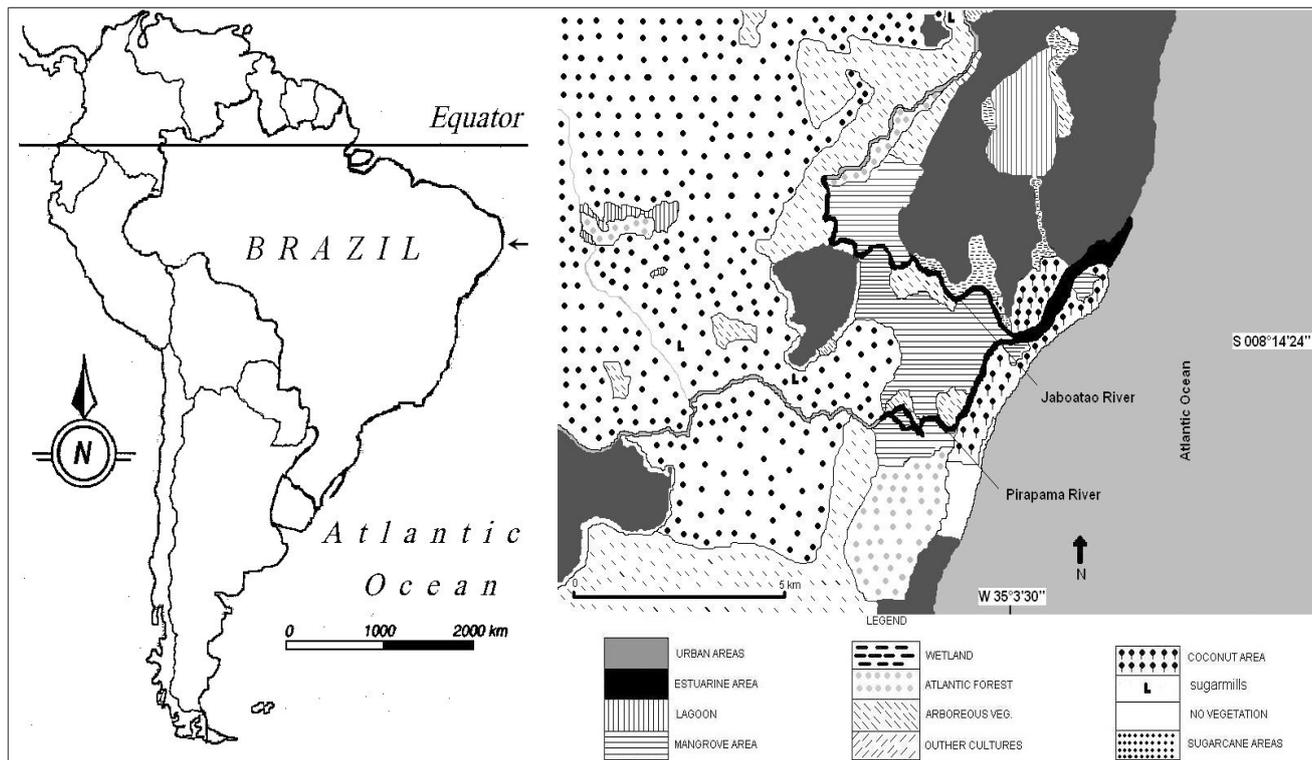


Figure1. Map of the Barra de Jangadas Estuary (BJE), Brazil, Source: FIDEM.

2. Material and Methods

2.1. Study area

The hydrographic basins of Jaboatao, Pirapama and other small rivers add up to 1000 km² of drainage area. BJE is a small estuarine area in which these rivers converge (8.7°S – 8.8°S and 34.4°W – 34.8°W). The estuary extends for approximately 13 km², with an average depth of 2.6 m (Branco 2002) (Noriega et al. 2005) (Figure 1).

The climate is typically tropical, hot and humid. The air temperature is $26 \pm 2.8^{\circ}\text{C}$, and the mean annual precipitation and evaporation are around 1.5 and 1.2 m, respectively (Araujo et al. 1999). The rainfall regime is subdivided into two well-defined periods: the dry season (September–February), when the precipitation is exceeded by evaporation; and the rainy season (March–August), when rainfall dominates evaporation (Figure 2).

The drainage basin includes areas originally covered by the Atlantic Rain Forest, and is presently occupied by sugar-cane and high density populated areas (1100 inhabitants km⁻²) (IBGE 2000). Despite deforestation of the margins and the large volume of industrial and domestic effluents received, the estuary itself is surrounded by relatively well-preserved and highly productive mangrove forests. Organic matter pollution by the sugar-cane agro-industry substantially increases during the harvest and milling season, September to February. CPRH (2003) reported high BOD in the harvest periods of 69.6 mg L⁻¹ (Jaboatao river) and 152 mg L⁻¹ (Pirapama river).

The polluting organic load sources are represented mainly by domestic sewage in the Jaboatao river (14.46 t BOD d⁻¹) and by agro-industrial activities in the Pirapama river (24.13 t BOD d⁻¹) (CPRH 2003). Algal blooms are now more frequent during the year and consist of several species of Cyanophyceae, mainly *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* sp. and *Euglena* sp. (Euglenophyta), suggesting some degree of permanent impact on the environment (Branco 2002).

The river runoff is strongly controlled by rainfall (Figure 2), with an average discharge of 15 m³ s⁻¹ (annual average) (SECTMA 1999). The tidal regime is semidiurnal, with a mean amplitude of 1.3 m (neap tides) and 1.8 m (spring tides) (Araujo et al. 1999). The estuary is well mixed, being classified as type 1 with an absence of vertical stratification (Araujo et al. 1999; Noriega et al. 2005).

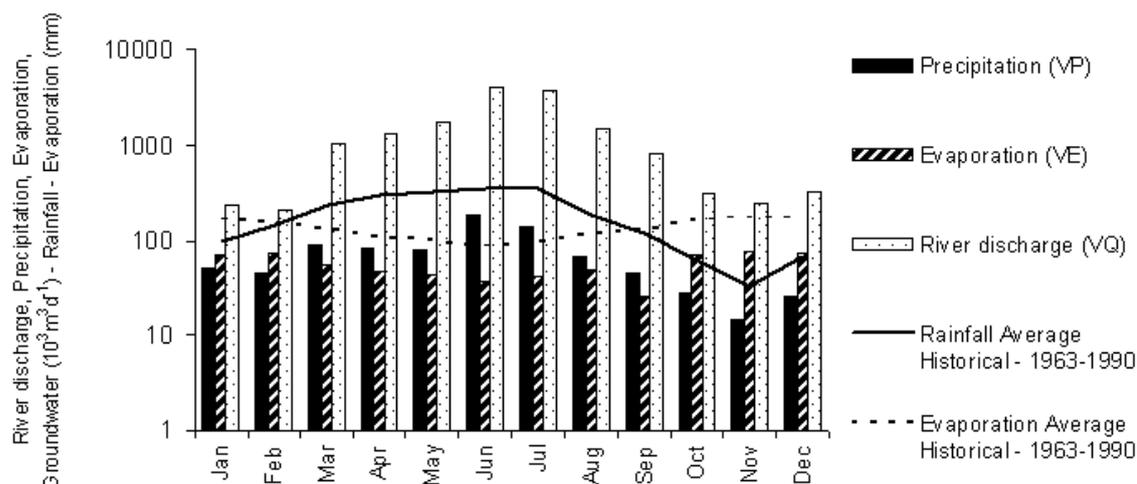


Figure 2. Monthly variation (averaged over the 5 years 1999 - 2003) of river flow discharge, evaporation and precipitation. Average historical rainfall and evaporation (1963 – 1990) at the BJE, Brazil.

2.2. Sampling and compilation of existing data.

The nutrient and salinity data used in this study are monthly, annual and seasonal average concentrations calculated from 1999 to 2003 for the BJE and Jaboatao and Pirapama rivers (CPRH 2003; Branco 2002; 2006; Noriega et al. 2005). Coastal concentrations were obtained from BNDO (2004). These data were used to construct an annual nutrient budget using the LOICZ approach, as proposed by Gordon et al. (1996).

Data for river runoff were obtained from SECTMA (1999). In order to obtain monthly estimates for the years 2000 –2003, a modified Schreiber's model was applied using the measured monthly precipitation and air temperature of the watershed (Gordon et al. 1996). Meteorological data 1999-2003 for the study period were obtained from INMET (<http://www.inmet.gov.br>).

2.3. Water, salt, and flux calculations for DIN and DIP: the LOICZ model.

The LOICZ biogeochemical model is based on the mass balance of water and materials (Gordon et al. 1996; Smith et al. 2005). Water and salt are assumed to not undergo significant biogeochemical transformations within the system, while nutrients behave as non-conservative compounds due to biogeochemical processing within the system. Hence, salt budgets and known water inputs and outputs are used to

estimate water exchange between the system and the adjacent sea. The mass balance of essential non-conservative nutrients, namely dissolved inorganic phosphorus (DIP) and nitrogen (DIN), allows estimates to be made of rates of biological transformations and ecosystem processes, such as the net ecosystem metabolic (NEM) – i.e., the difference between primary production and community respiration – and the net nitrogen budget, which is assumed to depend on the difference between the nitrogen fixation and denitrification rates.

The water budget can be estimated using measurements of runoff (V_R), precipitation (V_P), groundwater (V_G), sewage or other inputs (V_O) and evaporative outflow (V_E). The compensating outflow or inflow that balances the water volume in the system is called the residual flow (V_R). The seawater volume necessary to maintain the salinity in the lagoon (mixing flow, V_X) can be estimated using the conservative salt budget. The salt budget is calculated using the salinity difference between the lagoon and the adjacent sea. DIP and DIN budgets are calculated from water budgets and concentration data. Deviations of budgets/concentrations (Δ DIP and Δ DIN) from predicted values are assumed to depend on non-conservative processes or internal transformations, and basically represent the net difference between nutrient sources and sinks.

In the LOICZ model, both NEM and the net nitrogen budget are calculated from Δ DIP and the molar C:N:P ratios of the reacting organic matter, generally that of the dominant primary producers, but other material (e.g., sewage) may be considered if judged to be significant. This assumes that Δ DIP depends only on biological transformations. The molar C:N:P ratios can be considered as the link among the cycles of these elements in the production and respiration processes, and deviations from the expectations based on these ratios can be quantitatively assigned to other processes. The net nitrogen budget is the difference between Δ DIN and Δ DIN expected from Δ DIP and the C:N:P ratios and is considered to be the difference between nitrogen fixation and denitrification (nfix-denit). Care is required in interpreting Δ DIP because it is affected by benthic fluxes and sorptive processes with suspended materials as well as biotic processes in the water column; these effects may be especially important in shallow water bodies. Moreover, the C:N:P stoichiometry and its effects on ecosystem processes vary greatly among primary producers (Hessen et al. 2004).

The dissolved inorganic carbon (DIC) was determined by calculating the principal components according to the equilibrium reactions of the carbon system, using parameters based on pH, temperature and total alkalinity reported by CPRH (2003), according to the analytical protocol of Copain-Montégút and Raimbault (1994), Carmouze (1994) and Clark and Fritz (1997). The balance between these two rates determines the direction of the carbon flow: heterotrophic systems that present high respiration rates (r) in relation to primary production (p) are supersaturated in CO_2 , and therefore tend to act as carbon sources for the atmosphere. Autotrophic systems ($p > r$) are subsaturated and tends to act as atmospheric CO_2 sinks (Rivkin and Legendre 2002). Linear regression was used to observe the correlation between the model results and variables associated with these calculations. All of the analyses were produced with the statistical software STATISTICA for Windows (Statsoft, Inc. 2001, Tulsa, OK, USA).

3. Results and Discussion.

3.1. Water and salt balances.

Water flow, salinity, and nutrient concentrations for the BJE, based on the monthly averages of samples taken from January 1999 to December 2003 (Table 1), were successfully fed into the model. The residual water flux (V_R , Gordon et al. 1996) from this system, which is necessary to balance the freshwater outflow, was approximately 7 times greater in the rainy season than in the dry season. V_R occurs as a result of river runoff, precipitation influx and evaporation outflow. The amount of freshwater flowing (V_Q) into the estuary was estimated at 357×10^3 and $2229 \times 10^3 \text{ m}^3$, respectively (Figure 3). Rainfall in the study area was seasonal, and about 80% occurred during the rainy season. The rain volume over the whole estuarine region (13 km^2) was found to be 35 and $107 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, respectively, with an annual value of $71 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Evaporation from the water surface was calculated to be 1.4 times greater in the dry season than in the rainy season (Figure 3).

Table 1. Input data for the monthly variation (averaged over the 5 years 1999 to 2003) and mean annual (\pm SD) and seasonal budgets of the Barra de Jangadas Estuary, NE Brazi.

| Variable / Month | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | Mean annual | \pm s.d. | Mean dry season | Mean rainy season |
|--|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|-------------|------------|-----------------|-------------------|
| Runoff (V_R) ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) ^a | 234 | 213 | 1035 | 1364 | 1719 | 4067 | 3675 | 1512 | 825 | 303 | 247 | 320 | 1293 | 1321 | 357 | 2229 |
| Groundwater (V_G) ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) ^a | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 36 | - | - | - |
| Precipitation (V_P) ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) ^b | 52 | 46 | 91 | 82 | 77 | 190 | 136 | 68 | 47 | 28 | 15 | 26 | 71 | 50 | 35 | 107 |
| Evaporation (V_E) ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) ^b | 70 | 72 | 56 | 48 | 42 | 37 | 42 | 50 | 26 | 70 | 75 | 72 | 55 | 16 | 64 | 46 |
| River DIN (mmol m^{-3}) ^c | 188.60 | 44.30 | 137.10 | 45.70 | 102.90 | 37.10 | 102.90 | 40.00 | 93.00 | 60.70 | 152.10 | 113.00 | 93.12 | 49 | 108.60 | 77.62 |
| River DIP (mmol m^{-3}) ^c | 7.52 | 6.98 | 6.89 | 5.55 | 4.83 | 5.58 | 3.61 | 4.32 | 4.93 | 3.39 | 4.64 | 3.85 | 5.17 | 1 | 5.22 | 5.13 |
| River Salinity ^c | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.01 | 0.1 | 0.06 |
| System DIN (mmol m^{-3}) ^{d e f h} | 10.84 | 7.60 | 14.94 | 7.62 | 13.50 | 6.36 | 10.03 | 7.52 | 9.58 | 10.18 | 13.33 | 10.74 | 10.19 | 3 | 20.76 | 10.00 |
| System DIP (mmol m^{-3}) ^{d e f h} | 1.6 | 1.14 | 2.6 | 2.7 | 2.03 | 2.75 | 2.1 | 1.7 | 1.13 | 1.05 | 1.8 | 1.3 | 1.83 | 0.6 | 1.33 | 2.31 |
| System Salinity ^{d e f h} | 26 | 27 | 24 | 23.5 | 23 | 17.5 | 16.5 | 19.5 | 19.5 | 23.5 | 24 | 25 | 22.42 | 3 | 24.16 | 20.67 |
| Ocean DIN (mmol m^{-3}) ^g | 0.92 | 2.35 | 2.39 | 0.81 | 1.09 | 3.93 | 2.42 | 1.71 | 1.16 | 0.64 | 2.00 | 3.13 | 1.88 | 1 | 1.70 | 2.06 |
| Ocean DIP (mmol m^{-3}) ^g | 0.08 | 0.10 | 0.20 | 0.25 | 0.35 | 0.40 | 0.45 | 0.40 | 0.18 | 0.09 | 0.15 | 0.10 | 0.23 | 0.1 | 0.12 | 0.34 |
| Ocean Salinity ^{g h} | 35 | 35.5 | 35 | 34 | 34 | 33 | 33.5 | 33.5 | 35 | 35 | 34 | 35.5 | 34.42 | 0.8 | 35 | 33.83 |
| System DIC (mmoles m^{-3}) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 774 | 94.25 | 707.3 | 840.6 |

^aSECTMA (1999); ^bINMET (2003); ^cCPRH (2003); ^dBranco (2001); ^eNoriega et al. (2002); ^fNoriega et al. (2005); ^gFlores Montes (2004); ^hBranco (2007).

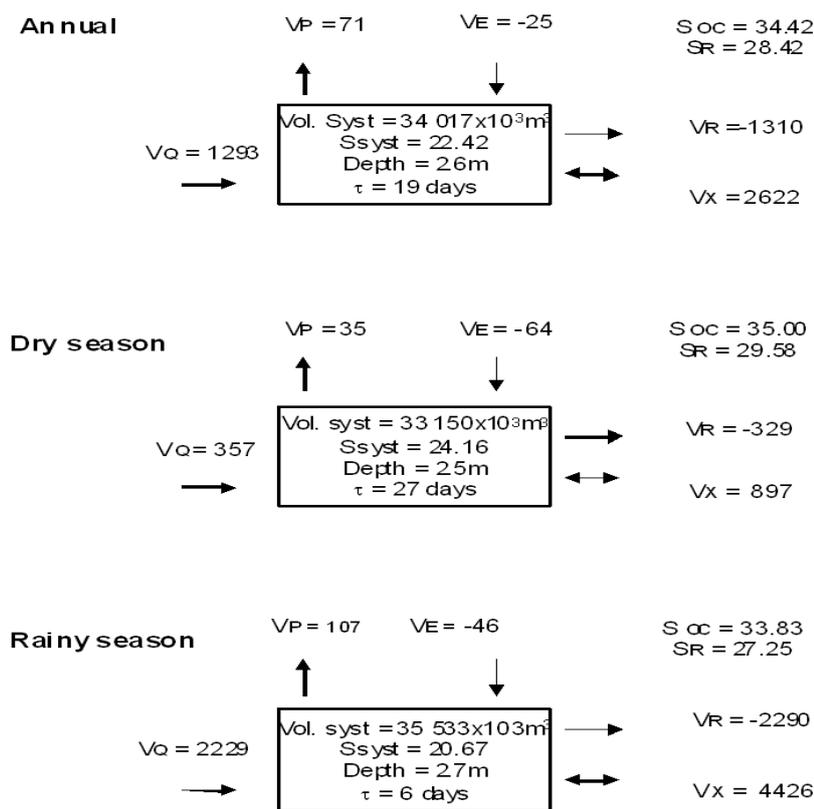


Figure 3. Annual and seasonal water ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) and salt flux (10^3 psu) budgets, and turnover time ($\tau = \text{Vol}_{\text{estuary}} / (V_X + |V_R|)$, in days) at the BJE.

The mixing flow required to maintain the observed salinity was always two to three times higher than the residual flow. During the dry season, V_X/V_R presented an average value of 2.7, while in the rainy season it was 1.93 (Figure 3).

The residence time of water was estimated by dividing the estuary volume by the sum of the mixing exchange flux (V_X) and the residual flux (V_R). Therefore, the time of total water exchange in the BJE ranged between 3 – 43 days. As expected, higher residence times were observed during the dry season (> 14 days), while during the rainy months they did not exceed 9 days (Table 2).

Table 2. Water, salt and nutrient budgets of the Barra de Jangadas Estuary, NE Brazil.

| Variable Month | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | Average annual | Average dry | Average rainy |
|--|---------|-------|---------|---------|----------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|-------------------|----------------|------------------|
| VR ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) | -216 | -187 | -1070 | -1399 | -1754 | -4220 | -3769 | -1530 | -846 | -261 | -187 | -275 | -1310 | -329 | -2290 |
| VX ($10^3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) | 732 | 688 | 2870 | 3830 | 4544 | 6874 | 5543 | 2897 | 1487 | 664 | 543 | 791 | 2622 | 897 | 4426 |
| τ (days) | 34 | 37 | 9 | 7 | 6 | 3 | 4 | 8 | 14 | 35 | 43 | 30 | 19 | 27 | 6 |
| DLW_DIP (mol d^{-1}) | 1760 | 1487 | 7131 | 7570 | 8303 | 22 694 | 13 267 | 6532 | 4067 | 1027 | 1146 | 1232 | 6351 | 1864 | 10 916 |
| VxDIPx (mol d^{-1}) | -1112 | -715 | -6888 | -9383 | -7634 | -16 154 | -9147 | -3766 | -1413 | -637 | -896 | -950 | -4891 | -1085 | -8829 |
| TSEF_DIP (mol d^{-1}) | -1293 | -831 | -8386 | -11 446 | -9721 | -22 800 | -13 953 | -5373 | -1967 | -786 | -1079 | -1142 | 6565 | -1323 | -11 947 |
| Δ DIP (mol d^{-1}) | -466 | -656 | 1256 | 3875 | 1418 | 106 | 686 | -1159 | -2101 | -241 | -68 | -90 | 214 | -540 | 1030 |
| DLW_DIN (mol d^{-1}) | 44 132 | 9436 | 141 899 | 62 335 | 176 885 | 150 886 | 378 158 | 60 480 | 76 725 | 18 392 | 37 569 | 36 160 | 99 421 | 38 770 | 161 774 |
| VxDINx (mol d^{-1}) | -7260 | -3609 | -36 021 | -26 080 | -56 391 | -16 704 | -42 185 | -16 831 | -12 520 | -6335 | -6151 | -6023 | -19 676 | -17 091 | -32 368 |
| TSEF_DIN (mol d^{-1}) | -8530 | -4539 | -45 295 | -31 975 | -69 185 | -38 415 | -65 650 | -23 894 | -17 062 | -7747 | -7586 | -7928 | -27 317 | -20 781 | -45 735 |
| Δ DIN (mol d^{-1}) | -35 602 | -4896 | -96 604 | -30 360 | -107 700 | -112 471 | -312 507 | -36 586 | -59 663 | -10 645 | -29 983 | -28 232 | -72 104 | -17 989 | -116 038 |

VR: Residual flow; VX: Mixing flux; τ : Residence time; DLW_DIP/N: Daily load from watershed of DIP or DIN; VxDIPx or DINx: Exchange between system and sea; TSEF_DIP/N: Total sea-estuary fluxes of DIP or DIN (negative=export); Δ DIP/DIN: Daily difference: sources – sinks.

3.2. DIP and DIN Budget.

The calculated three major components of the material balance, daily import (DIP_Q and DIN_Q), daily export (DIN_R and DIP_R+DIN_X and DIP_X) and net balances (Table 2), in the estuary are about 6351 and 6565 moles d^{-1} of DIP, respectively. This implies that the difference between import and export (214 mol d^{-1}) acts as a source for DIP to the BJE (Figure 4). Throughout the year, phosphorus (P) budgets in the BJE change sign according to the season. During the dry season, the balances are negative (Table 2). This implies that the BJE sequesters the difference between import and export and acts as sink for P. This period of the year shows the smallest potential of exportation and higher residence times. This period (September – March) is when the sugar-cane harvest and milling occur. During the rainy season, the sign is positive. This implies that the BJE act as a source for P, mainly in June, which is a characteristically high rainfall month (Table 2).

Seasonal variations of river runoff (V_QDIP_Q) DIP were found to be 1864 and 10 916 moles d^{-1} during the dry and rainy seasons, respectively. SECTMA (1999) indicated a residual organic pollution load during the sugar-cane harvest of 5000 and 2000 kg BDO d^{-1} for the Jaboatao and Pirapama rivers, respectively, which represents 57.8 and 37.8 kg of DIP d^{-1} , according to the coefficients of San Diego-Mc Glone et al. (2000). The total estimated for this study was 95.6 kg of DIP d^{-1} , while our estimates were 57.8 kg of DIP d^{-1} for the period of the sugar-cane harvest (dry season) (~ 2 times lower).

According to CPRH (2003), the Jaboatao River showed concentrations of total phosphorus 1.3 times higher than the Pirapama River during the dry season (0.71 / 0.56 mg L^{-1}) from 1999 to 2003, and 1.5 times higher during the rainy season. The Jabotão river had a P total 1.3 times higher than the Pirapama in the dry season and 1.5 times in the rainy season (5 years monitoring) (CPRH 2003).

The daily DIP load from the watershed was 6351 moles d^{-1} (annual average) (Table 2). This represents a riverine load in the BJE of 2318 moles of DIP per km^{-2} per yr^{-1} (or 72 kg of DIP per km^{-2} per yr^{-1}). During the dry season, the flux per unit area of catchment was 680 moles of DIP per km^{-2} per yr^{-1} , and during rainy season it was estimated at 3984 moles of DIP per km^{-2} per yr^{-1} . According to Smith et al. (2003), the average concentrations of 6 mmol m^{-3} correspond to a high population density (1000 people per km^{-2}) and high runoff (V_Q) per unit area (1 m yr^{-1}) in excess of 6300

moles per km^{-2} per yr^{-1} . These authors used a regression model to describe DIN and DIP exportation by analyzing 165 systems for which DIN and DIP flux data were available (<http://data.ecology.su.se/MNODE/>). In the present study, the June load reached 8283 moles per km^{-2} per yr^{-1} , a value 1.3 times higher than that estimated by Smith et al. (2003). Another study by Smith et al. (2005) was done using basins classified according to size. They showed that the load of DIP in areas $< 1000 \text{ km}^2$ (the case of the BJE) was overestimated by 0.3 (\log moles $\text{km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), considering annual averages. Therefore, it is possible that this value is due to high precipitation records.

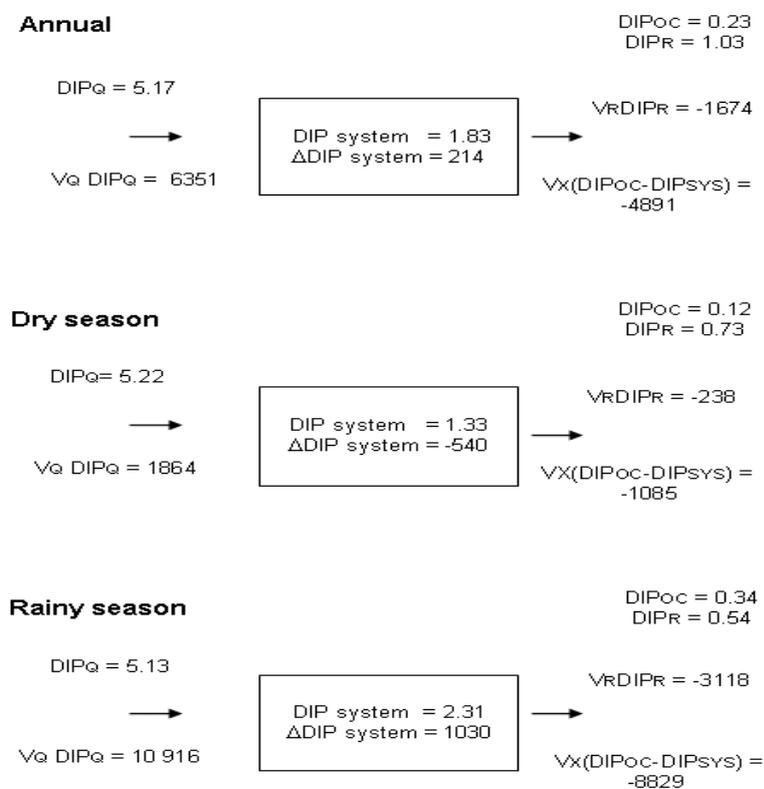


Figure 4. Annual and seasonal phosphorus flux (in moles d^{-1}) budget at the BJE.

The region presents a per capita load for the hydrographic basin of 2.1 moles per person per yr^{-1} of DIP or 0.07 kg per person per yr^{-1} of DIP (annual average), a value that reflects the high population density and low runoff, according to Smith et al. (2003). The population density of the Jaboatao and Pirapama basins is about 1100 people per km^{-2} , with a total population of $\sim 1\,100\,000$ hab. Bidone and Lacerda

(2002) estimated a daily riverine load for estuarine or riverine areas in Northeast Brazil around $0.002 \text{ kg P hab d}^{-1}$. This value was computed taking into account $200\text{--}250 \text{ L hab d}^{-1}$ as the typical water consumption for developing countries. This is actually overestimated compared to the real water consumption of $100\text{--}150 \text{ L hab d}^{-1}$ in the Brazilian northeastern coastal area (Abreu et al. unpublished data). These figures would yield $0.01 \text{ kg DIP per person per yr}^{-1}$, considering the San Diego-McGlone et al. (2000) transformations from P to DIP, which is 7-fold smaller than our previously calculated value. During the dry season, this value was nearer to that estimated by Bidone and Lacerda (2002). Therefore, during the rainy season it was 11 times higher. Our estimates identify a high organic load as a result of unplanned activities in the hydrographic basin such as disposal of domestic sewage, uncontrolled land runoff, and industrial and agro-industrial effluents.

The daily import to the estuary is about $99\,421 \text{ moles d}^{-1}$ of DIN, while the daily export is $27\,317 \text{ moles d}^{-1}$ of N (Table 2). This means that the difference between import and export ($-72\,104 \text{ moles d}^{-1}$ of DIN) makes the BJE a nitrogen sink.

The nitrogen budget in the BJE shows a higher inflow contribution during the rainy season, due to freshwater runoff and reduced residual water flow (Figure 5). Water mixing between the estuary and the adjacent coastal area uptakes higher DIN levels during the wet season, and hence an averaged ΔDIN value ~ 6 times higher is verified compared to dry period. ΔDIN is negative in all months, suggesting that inputs are higher than outputs and indicating a net sink of inorganic nitrogen in the BJE.

Seasonal variations of river runoff DIN ($V_Q\text{DIN}_Q$) were found to be $38\,770$ and $161\,774 \text{ moles d}^{-1}$ during the dry and rainy seasons, respectively. According to SECTMA (1999), the daily loads of BDO during the sugar-cane harvest (dry season) for the Jaboatao and Pirapama rivers are 5000 and $2000 \text{ kg BDO d}^{-1}$, respectively, which represents 950 and $380 \text{ kg of DIN d}^{-1}$, according to the coefficients of San Diego-McGlone et al. (2000). The total daily load estimated for this study was $1330 \text{ kg of DIN d}^{-1}$, while our estimates were $1202 \text{ kg of DIN d}^{-1}$ for the period of the sugar-cane harvest (dry season). According to CPRH (2003), the Jaboatao River shows concentrations of ammonium four times higher than the Pirapama River ($3.37 / 0.82$ (dry season); $3.0 / 0.70 \text{ mg L}^{-1}$ (rainy season)). The daily DIN load from the watershed was $99\,421 \text{ moles d}^{-1}$ (annual average) (Table 2), which would represent a yield of $36\,289 \text{ moles DIN per km}^{-2} \text{ per yr}^{-1}$ ($1125 \text{ kg DIN per km}^{-2} \text{ per yr}^{-1}$), a value

two times greater than the mean estimate (Smith et al. 2003). It therefore represents a median value near that of Smith et al. (2005). During the dry season, the flux per unit area of the catchment was 14 151 moles DIN per km⁻² per yr⁻¹, while during the rainy season it was estimated as 59 048 moles DIN per km⁻² per yr⁻¹, which is higher than the median values reported by Smith et al. (2005) for basins of up to 1000 km². The computed per capita load was 33 moles DIN per person per yr⁻¹ (1.0 kg DIN per person per yr⁻¹), a value 11 times greater than the scenario with high density and low runoff of Smith et al. (2003). According to Bidone (2000), the nitrogen (N) load for the regional scenario is 0.01 kg N hab d⁻¹, which transformed for DIN is equivalent to 0.1 kg N hab d⁻¹. This value is still lower than our previous estimates (10 times higher) (Figure 5). During the dry season, the N load was estimated at 0.4 kg N hab d⁻¹, and during rainy season at ~1.7 kg N hab d⁻¹, revealing the degree of risk to which the BJE is exposed.

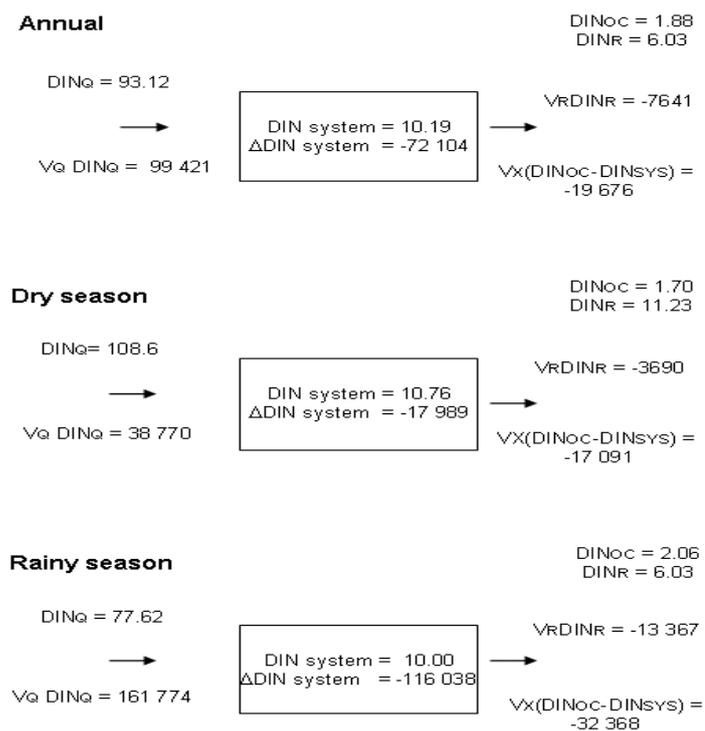


Figure 5. Annual and seasonal nitrogen flux (in moles d⁻¹) budget at the BJE.

3.3. Stoichiometric calculations of net system metabolism.

The evolution of the BJE metabolism shows a tendency towards heterotrophy (Figure 6). The negative net ecosystem metabolism ($p - r$) values indicate that the system is heterotrophic with a net loss of organic matter from the BJE of ~ -7 mmoles C $m^{-2} d^{-1}$ (annual average). This value is considered the reason why the C/N/P is 425/9/1. The influence of the mangrove forests near the densely populated areas, the waste load without treatment linked to the rivers, the agro-industry activities in the basin drainage and the high values of Chlorophyll-a in the system throughout the year allow us to consider this relation adequate for this system. This combination of factors influencing the watershed drainage makes it difficult to choose a reason reported in the literature. The stoichiometrics at the BJE are higher than the Redfield ratio (106/1), where the plankton system dominates, lower in the mangrove areas, $\sim 1000/1$ that of Smith and Atkinson (1983), and very high in comparison to the C/P for wasteload (40/1) by SanDiego-McGlone et al. (2000). This estuary is turbid and the euphotic depth is less than 1 m during most of the year. During the dry season (September - February), we observed a net autotrophy of 17.6 mmoles C $m^{-2} d^{-1}$ (seasonal average). August showed an autotrophy trend, probably due to decreased runoff discharge and smaller DIP concentrations in the system. The long residence time retains materials long enough to react internally during the dry season. In addition, the water quality is enhanced by a slightly deeper photic depth (Noriega et al. 2005; Branco 2002), which also favors the phytoplankton community. In the rainy season, the biggest nutrient contribution to the rivers occurs (-33.7 mmoles C $m^{-2} d^{-1}$; seasonal average). Mukhopadhyay et al. (2006) suggest that tropical estuaries with a shallow photic zone dominated by physical processes could cause the phytoplankton to not reach their maximum growth rates, which could contribute to the phytoplanktonic production of the estuary being limited. The objective is to modify the riverine flux of nutrients before it is released to the coastal water. These values demonstrate that outputs are higher than inputs at the BJE with highlights on the mineralization of organic matter and a net source of CO_2 to the atmosphere.

The seasonal differences between heterotrophy (March to July) and autotrophy (August to February) indicate an extension of this second condition (Figure 6).

Gordon et al. (1996) pointed out that p (primary production) and r (respiration) are within about 10% of one another. Assuming that p is known, this implies that the quantity $(p - r) = \pm 0.1 p$. The lack of direct measures of primary productivity in the

studied area was approached through the following: (i) mean annual and seasonal values of regional systems with biological characteristics similar to the phytoplanktonic biomass and species taxa (Passavante and Feitosa 2004), and (ii) studies in the literature about primary productivity for tropical systems (Berger 1989). The regional productivity is $128 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (annual mean), $101 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (rainy mean) and $155 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (dry mean) (Figure 6).

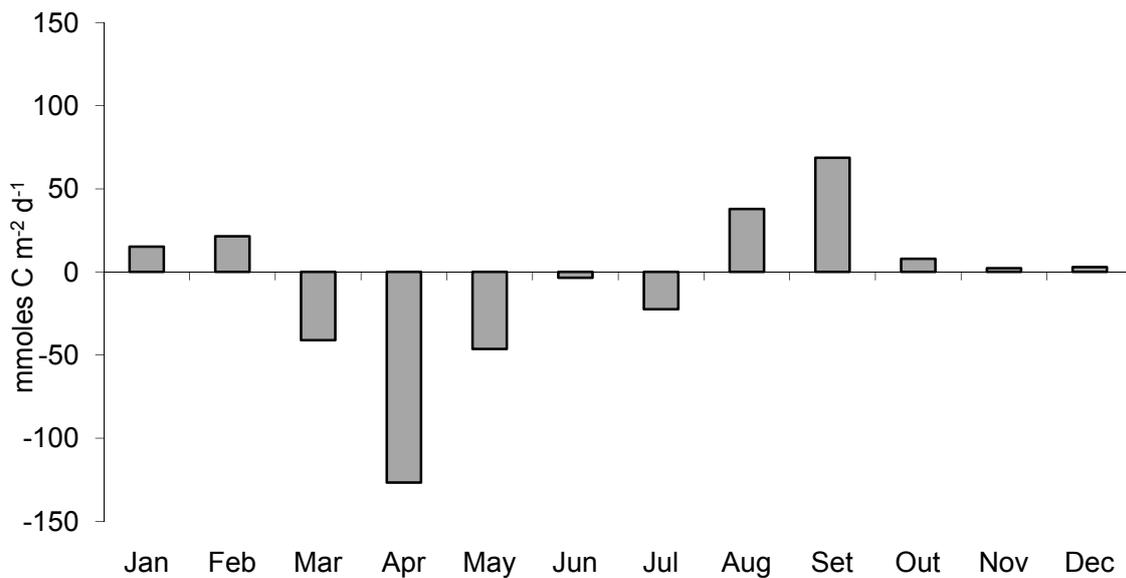


Figure 6. Monthly variation of the Ecosystem Net Metabolism (NEM) at the BJE. Negative and positive values indicate heterotrophy and autotrophy, respectively.

The literature reports values ranging from 15 to $399 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. So, the estimates from regional averages represent an appropriate value to validate the results from the present study. The $(p - r)$ estimate of $-7 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (annual mean) represents $\sim 1\%$ of the primary production, which is considered appropriate. In this way, respiration would represent $-135 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, and $p/r = 0.95$, which means that the system uses 5% more organic matter than it produces. During the dry season, the value of $(p - r)$ is $17.6 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, considering that phytoplanktonic primary production is $155 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $p/r = 1.10$. It follows that r is approximately $137.4 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. That is, the system produces about 10% more organic matter than it uses. On the other hand, during the rainy season $(p - r) =$

- 33.7 mmol C m⁻² d⁻¹ and primary production is 101 mmol C m⁻² d⁻¹, and so the value of r is ~ 134.7 mmol C m⁻² d⁻¹, with $p/r = 0.75$. The system consumes about 25% more organic matter than it produces in this second case.

A simple linear regression was used to relate $p - r$ values to the residence time (TR) ($P < 0.05$) (Figure 7). Longer residence times indicate that the system remains closer to 0, with a small trend towards autotrophy. On the other hand, shorter residence times show oscillations between heterotrophy and autotrophy (Figure 7).

Rainfall often favors heterotrophic aquatic metabolism due to the increase in the contribution of terrestrial organic lixiviation (Ram et al. 2003). However, rainfall intensification also increases nitrogen and phosphorus loads in estuaries (Schindler 1978), which would benefit autotrophic metabolism, especially in urban and agricultural areas. During periods with opposite rainfall characteristics, metabolism seems to oscillate between light autotrophy and light heterotrophy.

Concerning tropical systems, the BJE provides an intermediary contribution of CO₂ to the atmosphere, according to most of the sites that used the LOICZ protocol between 0° and 15° latitude reported by Smith and Camacho (2000). Many characteristics of the associated catchment basins may be relevant in understanding the control and changes of the metabolic regime. We compare 15 basins of similar tropical latitudes, density populations and land use. Due to the necessity of comparing metabolic rates with other systems, and the difficulty in obtaining C/P relations for local systems (Pernambuco state), we followed the protocol of Swaney and Smith (2003), which indicates that $\pm \Delta \text{DIP}$ can be interpreted in terms of controls on autotrophy (-) and heterotrophy (+) (Table 3).

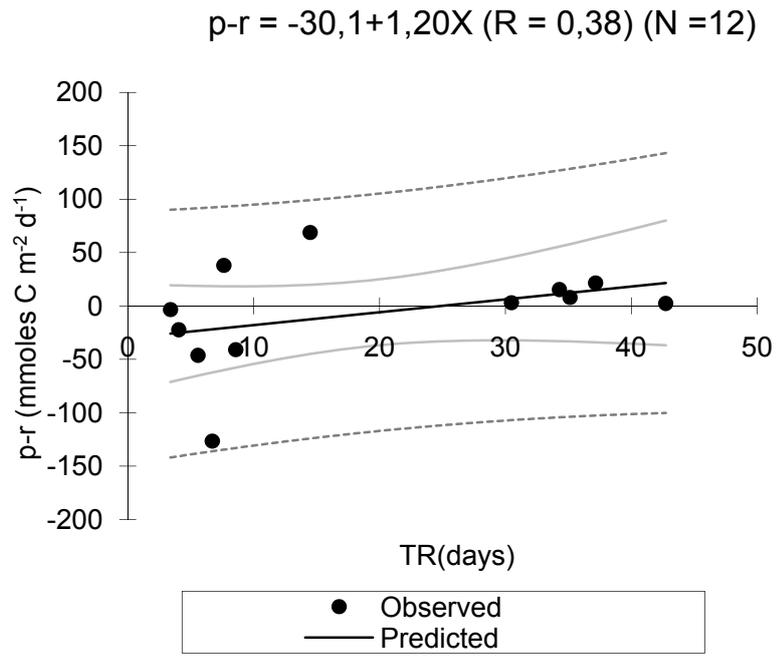


Figure 7. Budget months ($p - r$) as a function of the system exchange (days).

Table 3. Comparison of nutrient status of estuarine area ($\pm \Delta$ DIP, $\text{mmoles m}^{-2} \text{d}^{-1}$) and activities drainage in basin during the dry season of some systems at tropical latitudes.

| Locations | Area basin (km^2) | Population density (individuals km^{-2}) | $\pm \Delta$ DIP ($\text{mmoles m}^{-2} \text{d}^{-1}$) | Percentage of basin area used for sugar cane activities (%) |
|--|------------------------------|--|---|---|
| BJE (Brazil) ^c | 1020 | 1100 | -0.040 | 63.42 |
| Goiana estuary (Brazil) ^{a c} | 2878 | 162 | -0.077 | 78.72 |
| Capibaribe estuary (Brazil) ^{a c} | 7557 | 176 | -0.076 | 33.76 |
| Ipojuca estuary (Brazil) ^{a c} | 3514 | 162 | -0.030 | 29.21 |
| Sirinhaem estuary (Brazil) ^{a c} | 2070 | 88 | -0.10 | 68.87 |
| Una estuary (Brazil) ^{a c} | 6293 | 88 | -0.26 | 41.66 |
| Mundau/Manguaba (Brazil) ^{b d} | 6600 | 74 | -0.10 | 10 |
| Sergipe estuary (Brazil) ^{b d} | 3800 | 105 | -0.15 | 1.5 |
| Piauí River estuary (Brazil) ^{b d} | 4220 | 47 | 0.004 | 0 |
| Jardine estuary (Australia) ^{b e} | 2900 | 0.1 | 0.09 | 0 |
| Makoba Bay (Tanzania) ^{b e} | 150 | 67 | -0.07 | 30 |
| Malindi Bay (Kenya) ^{b e} | 51 000 | 35 | -0.9 | 0 |
| Tachin estuary (Thailand) ^b | 11 000 | 2000 | 3.0 | 0 |
| Cha Phraya estuary (Thailand) ^{b e} | 19 390 | 413 | 6.0 | 0 |
| Gazi Bay (Kenya) ^{b e} | 194 | 19 | -0.006 | 0 |

^aBased on SECTMA (1999) and CPRH (2003).

^bSmith et al. (2003).

^cLocal basin.

^dRegional basin.

^eGlobal basin.

The balance was obtained for the dry period, which concentrates the principal activities linked to land use in this region (sugar-cane harvest). Results show that the dimension of the system and the population density do not clearly indicate the sign of the release or sink of CO₂. The regression technique log-log plot of Δ DIP vs. % basin used for the cultivation of sugar-cane shows that the system with sugar-cane activities presents autotrophy during the dry season. Local systems seem to be closer to $-0.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ of Δ DIP (Figure 8). Basins not linked to the sugar-cane culture show varied results. Other Brazilian (3) and Kenyan (1) systems show similar results to the BJE. These results show that agricultural activities in northeastern Brazilian drainage basins control the sign of the CO₂ flux in small tropical estuaries.

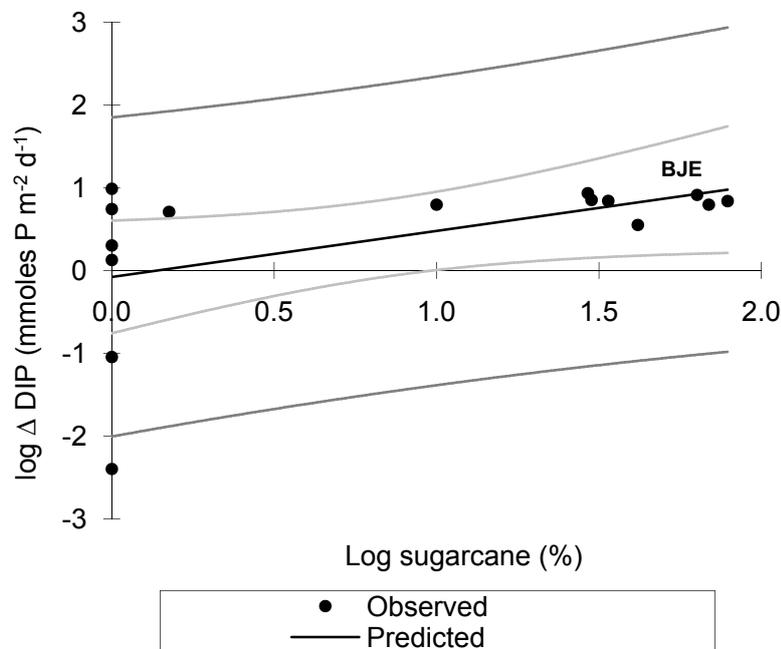


Figure 8. Budgets ($\log \pm \Delta$ DIP) versus % basin used for sugar-cane plantations in the watershed drainage (\log % sugar cane) of some tropical systems (0-15° latitude – table 3).

Since nitrogen fixation and denitrification are important processes in coastal systems. Again, because the major source of reacting matter is unclear, two N/P ratios are

used. The decomposing material has a mean C/P of 425/1 and an N/P of 9/1, which is near the value of N/P of 11/1 quoted for mangrove litter (Gordon et al. 1996). Based on this rate of N/P, we estimated that $\Delta\text{DIN}_{\text{obs}} - \Delta\text{DIN}_{\text{esp}}$ ($\Delta\text{DIP} * 9 \text{ (N/P)}$) = -5.7 $\text{mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (annual average). Smith and Camacho (2000) estimated that the differences between N fixation and denitrification are in general close to zero (with a dominance of denitrification), and that values above 5 $\text{moles m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ are rare. Our results point towards -2.1 $\text{moles m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, in general suggesting denitrification (Figure 9). The nitrogen fixation process is ordinarily slow in marine systems ($< 1 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), according to Swaney and Smith (2003), although they suggested that some coral reef, mangrove and tropical seagrass communities may exhibit rates >20 times this upper limit. As a general rule, few systems have nitrogen fixation faster than this rate. The value reported for the BJE in February was low, submitting to this limit, and indicating that the adjacent mangrove forest did not accelerate this fixation in the estuary.

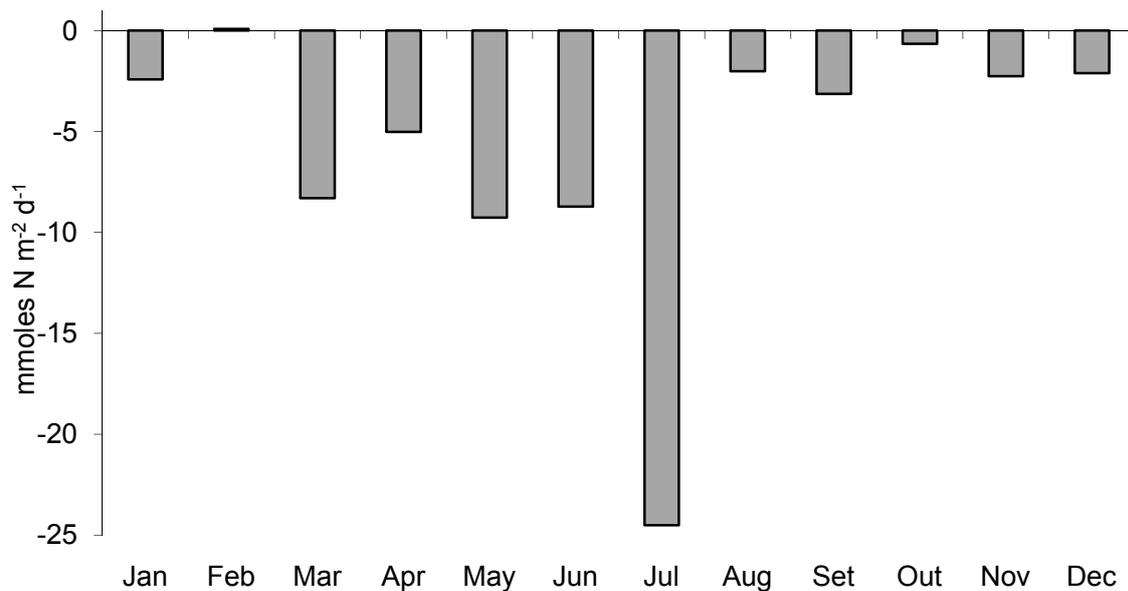


Figure 9. Monthly variation of N fixation and denitrification rates in the BJE. Negative and positive values indicate denitrification and fixation of nitrogen, respectively.

The apparently high denitrification during the rainy season ($-9.6 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) indicates high benthic respiration (driven by high loads with labile organic matter such as sewage). Typical rates in benthic systems are around $0.5 - 2 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Systems with high benthic respiration may have denitrification rates $>10 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Swaney and Smith 2003). During the dry season, denitrification is lower ($\sim -1.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) than in the rainy period. Other tropical estuaries such as the Piauí River Estuary (Brazil) presented a denitrification rate of $-0.13 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ while the Sergipe River Estuary (Brazil) seems to fix nitrogen at $0.1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Souza 2000).

4. Conclusions.

We used a bulk modeling approach to evaluate the nutrient budgets (C, N and P) and the trophic state of a tropical estuarine system (BJE). Results show that variations in the annual cycle of the net ecosystem metabolism from 1999-2003 depend on seasonal forces such as basin-scale runoff and DIP loads. Results obtained through mass balance indicate large amounts of anthropogenic nutrient inputs to the system. These loads act as sinks for dissolved inorganic phosphorus during the dry season, as well as sources during the rainy season. The loads of dissolved inorganic nitrogen act as sinks throughout the year. During the winter, the BJE basin exceeded the values reported for DIP and DIN ($\text{mol km}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) in the literature for basins of up to 1000 km^2 . These seasonal oscillations of heterotrophy and autotrophy show a moderate tendency to heterotrophy, indicating that the system passes to liquid production stages of organic matter when production surpasses mineralization (August - February) and liquid mineralization stages (March - July).

The linear regression between $p - r$ and the residence time shows lower entropy in the dry season and autotrophy at lower rates than during the high residence times but, this needs to be confirmed in future studies.

Small tropical basins seem to have similar behaviors to the BJE in terms of metabolic status (autotrophy) during the dry period, when under the stress of activities linked to the sugar-cane harvest + milling, but differ when the basin dimension and population density are incorporated.

Also evident is the importance of denitrification in the BJE, which establishes that the system is a net denitrificator at moderate rates, probably in association with the degradation of labile organic matter originating from sewage. Consequently, both

heterotrophy and denitrification are enhanced by the production of carbon and nitrogen during the rainy season.

We considered that high-density human occupation in the basin contributes significantly to N and P emissions throughout the year. High per capita loads of N and P indicate a scenario of high population density and high runoff. However, it seems important to recognize that ignoring the uptake and release of nutrients (N and P) by the abundant mineral particles in the estuary may cause errors in nutrient balances, although the evidence reported here help us to understand the main processes driving the metabolism of poorly studied typical small low-latitude estuaries.

5. Acknowledgements.

We thank the Pernambuco State Water Resources Agency (SRH) and Pernambuco State Environmental Agency (CPRH) for their cooperation regarding the field data used in this work. We are also grateful to Dr. Monica Costa for her manuscript review and insightful comments.

6. References.

- ALONGI DM, AYUKAI T, BRUNSKILL GJ, CLOUGH BF and WOLANSKI E. 1998. Sources, sinks, and export of organic carbon through a tropical, semi-enclosed delta (Hinchinbrook Channel, Australia). *Mar and Estuarine Science* 47: 237-242.
- ARAUJO M, MEDEIROS C and RIBEIRO C. 1999. Energy balance and time-scales of mixing and stratification in the Jaboatão estuary, NE-Brazil. *Braz. j. oceanogr* 47: 145-154.
- ARAUJO M, COSTA MF, AURELIANO JT and SILVA MA. 2008. Mathematical modelling of hydrodynamics and water quality in a tropical reservoir, Northeast Brazil. *BJAST* 12: 19-30.
- BERGER WH. 1989. Global maps of ocean productivity. In: SCHLESINGER WH (Editor), *Biogeochemistry an analysis of global change*, New York: Academic Press, New York, USA, p. 301-307.
- BIDONE ED. 2000. Análise econômica-ambiental aplicada à contaminação de águas fluviais de pequenas bacias costeiras do Estado do Rio de Janeiro. In: ESTEVES FA and LACERDA LD (Eds), *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*, Rio de Janeiro, Ed. UFRJ, Rio de Janeiro, Brazil, p. 371-394.
- BIDONE ED and LACERDA LD. 2002. A preliminary approach of the link between socio-economic and natural indicators into a driver-pressure-impact-response framework case study: Guanabara Bay Basin, Rio de Janeiro, Brazil. In: LACERDA LD ET AL (Eds), *South American Basins: LOICZ global change assessment and synthesis of river catchment – coastal sea interaction and human dimensions*, Texel, LOICZ Reports and Studies No. 21, Texel, The Netherlands, p. 212.
- BND (Banco Nacional de Dados Oceanográficos). 2004. Serviço de banco de dados oceanográficos, WWW Page, <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/bndo/>.
- BRANCO ES. 2002. Variação Sazonal e Espacial da Biomassa Fitoplanctônica Relacionada com Parâmetros Hidrológicos no Estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes - Pernambuco - Brasil). *Trop Ocean* 30:79-96.
- BRANCO ES. 2006. Variação sazonal das algas planctônicas correlacionadas com parâmetros ambientais no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – PE – Brasil). *Bol. Téc. Cient. CEPENE* 14:17-23.
- CARMOUZE JP. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos*, Sao Paulo: Editora FAPESP, 254 p.
- CLARK ID and FRITZ P. 1997. *Environmental isotopes in hydrology*, Boca Raton: Lewis Publishers, 383 p.
- COPAIN-MONTÉGÚT C and RAIMBAULT P. 1994. The Peruvian upwelling near 15°S in August 1986. Results of continuous measurements of physical and chemical properties between 0 and 200 m depth. *Deep-Sea Res PT I*: 41: 439-467.
- CPRH (Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). 2003. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco 1999-2003, Recife. WWW Page, <http://www.cprh.pe.gov.br>.
- DALE A and PREGO R. 2005. Net autotrophy and heterotrophy in the Pontevedra Ria upwelling system (NW Iberian margin). *Cienc Mar* 31: 213-220.
- EKAU W and KNOPPERS B. 1999. An introduction to the pelagic system of the north-east and east Brazilian shelf. *Arch. Fish. Mar. Res.* 47: 113–132.
- GORDON JR, DC, BOUDREAU PR, MANN KH, ONG, J-E, SILVERT WL, SMITH SV, WATTAYAKORN G, WULFF F and YANAGI T. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Reports and Studies No 5. 96 p.
- HAY WW. 1998. Detrital sediment fluxes from continents to oceans. *Chem Geol* 145: 287-323.
- HESSEN DO, AGREN GI, ADERSON TR, ELSER JJ and de RUITER PC. 2004. Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry. *Ecology* 85: 1179-1192.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2000. Censo demográfico, Brazil. WWW Page, <http://www.ibge.gov.br/cidadessat/default.php>.
- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 2003. Relatório mensal de dados meteorológicos 1999-2003, Instituto Nacional de Meteorologia, Recife, Brasil. (In Portuguese).

- KNOPPERS BA, FIGUEIREDO AG and EKAU W. 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. *Geo-Mar Lett* 19: 171-178.
- LAL R, KIMBLE JM and STEWART BA. 2000. *Global climate change and tropical ecosystems*, Boca Raton: CRC Press, 438 p.
- MILLIMAN JD and SYVITSKI JPM. 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *Geology* 100: 525-544.
- MUKHOPADHYAY SK, BISWAS H, DE TK and JANA TK. 2006. Fluxes of nutrients from tropical River Hooghly at the land-ocean boundary of Sundarbans NE Coast of Bay of Bengal, India. *J Marine Syst* 62: 9-21.
- NORIEGA CED, MUNIZ K, ARAUJO MC, TRAVASSOS RK and NEUMANN-LEITAO S. 2005. Fluxos de nutrientes inorgânicos dissolvidos em um estuário tropical – Barra das Jangadas – PE, Brasil. *Trop Ocean* 33: 129-139.
- PASSAVANTE JZ and FEITOSA FA. 2004. Dinâmica da produtividade fitoplanctônica na zona costeira marinha. In: E. ESKINAZI-LEÇA, S. NEUMANN-LEITAO, FERREIRA DA COSTA, M (Eds), *Oceanografia: Um cenário tropical*, Recife: Edições Bagaço, Recife, Brazil, p. 425-440.
- RAM PAS, NAIR S and CHANDRAMOHAN D. 2003. Seasonal shift in net ecosystem production in a tropical estuary. *Limnol Oceanogr* 48: 1601-1607.
- RIVKIN RB and LEGENDRE L. 2002. Roles of food web and heterotrophic microbial processes in upper ocean biogeochemistry: global patterns and processes. *Ecol Res* 17: 151-159.
- SAN DIEGO-MC GLONE ML, SMITH SV and NICOLAS VF. 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials. *Mar Pollut Bull* 40: 325-330.
- SECTMA (Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente). 1999. *Plano estadual de recursos hídricos, PERH-PE. Documento síntese*, Recife, Brasil. 205 p.
- SCHINDLER DW. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in worlds freshwaters. *Limnol Oceanogr* 23: 478-486.
- SMITH SV and ATKINSON MJ. 1983. Mass balance of carbon and phosphorus in Shark Bay, Western Australia. *Limnol Oceanogr* 28: 625-639.
- SMITH SV and HOLLIBAUGH JT. 1997. Annual cycle and interannual variability of net and gross ecosystem metabolism in a temperate climate embayment. *Ecol Monogr* 67: 509-533.
- SMITH SV and CAMACHO-IBAR V. 2000. Flujos de CNP en la zona costera. WWW Page, http://nest.su.se/mnode/Methods/powerpoint/LOICZoverview_sp.ppt.
- SMITH SV, SWANEY DP, TALAUE-MCMANUS L, BARTLEY JD, SANDHEI PT, MCLAUGHLIN CJ, DUPRA VC, CROSSLAND CJ, BUDDEMEIER RW, MAXWELL BA, and WULFF F. 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience* 53: 235-245.
- SMITH SV, SWANEY DP, BUDDEMEIER RW, SCARSBROOK MR, WEATHERHEAD MA, HUMBORG C, ERIKSSON H and HANNERZ F. 2005. River nutrient loads and catchment size. *Biogeochemistry* 75: 83-107.
- SOUZA MFL. 2000. Rio Sergipe and Piauí River Estuaries. In: SMITH SV, DUPRA V, MARSHALL CROSSLAND JI AND CROSSLAND CJ (Eds), *Estuarine systems of the South American region: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes*, Texel, LOICZ Reports and Studies 15, Texel, The Netherlands. p. 50-87.
- SWANEY DP and SMITH SV. 2003. Guidelines for constructing nutrient budgets of coastal systems. In: CROSSLAND CJ, KREMER HH, LINDEBOOM HJ, MARSHALL-CROSSLAND JI AND LE TISSIER MDA (Eds) *Coastal fluxes in the anthropocene*, Berlin, Springer, Berlin, Deutschland, p. 110-111.
- TAPPIN AD. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: Current estimates and uncertainties. *Estuar Coast Shelf Sci* 55: 885-901.
- WEPENER V. 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in four sub-tropical estuaries of northern KwaZulu-Natal: Case studies in the application of a mass balance approach. *Water SA* 33: 203-214.

CAPITULO 5.**MODELAGEM BIOGEOQUIMICA NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE.**

Artigo finalizado, pronto para ser submetido.

5.1. ARTIGO.

DINÂMICA TRÓFICA (DIN E FID) EM SISTEMAS ESTUARINOS URBANOS TROPICAIS, EM PERIODOS DE ALTA E BAIXA DESCARGA FLUVIAL.

Autores: Carlos D. Noriega & Moacyr Araujo.

RESUMO.

Este artigo focalizou a dinâmica de nutrientes de nitrogênio e fósforo em três estuários tropicais (Barra das Jangadas, Recife (Capibaribe, Beberibe e Tejipió) e Timbó) altamente urbanizados (densidade populacional $\sim 1000 \text{ hab.km}^{-2}$) na região nordeste do Brasil através do protocolo biogeoquímico do LOICZ. Os dados de entrada de: precipitação, evaporação, descargas fluviais e, concentrações de sal, fósforo e nitrogênio inorgânico dissolvido (FID e NID) foram obtidas através de medições *in situ* e bases de dados de órgão governamentais do estado de Pernambuco. Através desta pesquisa foram construídas series temporais visando períodos de alta e baixa descarga fluvial. Os balanços dos elementos não conservativos indicaram que os sistemas Recife e Timbó variaram entre fonte e sumidouro através dos períodos observados ($0,2-0,8 \text{ mmolesFID.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; $0,1-10 \text{ mmolesNID.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Enquanto Barra das Jangadas permanece como um sumidouro de FID ($\sim 1,0 \text{ mmoles.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) e NID ($\sim 10 \text{ mmoles.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). O porcentual de água doce nos sistemas aumenta 15% entre ambos os períodos, com tempos de residência entre 8-25 dias. Regressões lineares indicaram uma relação negativa entre o porcentual de água doce e a direção do fluxo do FID, tornando o sistema sumidouro quanto mais água doce existe nele. Uma estatística não paramétrica indicou associações entre as três áreas, principalmente na descarga fluvial, indicando que o sistema do Recife se diferencia significativamente ($p < 0,05$) dos outros dois sistemas, o que foi corroborado na análise dos domínios sistêmicos através dos balanços do volume residual (VR) e de mistura (VX). Estes balanços mostraram que os sistemas de Barra das Jangadas e Timbó são dominados principalmente pelo volume residual (terrestre), enquanto, o sistema do Recife, é influenciado pelo volume de mistura (intercambio oceânico). O metabolismo dos sistemas mostrou Barra das Jangadas ser autotrófico durante os dois períodos observados ($10-26 \text{ mmoles.C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), enquanto que Recife mostrou-se heterotrófico com altas taxas de dióxido de carbono (CO_2) ($9-12 \text{ mmoles.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), indicando ser uma fonte para a atmosfera. No ciclo do nitrogênio, Barra das Jangadas, mostrou ser um fixador de nitrogênio a baixas taxas através dos períodos observados, enquanto, Timbó e Recife, mostraram altas taxas de desnitrificação ($0,95-3,17 \text{ mmoles.N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Medições sobre o estado trófico durante 2007 em Recife caracterizaram o sistema como eutrófico. A aplicação dos balanços através da modelagem LOICZ, mostrou-se de grande utilidade, na compreensão da dinâmica dos sistemas estuarinos dominados por grandes centros urbanos, como é o caso da Região Metropolitana do Recife.

1. INTRODUÇÃO

O transporte e liberação de carbono, nitrogênio e fósforo da terra para o oceano costeiro se tornaram uma questão de preocupação notável e de interesse nas últimas décadas (Howarth et al., 1996; Nixon 1995). Compreender a ciclagem de nutrientes e carbono, e os seus fluxos de entrada e saída dos ecossistemas costeiros, é imprescindível para uma gestão sustentável dos recursos costeiros. Devido às altas densidades humanas nas bacias hidrográficas ao longo da zona costeira, estuários e águas costeiras, se tornam os ecossistemas mais vulneráveis aos impactos antropogênicos. Fluxos ribeirinhos de nutrientes têm aumentado drasticamente como consequência do desenvolvimento urbano, agricultura e, industrialização (Howarth, et al., 1996). O transporte e ciclos biogeoquímicos do carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) nas zonas costeiras podem ser alterados por atividades humanas levando ao enriquecimento de nutrientes, tais como o escoamento de esgoto, alterações hidrológicas, e aumentando dióxido de carbono atmosférico (Wollast, 1993). As mudanças ambientais na circulação natural dos elementos acima descritos e suas implicações para o funcionamento dos sistemas estuarinos devem ser investigados dentro de um contexto temporal e espacial, tendo em consideração as taxas de fluxo entre o continente e sistemas costeiros adjacentes.

As baías e estuários são os grandes sorvedouros da poluição aquática, terrestre e atmosférica nas regiões costeiras por ser área de transição entre o continente e o oceano. Os sistemas estuarinos possuem papel fundamental na ciclagem biogeoquímica por serem os retentores da matéria orgânica e dos nutrientes inorgânicos dissolvidos advindos diretamente do ambiente terrestre ou via descargas fluviais (Nixon, 1995). Desta maneira, a manutenção das propriedades ecológicas em cada estuário depende do balanço entre a sua capacidade de absorver ou exportar as substâncias contaminantes versus a magnitude da entrada das mesmas no sistema. A entrada de nutrientes é intensificada em estuários situados em regiões de elevada concentração populacional, em função do aporte de efluentes domésticos e industriais e do escoamento urbano, além de efluentes agrícolas.

No Brasil, estima-se que metade da população resida a não mais que 200 km do mar (IBGE, 1999). Diversos estudos têm evidenciado que as principais causas de poluição na zona costeira do Brasil estão relacionadas ao processo de adensamento populacional (Braga et al., 2000). A Região Metropolitana do Recife (RMR) (Fig. 1),

localiza-se na zona costeira do estado de Pernambuco, possui 3 importantes áreas estuarinas (Barra das Jangadas (13 km²), Recife (26km²) e rio Timbó (14km²)) que, incluem também importantes áreas de manguezal, e remanescentes da mata Atlântica. A maioria dos resíduos urbanos carece de tratamento adequado, e a agricultura e pecuária tem se intensificado ao longo da região costeira. Alguns estudos isolados já sugerem que algumas dessas áreas estão mostrando sinais de incipiente eutrofização (Noriega & Araujo, 2009). A Região Metropolitana do Recife possui 3.435.288 habitantes, segundo dados censitários de 2002, distribuídos em 14 municípios que, juntos, conformam uma área de 2785 km², que representa 2,83% do total da área do estado, com uma densidade de 1200 hab. km⁻², uma taxa geométrica de crescimento de 1,50%/ano e, um grau de urbanização de 96,92%. Dos quatorze municípios metropolitanos dez apresentam população inferior a 200.000 habitantes. Os quatro maiores núcleos urbanos da região conformam o aglomerado de mais alta integração – Recife (município pólo, com 1.422.905 habitantes) e Jaboatão dos Guararapes (581.556 hab.), Olinda (367.902 hab.) e Paulista (262.237 hab.). Com 218 km², o Recife representa cerca de 7% da área metropolitana e concentra 42% dos habitantes da região (AAR, 2000). A extensão costeira das três áreas deste estudo representa aproximadamente 45 km de largura e, inclui os quatro municípios com maior concentração de habitantes. Os sistemas adjacentes à RMR como: Rio Capibaribe, Beberibe, Tejipió, Jaboatão, Pirapama, Bacia do Pina e, rio Timbó, têm sofrido importantes alterações nos seus ecossistemas devido à influência antrópica durante o século passado. Ademais, a crescente eutrofização verificada deve estar principalmente associada ao aumento populacional, do desenvolvimento industrial e das atividades agrícolas em menor escala. Este estudo é o primeiro esforço de aplicação do modelo LOICZ numa escala maior (conjunto de sistemas) dentro da região nordeste do Brasil. O protocolo LOICZ representa a maior iniciativa a nível global e regional de caracterização da zona costeira através de balanços de água, sal e nutrientes nas interfaces terra-oceano.

O objetivo principal deste estudo foi caracterizar temporal e espacialmente três áreas estuarinas através dos balanços de nutrientes, água e sal em períodos de alta e baixa descarga fluvial. Secundariamente, objetivamos estabelecer o status trófico dos sistemas analisados através de um índice de qualidade da água.

2. MATERIAL E METODOS

Para caracterizar as trocas de água, sal e nutrientes (Carbono (C), Nitrogênio (N) e Fósforo (P)) entre a zona estuarina e o mar adjacente foi utilizado um modelo de balanço de massa seguindo as diretrizes do projeto Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ <http://www.nioz.nl/loicz/info.htm>). O balanço de C, N e P proposto por Gordon et al. (1996) tem como meta determinar o metabolismo do ecossistema costeiro em estudo, identificando as fontes ou sumidouros dos elementos C, N e P. No geral esse modelo baseia-se no cálculo do fluxo de sal e água e na determinação do fluxo de elementos nutrientes dissolvidos. Os resultados destes balanços, juntamente com bases estequiométricas fornecem estimativas de processos como produção/respiração líquida, fixação de nitrogênio/denitrificação. Na equação 1 é apresentado um diagrama simplificado caracterizando os fluxos de matéria. Salienta-se que a descrição teórica do modelo apresentada abaixo foi baseada em Gordon et al., 1996 e também pode ser consultada na página <http://data.ecology.su.se/MNODE/>.

$$dM/dt = \Sigma \text{aportes} - \Sigma \text{saídas} - \Sigma (\text{geração} - \text{consumo}) \quad (1)$$

Nesta equação dM/dt representa a mudança de massa de qualquer material com respeito ao tempo. O balanço do protocolo do LOICZ supõe que os materiais são conservados. Em estado estacionário, a diferença entre os materiais exportados do sistema (saídas) e os materiais importados ao sistema (aportes) é explicado por processos que ocorrem dentro do sistema (geração-consumo).

A equação 2, define o papel de qualquer sistema com um balanço específico, como fonte líquida ou sumidouro para um material particular (C, N ou P) é definida como:

$$\Delta Y = V (dY/dt + dV/dt) - \Sigma V_{in} Y_{in} - \Sigma V_{out} Y_{out} \quad (2)$$

As unidades de ΔY são massa por tempo, geralmente apresentados como milimoles ou moles por dia. O V representa o fluxo expressado em m^3 e Y , a concentração do elemento. As seções seguintes descrevem as informações obtidas a partir da literatura, derivados de nossas observações e estimativas. A disponibilidade do ciclo do carbono, nitrogênio e fósforo em sistemas estuarinos são fortemente

relacionados com o transporte de processos (sumidouro, advecção, entrada de água proveniente de fontes externas, etc). Nosso primeiro processo de modelagem abrange os dados físicos e fluxos. Posteriormente, os orçamentos dos produtos químicos para N e P são apresentados e suas implicações para o metabolismo do ecossistema em diferentes setores do sistema estuarino foram discutidos.

2.1. Fluxo residual e de mistura.

Pela lei da conservação de massas, a modificação no armazenamento de água em um sistema estuarino ao longo do tempo pode ser representada por:

$$dV_{\text{SISTEMA}}/dt = V_Q + V_P + V_G + V_O + V_{IN} - V_E - V_{OUT} \quad (3)$$

Onde:

V_Q : escoamento fluvial,

V_P : precipitação,

V_G : fluxo de água de sub-superfície,

V_O : fluxos de esgotos ou outros aportes,

V_{IN} : fluxo de entrada advectivo,

V_E : evaporação,

V_{OUT} : fluxo de saída advectivo.

Desta maneira, o fluxo residual pode ser obtido por:

$$V_R = V_{IN} - V_{OUT}, \text{ ou } V_R = - (V_Q + V_P + V_G + V_O - V_E) \quad (4)$$

De maneira similar, a variação de armazenagem de sal no sistema ao longo do tempo pode ser representada pela soma algébrica de seus aportes e saídas, ou seja:

$$V_{\text{SISTEMA}} dS_{\text{SISTEMA}}/dt = V_Q S_Q + V_P S_P + V_G S_G + V_O S_O + V_R S_R + V_X (S_{\text{OCEANO}} - S_{\text{SISTEMA}}) \quad (5)$$

Onde,

S: salinidade

Excluindo-se os termos com pouca ou nenhuma contribuição, tem-se o volume de mistura (V_X):

$$V_X = (-V_R S_R - V_G S_G) / (S_{\text{OCEANO}} - S_{\text{SISTEMA}}) \quad (6)$$

O tempo de residência (τ) é determinado através da seguinte equação:

$$\tau = V_{\text{SISTEMA}} / (V_X + |V_R|) \quad (7)$$

E, o volume de água doce (VD) dentro da bacia estuarina através de:

$$VD = [1 - S_{\text{MEDIADO SISTEMA}} / S_{\text{OCEANO}}] \quad (8)$$

2.2. Descrição física e dados de entrada.

A área estudada localiza-se na região costeira da cidade do Recife (Latitudes 8°02' e 8°05', e as Longitudes 34°52' e 34°48') (Figura 1). O clima caracteriza-se por ser quente úmido “pseudotropical” amenizado pela brisa marinha, classificado como As' na escala de Köppen. O regime pluviométrico varia de 1500 a 2000 mm/ano, com maior concentração de março a agosto. A temperatura do ar é geralmente elevada como média anual em torno de 24°C, com média mínima de 22°C e máxima de 26°C. As três bacias (no círculo central da figura 1) representam uma área de 509,47 km² inserida na RMR, sendo que a bacia do rio Capibaribe só ocupa 4,52% da sua área total nesta região. As descargas fluviais variam entre 1,4 a 35 m³s⁻¹. As menores descargas foram registradas no rio Beberibe (1,4 a 4,9 m³s⁻¹, para o período seco e chuvoso, respectivamente) e as maiores no rio Capibaribe (10 a 35 m³.s⁻¹), para o período seco e chuvoso, respectivamente (Araújo & Ribeiro, 2002). As marés semidiurnas variam entre 1,0 e 1,6m durante as marés de sizígia, onde os limites de maré foram determinados a 5 km distante da primeira curva no rio Beberibe (Figura 1), a 5 km distantes da segunda ponte no rio Tejipló e a 12 km distantes da ponte Caxangá no rio Capibaribe.

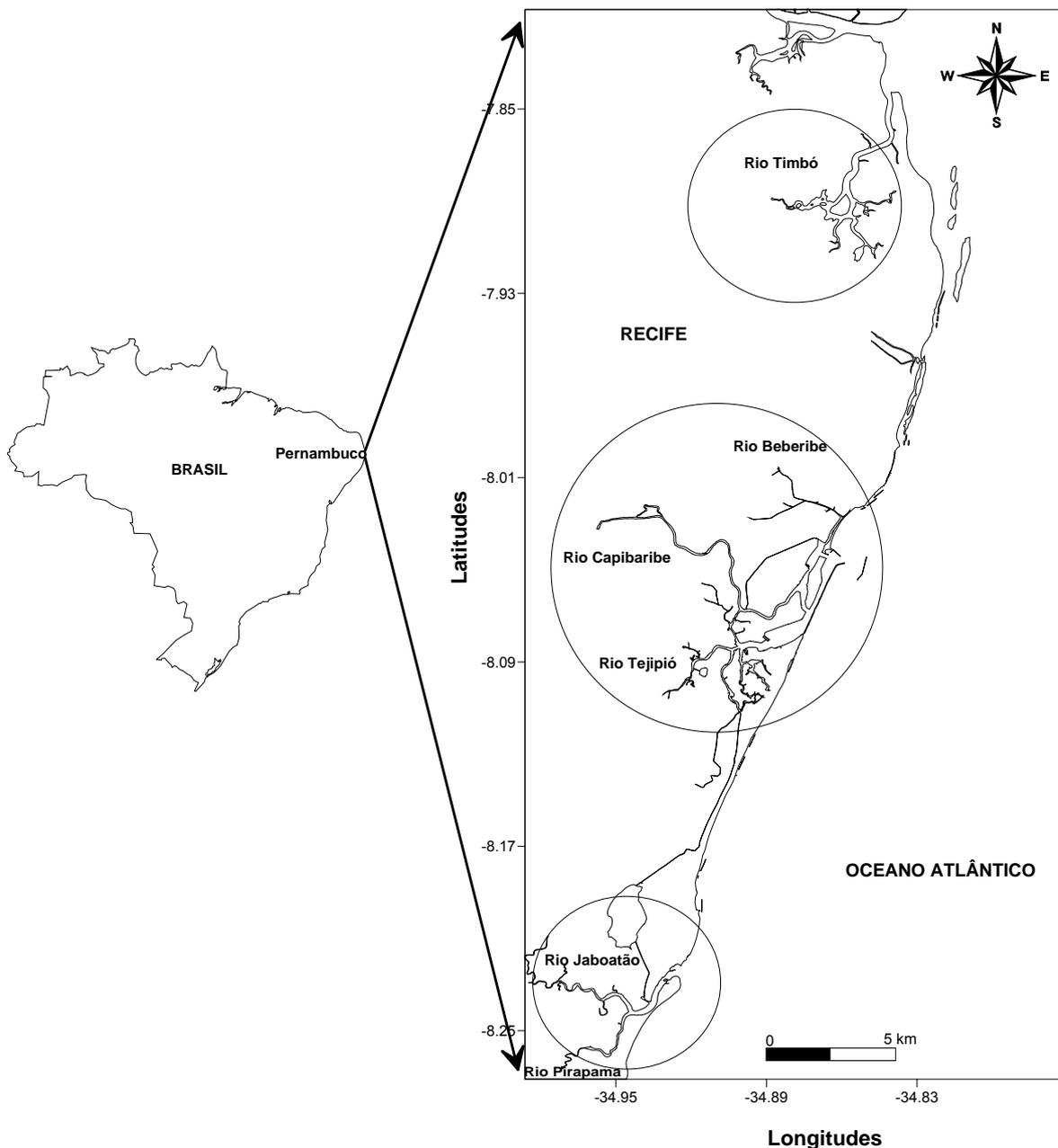


Figura 1. Mapa da região costeira de Pernambuco mostrando as áreas estuarinas objeto deste estudo (círculos indicam as áreas estudadas).

As series temporais 2001-2007 da precipitação pluviométrica nas bacias estudadas são mostradas na Figura 2. Dados de diversas estações e instituições que medem variáveis climáticas foram obtidos para 6 bacias (Jaboatão, Pirapama, Capibaribe, Tejipló, Beberibe e Timbó), com o intuito de correlacionar as variações entre as bacias. Através de análise de Cluster Aglomerativa Hierárquica e Análise de Componentes Principais, identificaram-se áreas e meses que mostraram

características similares. Essas áreas têm pouca diferença entre elas, mas mostraram que as 3 bacias centrais (Capibaribe, Beberibe e Tejipló), correspondem a um mesmo grupo, mesmo caso para o grupo sul (Jaboatão e Pirapama). Sendo assim, as 3 áreas foram tratadas como grupos separados, em relação às características climáticas (Figura 2).

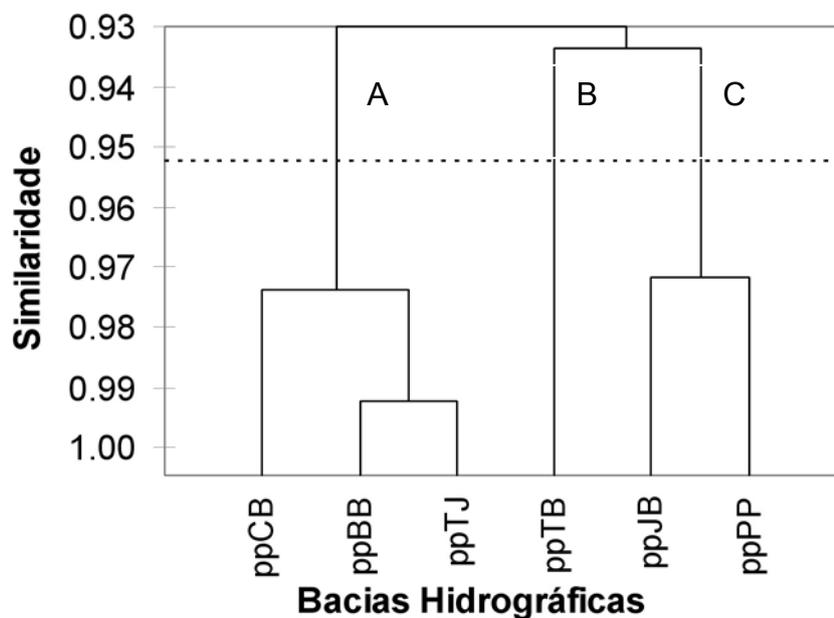


Figura 2. Dendrograma de associação entre as bacias hidrográficas utilizando as series temporais da precipitação pluviométrica. A: Recife; B: rio Timbó; C: Barra das Jangadas. CB: rio Capibaribe; BB: rio Beberibe; TJ: rio Tejipló; TB: rio Timbó; JB: rio Jaboatão; PP: rio Pirapama.

Uma das principais características hidrológicas nas bacias hidrográficas é a descarga fluvial. Porém muitas bacias, principalmente as de pequeno porte carecem desta informação devido ao fato da ausência de medições limnimétricas no seu curso. Esta dificuldade foi observada na maioria das pequenas bacias do estado. Para resolver este problema foram consultadas as bases de dados da Agencia Nacional de Águas (ANA), Plano Estadual de Recursos Hídricos da Secretaria de Tecnologia e Meio Ambiente (SECTMA) e, Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco (SRH), como também a aplicação do modelo de Schreiber modificado (Miranda et al., 2002), na obtenção da descarga em áreas sem dados. Analisamos estatisticamente as três áreas, com o intuito de observar as similitudes entre elas.

Testamos a Normalidade através dos testes de Shapiro-Wilk e Anderson-Darling ambas com um $\alpha = 0,05$ tendo como resultado, a rejeição da hipótese nula de normalidade entre as series analisadas. Como nossos dados correspondiam a três áreas selecionamos o teste de Kruskal-Wallis para mais de duas amostras.

Os meses considerados como de baixa e alta descarga fluvial foram selecionados através de uma análise estatística de Cluster Aglomerativa Hierárquica de similaridade, através do Coeficiente de Correlação de Pearson, utilizando todos os meses da serie temporal 2001-2007 (Figura 3). A série segue um padrão similar anual, sendo considerado o mês de dezembro como o mês com menos descarga fluvial dentro desta série, e junho, como o mês com a descarga mais alta ($m^3.d^{-1}$). Os meses de março e outubro foram meses intermediários de alta e baixa descarga, respectivamente. Os meses selecionados foram estes quatro meses por possuir características estatisticamente opostas.

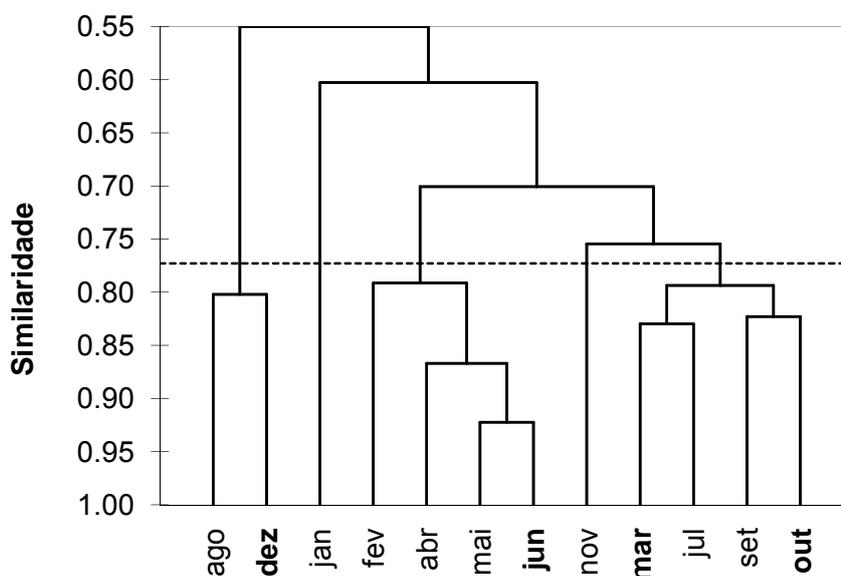


Figura 3. Dendrograma de associação entre os meses, utilizando as series temporais da descarga fluvial. Em negrito os meses estudados em 2007.

2.3. Análises químicas e físicas.

A profundidade local (m) e transparência da água foram obtidas através de um Ecobatímetro e um disco de Secchi, respectivamente. O coeficiente de extinção da luz foi calculado a partir das informações do disco de Secchi (m), através da fórmula.

$$K = 1,7/D \quad (9)$$

Onde K é o coeficiente de extinção da luz, e D a leitura do disco de Secchi.

A salinidade foi medida através do método de Mohr-Knudsen, descrito por Strickland & Parsons (1972), enquanto que o pH foi determinado através de um pHmetro marca Hanna Instruments 8417. O oxigênio dissolvido foi medido através do método de Winkler, descrito por Strickland & Parsons (1972) e Grasshoff et al. (1983), e a taxa de saturação obtida através das tabelas da UNESCO (1981). Os sais nutrientes ($\mu\text{mol.L}^{-1}$) - O nitrito (L.D.: $0,01\mu\text{mol}$), nitrato (L.D.: $0,05\mu\text{mol}$), amônia (L.D.: $0,05 \mu\text{mol}$), e fosfato (L.D.: $0,02\mu\text{mol}$) foram analisados de acordo com as técnicas descritas por Strickland & Parsons (1972).

2.4. Índice de estado trófico.

Um índice do estado trófico, TRIX, proposto por Vollenweider et al., (1998), foi utilizado com o objetivo de poder comparar em um amplo intervalo de situações, ao conjugar fatores que estão diretamente relacionados com a produtividade, com a clorofila-a e o oxigênio dissolvido, com os nutrientes, de acordo com a equação:

$$\text{TRIX} = (\text{Log} \times ((\text{Cl-a}) \times |D\%OD| \times \text{NID} \times \text{FID}) \times 1,5) / 1,2 \quad (10)$$

Onde,

TRIX: é o índice do estado trófico.

Cl.a: concentração da clorofila-a em mg.m^{-3} .

Desvio da saturação do OD |D%OD|: o valor absoluto do desvio da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido |100-%OD|.

NID: nitrogênio inorgânico dissolvido em mg.m^{-3} .

FID: fósforo inorgânico dissolvido em mg.m^{-3} .

As constantes 1,5 e 1,2, representam, respectivamente, os valores mínimos das variáveis que compõem o índice e os 10 níveis de hierarquia em que está desenhado. Valores entre 2-4 correspondem a um estado da qualidade da água alta e se considera uma água pobremente nutritiva, com nível trófico baixo. Por contrapartida, valores entre 6-8 correspondem a um estado pobre, característico de águas altamente produtivas com nível trófico alto.

Os balanços não conservativos associados a este índice nos indicariam o estado da qualidade da água das zonas estudadas.

2.5. Dados de entrada.

Diversas bases de dados do governo estadual e federal (CPRH, 2007; SECTMA, 1999) foram consultadas, como também trabalhos pretéritos efetuados nas áreas entre os anos 2001 e 2007. Estas pesquisas formam parte dos nossos trabalhos como também de colegas nas três áreas estudadas. O último trabalho efetuado, correspondeu a uma pesquisa no ano 2007 através de quatro coletas nas áreas da RMR (Tejipió, Bacia do Pina, Beberibe e Capibaribe).

2.6. Domínio terrestre e oceânico dos fluxos não conservativos.

Através da álgebra descrita por Swaney (2003), definimos a carga ΔY (FID ou NID) como o fluxo da concentração média de FID ou NID dos aportes terrestres e atmosféricos (perdas de FID para a atmosfera são mínimos).

$$\Delta Y \text{ carga} = -1/V_R (V_Q Y_Q + V_O Y_O + V_P Y_P + V_G Y_G) = \sum V_i Y_i / \sum V_i, i \in \{Q, O, P, G\} \quad (11)$$

Substituindo esse termos pelos utilizados nas definições de V_R e V_X temos,

$$\Delta Y = (\text{FLUXO}_{\Delta Y} - V_R Y_R) + V_X (Y_{\text{SISTEMA}} - Y_{\text{OCEANO}}) \quad (12)$$

Quando o primeiro termo é pequeno quando comparado ao segundo termo da equação 12, se considera um sistema dominado pelo gradiente de mistura. Alternativamente, se o primeiro termo é maior que o segundo, se considera um sistema dominado pelas cargas continentais ou residuais.

Essas simplificações também podem ser interpretadas em termos do controle sobre a autotrofia e heterotrofia do sistema.

2.7. Estatística dos fluxos e descargas.

Um teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), seguido de um teste de Dunn foi aplicado aos fluxos não conservativos de FID, NID e às descargas fluviais nas três áreas.

2.8. Interpolação da serie 2001-2007

Através do método da curvatura mínima ou Spline cúbico de, de Boor (1978), foi realizada uma interpolação global do período 2001-2007, para os fluxos de fósforo e nitrogênio inorgânico dissolvido nos estuários, relacionados com a descarga fluvial de cada área.

3. RESULTADOS

3.1. Descargas fluviais.

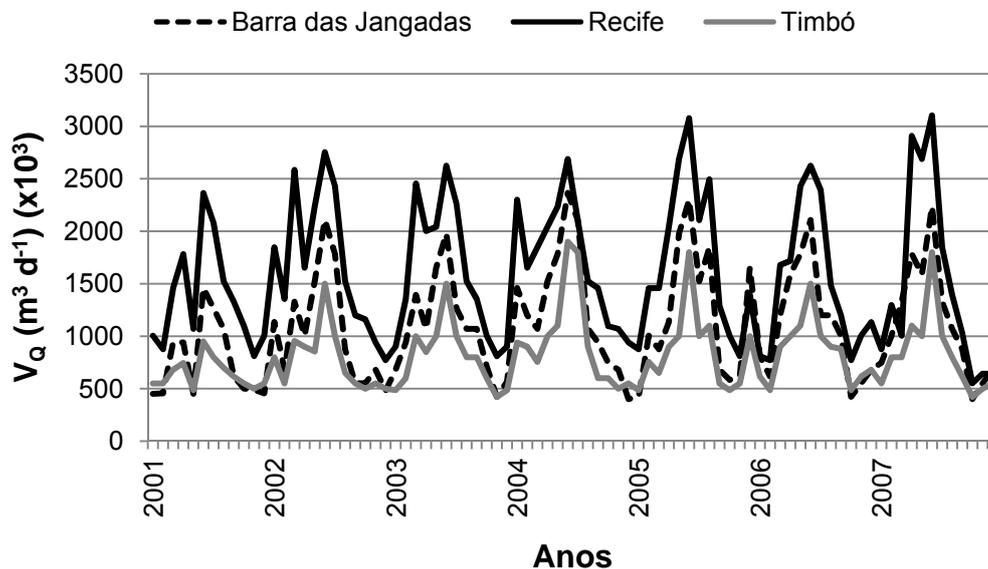


Figura 4. Série temporal 2001-2007 das descargas fluviais bacia obtidas nas bacias hidrográficas.

As descargas fluviais observadas para o período 2001-2007 mostram um intervalo de médias ($\times 10^3$) de 815 ± 332 a 1591 ± 672 m^3d^{-1} . Os maiores fluxos de água através do ano foram observados na bacia hidrográfica de Recife. Durante o ano, este sistema mostra picos entre 2500 - 3000 m^3d^{-1} principalmente nos meses correspondentes ao período chuvoso. Estes fluxos representaram $18,4 \pm 6$ m^3s^{-1} como valor médio através deste período para esta bacia hidrográfica.

A serie temporal em Barra das Jangadas mostrou um valor médio de $12,6 \pm 4$ m^3s^{-1} , enquanto que no rio Timbó o valor médio foi $9,4 \pm 4$ m^3s^{-1} . Uma nova serie formada com valores mensais foi obtida para as três áreas, tendo em consideração a formação do ciclo anual (Figura 5). Esta figura mostra as diferenças entre as três bacias com relação à magnitude do escoamento fluvial. Outra característica importante está referida à área escura do gráfico, relacionada aos períodos sazonais. Durante o período chuvoso as descargas fluviais são maiores, fato histórico observado por outros trabalhos realizados na região.

O período observado segue a tendência histórica das descargas fluviais na região, além de mostrar que os meses com a maior e menor pluviosidade foram junho e outubro, respectivamente.

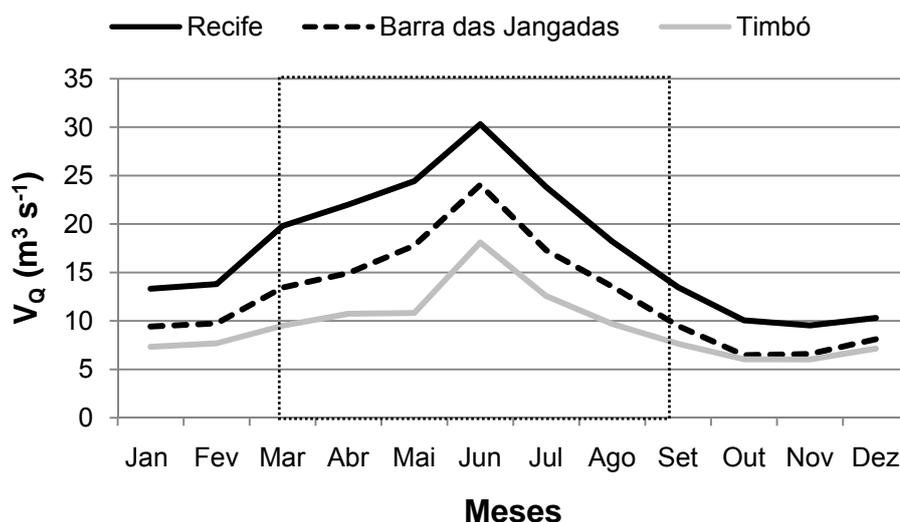


Figura 5. Ciclo anual construído através da serie temporal 2001-2007 das descargas fluviais (em m^3s^{-1}) nas bacias hidrográficas. A região dentro do quadrado indica o período chuvoso.

3.2. Fluxos de FID e NID.

Nas figuras 6 e 7 são mostrados os resultados dos fluxos do FID e NID ($\text{mmoles}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) nos rios (calculado) e estuários (modelado e interpolado), para os meses com baixa e alta descarga fluvial ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) na serie temporal 2001-2007 em Barra das Jangadas (BJ), Recife (RE) e Timbó (TB).

A figura 6 mostra que o sistema BJ é um sumidouro (-) de FID ao longo do ano, enquanto o sistema do rio Timbó e Recife oscilam entre fonte (+) e sumidouro (-) deste elemento para a zona costeira.

Os fluxos estuarinos de FID oscilaram entre $+1,5$ e $-1,5 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante a serie de tempo analisada com o modelo. Estes fluxos (ΔFID) oscilam com pequena amplitude em torno de zero, respondendo inversamente com os aumentos e diminuições da descarga fluvial. Os fluxos nos rios (positivos) acompanham as variações das descargas fluviais (principalmente em BJ), e apresentaram valores inferiores a $1,6 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Na figura 6 se observa que os sistemas BJ e TB atuam como sumidouros de NID, enquanto que o sistema RE oscila entre fonte e sumidouro.

Os fluxos estuarinos de NID oscilaram entre -20 e $+10 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante o período observado com o modelo LOICZ. Em Recife (B) e, no Timbó (C), os fluxos oscilam a menores taxas quando comparados com BJ. Estes fluxos (ΔNID) oscilam a taxas maiores que ΔFID , e respondem de maneira inversa com a descarga nos sistemas Barra de Jangadas e Timbó. Em Recife (B), não foram observadas relações diretas entre descarga fluvial e fluxos de NID, excetuando um pico em 2007 durante o período de alta descarga.

Os fluxos de NID nos rios (positivos) também acompanham as descargas fluviais (principalmente em BJ), com valores inferiores a $20 \text{ mmoles m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

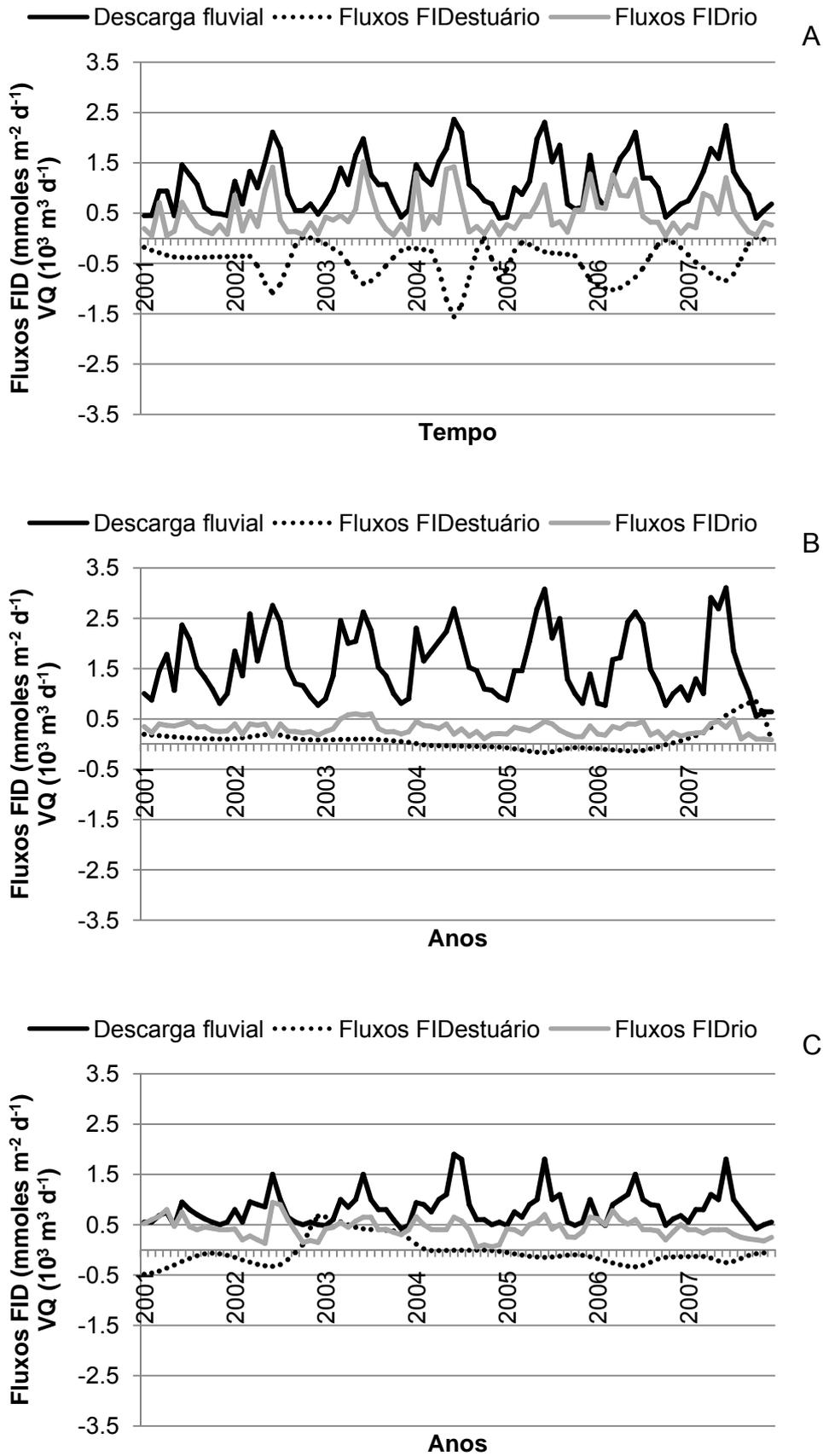


Figura 6. Série temporal 2001-2007 do fluxo de FID para: A: Barra das Jangadas; B: Recife e, C: Timbó. Fluxo estuarino modelado. Fluxo de rio e descarga fluvial calculado.

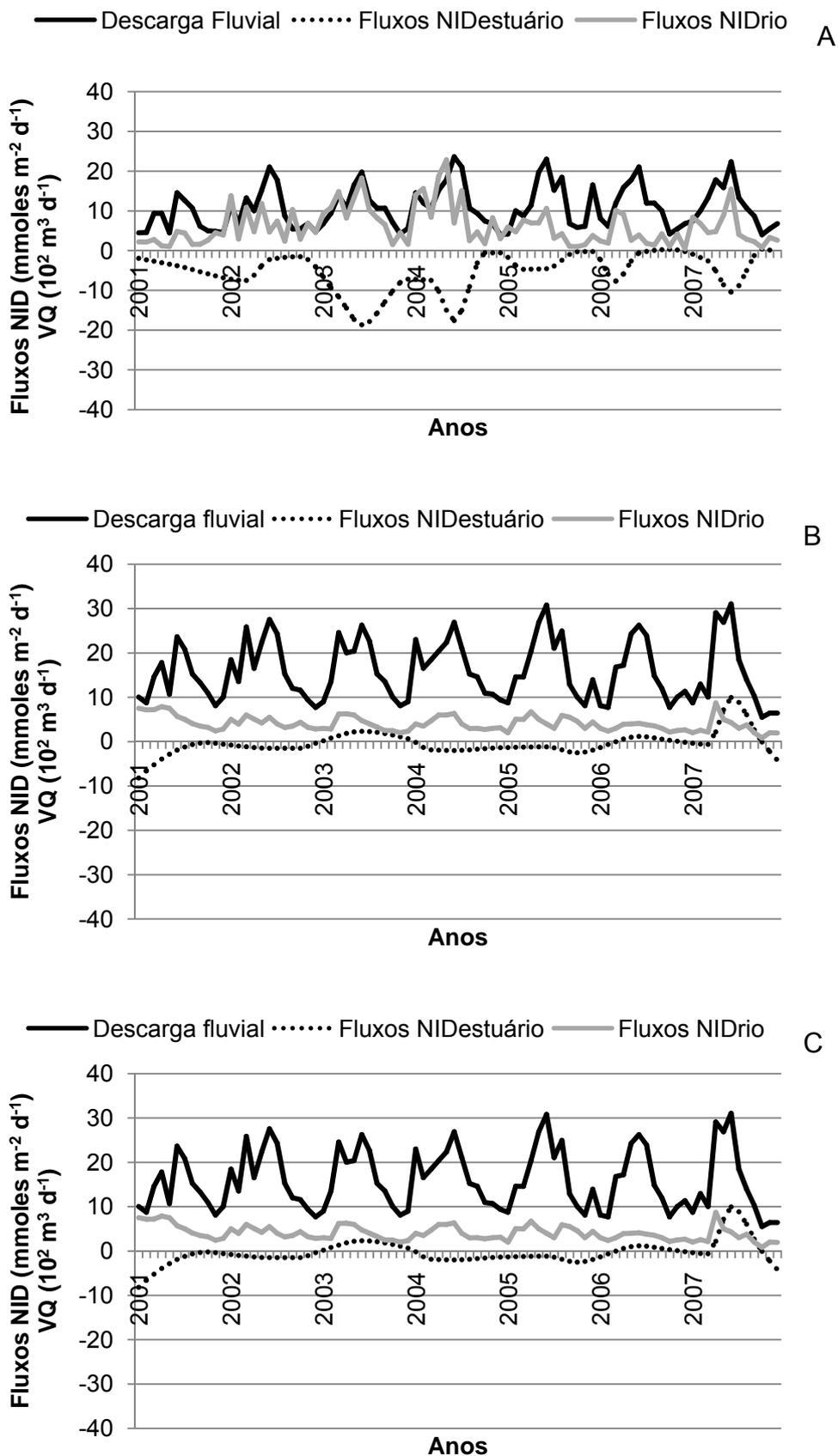


Figura 7. Série temporal 2001-2007 do fluxo de NID para: A: Barra das Jangadas; B: Recife e, C: Timbó. Fluxo estuarino modelado. Fluxo de rio e descarga fluvial calculado.

3.3. Volume de água doce e tempo de residência nos sistemas.

A tabela 1 resume os volumes percentuais de água doce nos sistemas e seus respectivos tempos de residências. Os percentuais entre baixa e alta descarga fluvial mostraram uma variação de 15% entre os períodos, para as 3 regiões estudadas.

Tabela 1. Porcentual de água doce nos sistemas e seus tempos de residências, em períodos de alta e baixa descarga fluvial.

| Região | % água doce no sistema | | Tempo de Residência médio (dias) | |
|--------|------------------------|---------------|----------------------------------|---------------|
| | Baixa descarga | Alta descarga | Baixa descarga | Alta descarga |
| BJ | 34 | 48 | 18 | 8 |
| RE | 32 | 47 | 25 | 15 |
| TB | 23 | 38 | 22 | 15 |

3.4. Relações entre o porcentual de água doce e fluxo não conservativo de FID.

A tabela 2 mostra as relações entre o porcentual de água doce nos sistemas e o fluxo não conservativo de FID, indicando a direção do fluxo quando os sistemas variam na intensidade das descargas, o que pode direcionar o metabolismo do sistema. O sistema do rio Timbó mostrou as maiores correlações entre o Δ FID e o % de água doce, enquanto, BJ e RE mostraram relações variadas entre o período seco e o chuvoso. Valores $R \geq 0,60$ mostraram uma correlação entre os dados das duas variáveis testadas.

Tabela 2. Regressões do fluxo não conservativo estuarino de FID e % da água doce nos sistemas estuarinos em períodos de alta e baixa descarga fluvial (Intervalo de confiança: 95%; N=número de dados).

| ÁREA | Coeficiente de | Coeficiente de | N |
|--|--------------------------------------|-------------------------------------|----|
| | correlação (R). Período estiagem. | correlação (R). Período chuvoso. | |
| Barra das Jangadas | 0,40 | 0,60 | 38 |
| Recife (Capibaribe, Beberibe e Timbó) | 0,72 | 0,50 | 34 |
| Timbó | 0,73 | 0,80 | 30 |

3.5. Estatística dos fluxos e descargas.

Um teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), seguido de um teste de Dunn foi aplicado aos fluxos não conservativos de FID, NID e às descargas fluviais nas três áreas (1. Barra das Jangadas, 2. Recife e, 3. Timbó, tanto no período seco como no chuvoso).

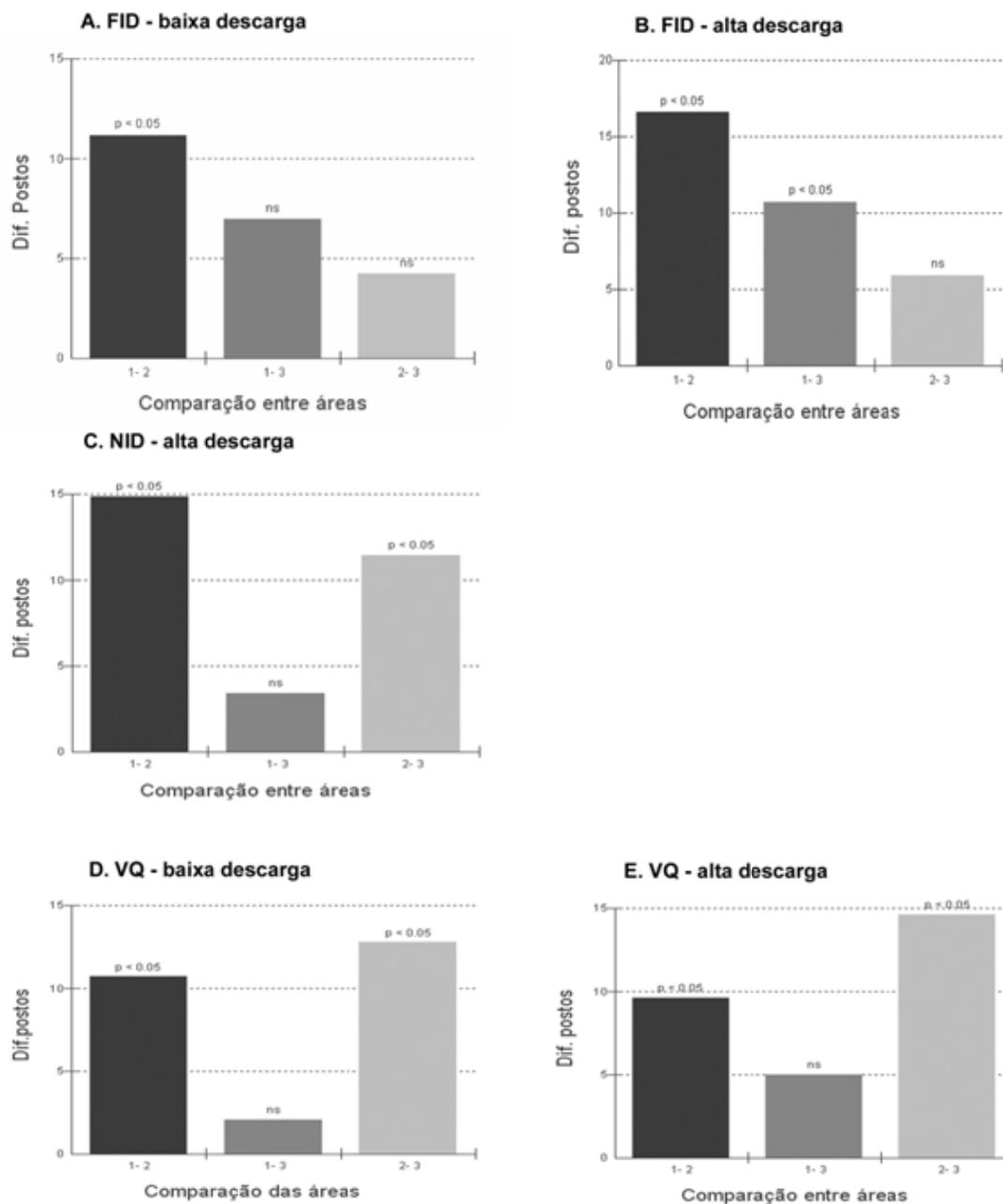


Figura 8. Estatística não paramétrica do FID e NID entre os sistemas Barra das Jangadas, Recife e Timbó em períodos de alta e baixa descarga fluvial.

Os resultados mostraram diferenças significativas nos fluxos de FID entre BJ e RE ($H=8,74$; $p<0,05$) através do teste de Dunn. No período de alta descarga BJ se diferencia significativamente das outras duas áreas ($H=18,9$; $p<0,05$). Os fluxos de NID não mostraram diferenças significativas entre as três áreas no período seco ($H=1,7$; $p<0,05$), enquanto que no período chuvoso RE se diferencia

significativamente das outras áreas ($H=14,75$; $p<0,0006$).

As descargas fluviais (Fig 7D e 7E), mostraram diferenças significativas nos dois períodos. As áreas BJ e TB são significativamente diferentes de RE ($H=12,6$ e $H=12,1$; $p<0,05$, respectivamente).

Tabela 3. Domínio terrestre-oceânico nas áreas observadas, BJ: Barra das Jangadas; RE: Recife; TB: Timbó.

| ÁREA/TIPO | $V_R-V_X (\pm)$ FID | DOMINIO | $V_R-V_X (\pm)$ NID | DOMINIO |
|-----------|---------------------|----------|---------------------|----------|
| DE | (moles d^{-1}) | | (moles d^{-1}) | |
| DESCARGA | | | | |
| BJ/BAIXA | -3260 | RESIDUAL | -16283 | RESIDUAL |
| BJ/ALTA | -8394 | RESIDUAL | -99216 | RESIDUAL |
| RE/BAIXA | 3049 | MISTURA | -32567 | RESIDUAL |
| RE/ALTA | 2451 | MISTURA | 12714 | MISTURA |
| TB/BAIXA | 1103 | MISTURA | -25402 | RESIDUAL |
| TB/ALTA | -1600 | RESIDUAL | -65841 | RESIDUAL |

Os resultados indicam que para Barra das Jangadas, o domínio dos fluxos é através das cargas terrestres, independente do período de descarga.

Nas outras duas áreas (Recife e Timbó) os fluxos têm alternância de domínio, podendo ser terrestre ou através do intercâmbio oceânico.

3.6. Metabolismo dos sistemas.

Levando em consideração que sistemas dominados pelo fitoplâncton possuem relações molares de Redfield 106:16:1 (C:N:P), referido principalmente ao sistema oceânico e, sistemas com influência urbanas possuem relações 40:12:1(C:N:P) (SanDiego-McGlone et al., 2000).

Com estas informações e com os resultados dos domínios terrestre-oceânico estabelecemos o metabolismo dos sistemas (Produção-Respiração) com seus respectivos fluxos na interface água-ar para o CO₂, de acordo com a equação de Gordon et al.,(1996) ($P-R=-\Delta FID \times (C:P)$). Para os fluxos de nitrogênio utilizamos outra equação de Gordon et al., (1996), na qual a fixação de nitrogênio e a desnitrificação são equivalentes a: ($\text{Fixação N} - \text{Desnitrificação} = \Delta NID_{\text{observado}} - \Delta DIP \times (N:P)$), os resultados são mostrados na tabela 4.

Tabela 4. Metabolismo dos sistemas através da estequiometria de Gordon et al, (1996) (valores médios).

| ÁREA/ DESCARGA | INFLUÊNCIA | RELAÇÃO C:N:P | mmoles C m ⁻² d ⁻¹ | mmoles N m ⁻² d ⁻¹ |
|-------------------|------------|------------------|--|--|
| BJ/baixa | TERRESTRE | 40:12:1 | 10 | 1,75 |
| BJ/alta | TERRESTRE | 40:12:1 | 26 | 0,17 |
| RE/baixa | MISTURA | 106:16:1 | -12,7 | -3,17 |
| RE/alta | MISTURA | 106:16:1 | -9,54 | -0,95 |
| TB/baixa | MISTURA | 106:16:1 | -8,5 | -3,09 |
| TB/alta | TERRESTRE | 40:12:1 | 4,4 | -2,94 |

Os resultados indicam que os sistemas variam entre autotrofia e heterotrofia, indicando ser tanto produtores como consumidores de matéria orgânica.

O sistema estuarino do Recife parece ser uma fonte de CO₂ para a atmosfera ao longo do ano, enquanto que o sistema de Barra de Jangadas um sumidouro de CO₂. O sistema de Recife parece ser um sistema autodepurador de matéria orgânica e um exportador de nutrientes. No ciclo do nitrogênio, os sistemas RE e TB parecem ser fonte de nitrogênio através da desnitrificação durante o ano, com altas taxas durante o período de baixa descarga, enquanto, o sistema BJ mostra fixação de nitrogênio, porém, a baixas taxas em períodos de alta e baixa descarga.

3.7. Estado trófico no sistema Recife.

As concentrações dos nutrientes NID e FID, associada à Clorofila-a e à saturação do oxigênio dissolvido indicam o estado da qualidade da água da área do Recife. A tabela 5 mostra os resultados para os meses de alta e baixa descarga durante 2007.

Tabela 5. Valores do Índice de estado trófico TRIX em Recife (Capibaribe, Beberibe e Timbó) no ano 2007.

| Mês | Valor (Índice) | Estado Trófico |
|----------|-------------------|-------------------|
| Março | 8,6 | Alto |
| Junho | 9,0 | Alto |
| Outubro | 9,0 | Alto |
| Dezembro | 8,4 | Alto |

A região estudada apresenta um estado eutrófico, indicando ser uma água altamente produtiva e, de uma baixa qualidade ambiental ao longo do ano 2007.

4. DISCUSSÃO

Os fluxos não conservativos (NID e FID) foram analisados através de duas perspectivas temporais, tentando obter respostas sobre a direção destes fluxos na interface terra-oceano e água-ar.

A influência antrópica é evidente e se faz sentir ao observar as altas concentrações advindas das bacias hidrográficas de cada sistema estuarino. Como relatado por Noriega & Araujo (2009), as cargas das bacias hidrográficas do estado de Pernambuco se caracterizam por apresentar forte influência antrópica evidenciado pelas altas taxas de nitrogênio e fósforo de esgotos e escoamento urbano. As maiores concentrações de FID e NID correspondem aos sistemas de Barra das Jangadas e Timbó, porém, as maiores descargas fluviais no sistema Recife, com

suas três bacias hidrográficas (Capibaribe, Beberibe e Tejipló) faz com que este sistema possua as maiores cargas para o sistema estuarino.

Os fluxos negativos obtidos nos períodos de baixa e alta descarga evidenciaram o sistema estuarino de Barra das Jangadas como sendo sumidouro de NID e FID através do ano, caracterizando um sistema que seqüestra a diferença entre importação e exportação atuando como armazenador, onde as entradas no sistema são maiores que as saídas.

Os fluxos no sistema do Recife mostram variações através da serie temporal observada. O sistema passa de fonte a sumidouro de nutrientes, com leves tendências de fonte de FID e sumidouro de NID. O FID exportado através da interface terra-oceano contribui com a fertilização da zona costeira adjacente, enquanto que o armazenado no sistema pode-se adsorver ao material particulado, sedimentar ou ser assimilado pela comunidade fitoplanctônica, contribuindo com a heterotrofia da coluna de água, como mostrado nas regressões lineares acima descritas. O sistema Timbó varia levemente entre retenção e liberação do FID, mas atua como sumidouro de NID nos períodos observados, contribuindo para os processos internos do sistema estuarino.

Os balanços de água mostraram que os sistemas se diferenciam em um porcentual de 15% entre os períodos de baixa e alta descarga e os tempos de residência variam entre 18-25 dias para os períodos de baixa descarga e 8-15 dias em períodos de alta descarga fluvial. Segundo Swaney (2003), pequenos sistemas (<100km²) geralmente possuem tempos de residência que variam entre 1-100 dias, dependendo das características residuais, de mistura e morfologia do sistema. Esse tempo de residência associado aos fluxos não conservativos de NID e FID são as principais causas dos processos de exportação ou importação de elementos para com a zona costeira adjacente.

Como mostrado na tabela 2, os sistemas tendem a funcionar como sumidouro quando o porcentual de água doce aumenta, sendo mais evidente no sistema do rio Timbó. Os processos de mineralização e bentônicos tendem a prevalecer quando o volume de água doce é maior e, por conseqüência o tempo de residência.

A estatística não paramétrica de Kruskal-Wallis evidenciou as diferenças significativas entre as descargas fluviais do Recife com as de Barra das Jangadas e rio Timbó, mostrando a força do tamanho da principal bacia hidrográfica do estado. A análise estatística do FID evidenciou a forte influencia deste elemento no estuário

de Barra das Jangadas e Timbó, como indicado anteriormente, estes sistemas possuem as maiores cargas de FID durante a série temporal estudada, diferenciando-se do sistema Recife, condição característica de sistemas mineralizadores de matéria orgânica. O NID não mostra diferenças significativas entre os sistemas em períodos de baixa descarga, considerando-se homogêneo entre as três áreas. Em períodos de alta descarga o NID do sistema do Recife se diferencia significativamente das outras áreas, tendo concentrações menores que Barra das Jangadas e rio Timbó.

O balanço entre o volume residual e de mistura dos fluxos dos elementos analisados mostraram a influência continental nestes sistemas de características morfológicas similares (Fig.1), enquanto que o sistema do Recife com características geomorfológicas diferentes, de complexa área estuarina, mostrou um domínio de mistura maior que o residual. A importância deste balanço está associada com a tendência no controle sobre a autotrofia e heterotrofia do sistema (Swaney, 2003). Um ΔY negativo indicaria uma influência continental e por consequência uma autotrofia, atribuindo ser um sistema onde a produção é maior que a respiração, consumidor de nutrientes, e por consequência sumidouro de CO_2 atmosférico, por outro lado, um ΔY positivo, indicaria uma influência do gradiente de mistura e, por consequência uma heterotrofia, onde a respiração é maior que a produção, exportador de nutrientes e, fonte de CO_2 atmosférico. Este metabolismo ficou evidente ao usar a equação de Gordon et al., (1996), mostrando o sistema do Recife heterotrófico para o CO_2 , sendo fonte deste elemento para a atmosfera. As taxas são maiores em períodos de baixa descarga, permitindo que os processos bentônicos como a mineralização atuem a velocidades maiores.

Outros sistemas no Brasil reportam resultados diversos, como o realizado na baía de Paranaguá por Marone et al., (2005) onde o sistema passa de uma autotrofia para heterotrofia através do ano, e no estuário do rio Piauí (Souza, 2009), onde os resultados indicam heterotrofia em um sistema influenciado por características urbanas e de manguezal. As taxas reportadas por estes autores variam entre $1,0 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ em Paranaguá, para $19 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ no sistema de Piauí. As taxas aqui reportadas representam menos dos 10% da produtividade primária ($128 \text{ mmoles. C. m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), o que é considerado limite superior de confiança para este tipo de modelo (Swaney, 2003).

O estado trófico do sistema Recife, mostrou um sistema eutrófico sob os dois tipos

de descarga, indicando uma baixa qualidade ambiental, mas altamente produtiva, com excesso de nutrientes associado a altas concentrações de Clorofila-*a* principalmente durante os meses de verão. Barra das Jangadas e Timbó, provavelmente não estão distantes destes resultados se, consideramos os trabalhos realizados por Branco (2007), em Barra das Jangadas e, Grego (2004) no rio Timbó. Este trabalho representou um esforço para ajudar a estabelecer as taxas exatas de autotrofia e heterotrofia, dos sistemas estuarinos urbanos na Região Metropolitana do Recife.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AAR (Atlas Ambiental do Recife). 2000. Mapa hidrográfico. Recife: Prefeitura do Recife, 150 p.
- Araújo M, Ribeiro, CH., 2002. Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. *Hydrobiologia*, 475/476, 229–237.
- Braga E, Bonetti CVD, Burone L, Bonetti-Filho J., 2000. Eutrophication and Bacterial Pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.40, n.2, pp.165-173.
- Branco, E. S., 2007. Influencia das variáveis na estrutura da comunidade fitoplanctonica do sistema estuarino de Barra das Jangadas (PE – Brasil). Ph. D. Thesis, Oceanography. Univ. Federal de Pernambuco, Brazil, 210 pp. (In Portuguese, with English Abstr.).
- CPRH – Agencia Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco 2001-2007, 2007. WWW Page, <http://www.cprh.pe.gov.br>.
- De Boor C., 1978. A practical guide to splines. Berlin, Springer-Verlag, 400 p.
- Gordon, D. C. Jr., Boudreau, P. R., Mann, K. H., Ong, J. E., Silvert, W. L., Smith, S. V., Wattayakorn, G., Wulff, F. & Yanagi, T. (1996). LOICZ biogeochemical modelling guidelines (96 pp.). LOICZ Reports & Studies no. 5. Texel: The Netherlands.
- Grego, C., 2004. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica correlacionada com a hidrologia do estuário do rio Timbó (PE – Brasil). Dissertação. Univ. Federal de Pernambuco, Brazil, 117 pp. (In Portuguese, with English Abstr.).
- GRASSHOFF, K.; EHRARDT, M.; KREMELING, K. *Methods of sea water analysis*. 2 Ed. New York: Verlag Chemie, 1983. 317 p.
- Howarth RW, Billen G, Swaney D, Townsend A, Jaworski N, Lajtha K, Downing A, Elmgreen R, Caraco N, Jordan T, Berendse F, Freney J, Kudeyarov V, Murdoch P, Zhao-liang Z. 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35, 181-226.
- Marone E, Machado EC, Lopes RM, Texeira, E., 2005. LAND-OCEAN FLUXES IN THE PARANAGUÁ BAY ESTUARINE SYSTEM, SOUTHERN BRAZIL. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3/4), 169-181.
- Miranda LB, Castro BM, Kjerfve B., 2002. *Princípios de Oceanografia Física de estuários*. São Paulo, S.P. Editora da Universidade de São Paulo. 424 p.
- Nixon SW. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41, 199-219.
- Noriega CED, Araújo MC., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 56, 871-875.
- San Diego-Mc Glone, M. L., Smith, S. V. & Nicolas, V. F., 2000. Stoichiometric interpretations of C:N:P ratios in organic waste materials. *Marine Pollution Bulletin* 40, 4: 325-330.

- SECTMA, 1999. Plano estadual de recursos hídricos, PERH-PE. Documento síntese, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Recife, Brasil. 205 pp. (In Portuguese).
- Souza FLM, Gomes, VR, Freitas, SS, Andrade, RB, Knoppers, B., 2009. Net Ecosystem Metabolism and Nonconservative Fluxes of Organic Matter in a Tropical Mangrove Estuary, Piauí River (NE of Brazil). *Estuaries and Coasts* 32, 111-122.
- STRICKLAND, J. D. H. e PARSONS, T. R. A Practical handbook of seawater analysis. 2 ed. Bulletin Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, v. 167, 1972, p. 207-211.
- Swaney, D. P., Smith, S. V., 2003. Guidelines for constructing nutrient budgets of coastal systems. In: Crossland, C. J., Kremer, H. H., Lindeboom, H. J., Marshall-Crossland, J. I. & Le Tissier, M. D. A. (Eds.), *Coastal fluxes in the anthropocene*. Springer, Berlin, pp. 110-111.
- UNESCO. Internacional Oceanographic Table. Wormly. v.2, 1981. 141p.
- Vollenweider RA, Giovanardi F, Montanardi G, Rinaldi A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.
- Wollast R. 1993. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone. In: *Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change* (R. Wollast, F. T. Mackenzie & L. Chou, eds.). Springer- Verlag Berlin Heidelberg. NATO ASI Series I (4),401-445.

CAPITULO 6

CONCLUSÃO.

1. Identificaram-se altas cargas de N e P advindas das bacias de drenagem, fato que foi demonstrado ao comparar as bacias do estado com outras do Nordeste brasileiro.
2. Essas cargas (Nitrogênio e Fósforo) se focalizam principalmente nos aportes tipicamente de origem urbano como esgotos domésticos e escoamento urbano. Outras atividades como a cana de açúcar também contribuem com os altos níveis de nutrientes que chegam aos sistemas estuarinos.
3. Nos estuários, a dinâmica de nutrientes obedece principalmente a uma variabilidade temporal e espacial do tipo nictemeral, astronômica e sazonal de altas e baixas descargas fluviais.
4. Os trabalhos desenvolvidos mostraram que a oscilação da maré entre os estágios de baixa e preamar mudam as condições tróficas dos sistemas, porém, o aumento das cargas de matéria orgânica de origem antrópica revela uma permanência do estado eutrófico. Barra das Jangadas e Timbó parecem ser dominados pelos fluxos de rio, onde a maioria da carga é exportada para a zona costeira adjacente. Porém, os longos tempos de residência (semanas, quinzenas), produzem transformações internas que podem estar mudando as cargas inorgânicas destes nutrientes em matéria orgânica tornando-se autótrofos.
5. No sistema do Recife parece ocorrer o contrario, os longos tempos de residência parecem mudar essa matéria orgânica para uma heterotrofia, característica de sistemas onde prevalece a mineralização.
6. As variações dos fluxos não conservativos entre os períodos de baixa e alta descarga fluvial entre as áreas parecem estar relacionadas com o fluxo residual associado às altas concentrações de nutrientes inorgânicos nas bacias de drenagem.
7. O sistema Recife possui uma diferencia significativa nas dimensões da descarga fluvial, com os outros sistemas estudados. Porém, as concentrações de nutrientes do Capibaribe ainda influenciam sobre a média ponderada com

os sistemas Beberibe e Tejipló que estão em níveis críticos de suporte em relação às concentrações desses elementos nutrientes.

8. A utilização do índice de estado trófico revelou resultados preliminares indicando que, o estado eutrófico é permanente durante o período estudado no sistema Recife ao longo do ano demonstrando que os níveis de clorofila-*a* e nutrientes inorgânicos estão acima dos normais para regiões estuarinas não poluídas.

Em combinação com estudos pretéritos, estes resultados sugerem alguns caminhos de investigação futura como, por exemplo:

- a. Qual é a contribuição porcentual de cada um desses subsistemas (Capibaribe, Beberibe e Tejipló) no sistema do Recife.
- b. Quais são as taxas na interface terra-oceano e água-ar de Carbono Inorgânico Dissolvido na zona costeira adjacente.
- c. Qual é a capacidade de suporte do sistema do Recife.
- d. Qual é a tendência através de uma serie temporal de longo prazo para estes sistemas em relação ao metabolismo e dimensão dos aportes antrópicos.

Este trabalho pretendeu contribuir para um maior conhecimento da variabilidade espacial e sazonal da estrutura hidrológica dos estuários tropicais da região nordeste do Brasil. A dinâmica estuarina é complexa e requer de grandes esforços logísticos para obter resultados confiáveis. Porém, a utilização de ferramentas de modelagem ambiental, contribui de maneira significativa para o conhecimento de diversos processos que ocorrem na interface terra-água e água-ar, e podem ajudar em trabalhos futuros ao conhecimento destas áreas de grande interesse social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A.A.R. – ATLAS AMBIENTAL DO RECIFE., 2000. Mapa hidrográfico. Recife: Prefeitura do Recife, 150 p.

ALEXANDER, R.B.; JOHNES, P.J.; BOYER, E.W. and SMITH, R.A., 2002. A comparison of models for estimating the riverine transport of nitrogen from large watersheds. *Biogeochemistry*, 57/58:295–339.

ALHEIROS, M.M.; FERREIRA, M.G. & FILHO, M.F., 1995. Mapa geológico do Recife, E-1:25000, Recife, 3ª DL/MEx-SEPLAN.

A.N.A. AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 14 dez. 2009.

A.P.H.A. - AMERICAN PUBLIC HEATH ASSOCIATION., 1985. Standard methods for the examination of wastewater. 16 ed. New york, 1268 p.

ARAÚJO, M. & RIBEIRO, C.H., 2002. Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. *Hydrobiologia*, 475/476, 229–237.

ARAUJO, M; MEDEIROS, C. & RIBEIRO, C., 1999. Energy balance and time-scales of mixing and stratification in the Jaboatão estuary, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia* 47, 2, 145-154.

BOYER, E.W.; GOODALE, C.I.; JAWORSKI, N.A. and HOWARTH R.W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, 57/58: 137–169.

BRANCO, E.S., 2007. Influencia das variáveis na estrutura da comunidade fitoplanctonica do sistema estuarino de Barra das Jangadas (PE – Brasil). Teses de Doutorado – Departamento de Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco, 210.

CARNEIRO, O. & COELHO, P.A., 1960. Estudo ecológico da Barra das Jangadas. Nota Prévia. Trabalhos. Inst. Oceanogr. Univ. Federal de Pernambuco. Recife, 2, 1, 237-248.

CPRH – AGENCIA PERNAMBUCANA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS., 2007. Planilhas de Controle industrial do Estado, UCOM/CPRH.

CPRH – Agencia Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco 2001-2007, Disponível em, <http://www.cprh.pe.gov.br>. Acesso em: 10 set. 2009.

DAY, J.R.; HALL, C.A.; KEMP, W.M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., 1989. Estuarine ecology. New York: John Wiley & Sons, 558p.

EKAU, W. & KNOPPERS, B., 2003. A review and re-definition of the Large Marine Ecosystems of Brasil. In: Hempel, G. & Sherman, K. (Eds.). Large Marine Ecosystems of the World, Elsevier, Berlin, vol. 12, 15:355-372

FEITOSA, F.; NASCIMENTO, F.C.R. & COSTA, K.M.P., 1999. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplantônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife-Pernambuco). Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 27, 2, 1-13.

GRASSHOFF, K.; EHRARDT, M.; KREMELING, K., 1983. Methods of sea water analysis. 2 Ed. New York: Verlag Chemie, 317 p.

GORDON, D. C. Jr.; BOUDREAU, P. R.; MANN, K. H.; ONG, J. E.; SILVERT, W. L.; SMITH, S. V.; WATTAYAKORN, G.; WULFF, F. & YANAGI, T., 1996. LOICZ biogeochemical modelling guidelines (96 pp.). LOICZ Reports & Studies no. 5. Texel: The Netherlands.

GREGO, C., 2004. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica correlacionada com a hidrologia do estuário do rio Timbó (PE – Brasil). Dissertação de Mestrado. Univ. Federal de Pernambuco, Brazil, 117 p.

HOWARTH, R.W.; GALLOWAY, J.N.; MICHAELS, A.F.; NIXON, S.W.; PROSPERO, J.M. and DENTENER, F.J., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75–139.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. *Mudança do clima 2007: a Base das Ciências Físicas*. 10ª sessão do Grupo de Trabalho I do IPCC, Paris, 25p.

KNOPPERS, B.; SOUZA, W.F.L.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A.G.; SOARES-GOMES, A., 2009. A interface terra-mar do Brasil. In: Crespo, R.P. & Soares-Gomes, A. (Eds.), *Biologia Marinha*, Ed. Interciência, Rio de Janeiro, Cap. 22, p:529-553.

MIRANDA L.B.; CASTRO B.M. & KJERFVE, B., 2002. *Princípios de Oceanografia Física de estuários*. São Paulo, S.P. Editora da Universidade de São Paulo. 424 p.

NORIEGA, C.D.; MUNIZ, K.; ARAUJO, M. C.; TRAVASSOS, R. K. & NEUMANN-LEITAO, S., 2005. Fluxos de nutrientes inorgânicos dissolvidos em um estuário tropical – Barra das Jangadas – PE, Brasil, *Tropical Oceanography* 33, 2, 129-139.

NORIEGA C.D. & ARAÚJO M.C., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 56, 871-875.

NORIEGA, C.D.; MUNIZ, K.; FLORES MONTES, M.; MACEDO, S.; ARAÚJO, M.; FEITOSA, F.; LACERDA, S., 2009. Series temporales de variables hidrobiológicas en un estuario tropical (Brasil). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44, 1, 93-108.

SMITH, S.V.; SWANEY, D.P.; TALAUE-MCMANUS, L.; BARTLEY, J.D.; SANDHEI, P.T.; MCLAUGHLIN, C.J.; DUPRA, V.C.; CROSSLAND, C.J.; BUDDEMEIER, R.W.; MAXWELL, B.A. and WULFF, F., 2003. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience* 53: 235-245.

SMITH, S.V.; SWANEY, D.P.; BUDDEMEIER, R.W.; SCARSBROOK, M.R.; WEATHERHEAD, M.A.; HUMBORG, C.; ERIKSSON, H. and HANNERZ, F., 2005. River nutrient loads and catchment size. *Biogeochemistry* 75: 83-107.

STRICKLAND, J. D. H. e PARSONS, T. R., 1972. A Practical handbook of seawater analysis. 2 ed. Bulletin Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, v. 167, p. 207-211.

UNESCO. Internacional Oceanographic Table. Wormly. v.2, 1981. 141p.