

EVOLUÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE ÁGUAS DO ESTUÁRIO DO RIO TIMBÓ, PERNAMBUCO: UM CASO DE REAVALIAÇÃO AMBIENTAL (1984 e 2003)

Juciene Andrade de Figueiredo¹
jucieneaf@yahoo.com.br
Eldemar de Albuquerque Menor²
Carlos Esteban Delgado Noriega³
Elisângela de Sousa Branco³

¹ Pós-graduação em Geociências, CTG-UFPE

² Departamento de Geologia, CTG-UFPE

³ Departamento de Oceanografia, CTG-UFPE

RESUMO

Este trabalho apresenta uma análise comparativa entre parâmetros abióticos e bióticos a partir de águas estuarinas atuais (2003) e antigas (1984), de superfície e de fundo, do rio Timbó, litoral norte do Estado de Pernambuco, Brasil. Os dados são oriundos de amostragem realizada ao longo de um eixo longitudinal à calha do rio, nas mesmas estações de amostragem, em maré de sizígia, e principalmente durante baixa-mar. Os resultados assinalam melhores taxas de saturação de oxigênio dissolvido no passado (valor mínimo: 72,14%), enquanto o menor valor registrado nos tempos atuais (35%) já é indicativo de condições de semi-poluição. Com efeito, o padrão atual de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), entre 0,03 a 3,17 mg.L⁻¹, indica que o influxo de poluentes orgânicos no sistema estuarino ainda é suportável. Entretanto, o padrão atual de biomassa fitoplancônica (4,37 a 88,58 mg.m⁻³) assinala condições eutróficas nos estágios de baixa-mar, principalmente nas estações mais internas, acompanhado por aumentos nas concentrações de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio. Dessa maneira, os aportes fluviais atuais enriquecem em nutrientes o estuário, porém vêm favorecendo uma aceleração nos processos de eutrofização.

A Análise de Componentes Principais (ACP) revela uma correlação inversa (na PC1) entre os parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido, taxa de saturação, pH e salinidade, em relação a silicato, fosfato, biomassa fitoplancônica e os nutrientes nitrogenados. Os resultados confirmam que estágios preliminares de eutrofização já podem ser reconhecidos nas áreas distais desse estuário.

De uma forma geral, demonstra-se que os processos oxidativos da matéria orgânica são mais intensos na atualidade do que no passado, possivelmente em razão do crescimento de influxos de efluentes domésticos e agrícolas no sistema estuarino. Indícios de eutrofização podem ser confirmados nas áreas mais distais do estuário do rio Timbó, considerado “não poluído” nos anos 80. Porém, afortunadamente, ainda não ocorre uma seletividade de espécies na biota porque há disponibilidade de oxigênio dissolvido para a manutenção dos organismos, principalmente durante a preamar, nas áreas proximais da foz do rio Timbó.

Palavras chave: Reavaliação ambiental, Eutrofização, nutrientes, estuário, rio Timbó.

ABSTRACT

This work shows a comparative analysis including biotic and abiotic parameters, from actual (October, 2003) and ancient (October, 1984) estuarine waters of the Timbó river, north coast of the Pernambuco State, Northeastern Brazil. Data were performed from sampling made in 04 stations distributed along the fluxial axis, at surface and bottom waters, in diurnal low tides, and in a spring tide. Analytical results point out better dissolved oxygen saturation rates (minimum value: 72.14%) in the past, whereas the minimum recent value (35%) can be interpreted as a semi-polluted condition. Effectively, the actual BOD pattern (0.03 to 3.17mg.L⁻¹) indicates that the estuarine area receives a supportable load of organic pollution yet. However, its phytoplankton biomass (4,37 to 88,58 mg.m⁻³) characterizes an eutrophic environment during low tide, mainly in the inner stations, with agreement with higher recent nutrients levels, mainly phosphorus and nitrogen.

The Principal Component Analysis (PCA) shows an inverse correlation in PC1 between the group formed by the temperature, dissolved oxygen, saturation rates, pH and salinity, and the group formed by the silicate, phosphate and nitrogen nutrients and phytoplankton biomass, indicating that the river flux enriches this estuary, favoring the eutrophication process. The results confirm that preliminary eutrophic stages can be recognized at the present time at the inner estuary areas.

In a general way, it is demonstrated that the organic matter oxidative process are more intensive today than in 80's (when the estuary was considered no-polluted) apparently because the increase of domestic and agricultural influxes in the estuarine environment. Fortunately, there is no species selectivity yet since there is dissolved oxygen availability to maintain the original biota, mainly during high tide, at the mouth vicinity principally.

Keywords: Environmental reevaluation, eutrophication , nutrients, estuary, Timbó River.

INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas caracterizados pela produção de elevadas quantidades de matéria orgânica (MO), fato que favorece uma alta produção fitoplanctônica e também a ocorrência de consideráveis concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, formados durante a decomposição biogênica (Macêdo *et al.* 1980). Uma vez decomposta, a MO disponibiliza energia na forma de nutrientes, possibilitando o estabelecimento de uma grande variedade de espécies animais e vegetais, configurando-se uma extensa e complexa cadeia alimentar (Snoeijs *et al.* 2000). Nas últimas décadas, estuários localizados em áreas urbanizadas vêm sofrendo indistintamente impactos antrópicos de natureza física, química e biológica, provocando grandes alterações nos corpos d'água e nos organismos que deles dependem. Além dos efeitos da poluição por lixo e esgoto doméstico, oriundos de áreas urbanas, a bacia do rio Timbó, litoral norte do Estado de Pernambuco, também sofre a devastação de sua cobertura vegetal, causando danos à fauna fluvial e estuarina.

O desequilíbrio da estabilidade dos sistemas fluviais resulta em graves problemas ambientais, como a erosão de suas margens, com conseqüente incremento de assoreamento de manguezais. Nesses ambientes assim afetados, e face à diminuição de nutrientes, ocorre redução da produção pesqueira, resultando finalmente em prejuízos ao ecossistema e declínio do ecoturismo. Para recuperação de um manguezal desmatado são necessários de 20 a 40 anos, conforme as condições do ambiente (Schaeffer-Novelli *et al.* 2002). A preservação desses ecossistemas é de vital importância, por

servirem como local de alimentação, habitat, refúgio e reprodução de diversas espécies de importância econômica e ecológica. Além disso, tais ambientes são considerados como grandes produtores de alimento para o Homem, a partir dos quais a população ribeirinha retira seu sustento (Losada *et al.* 2003).

O rio Timbó, cuja bacia cobre 9.296,41ha ou 6,8% da superfície do litoral Norte desse Estado (Figura 1), abriga expressiva vegetação de mangue, e possui um estuário considerado “dos mais férteis da região”, com altos índices de produtividade primária (CPRH 2003). O ecossistema é marcado por duas paisagens distintas. Na primeira, à montante, as margens são dominadas por vegetação de mangue e subordinadamente por coqueirais, incluindo indústrias e seus respectivos descartes de efluentes. Na segunda, já próxima à foz, a paisagem torna-se mais urbanizada, com a presença de casas, hotéis, marinas e *piers*, e lançamentos de esgotos.

O estuário do rio Timbó, que ocupa uma área de aproximadamente 1.397 ha, foi considerado como não poluído por Costa & Macêdo (1989), com base em investigações conduzidas no período 1984-1985. Contudo, nos tempos mais contemporâneos constata-se um crescente assédio antrópico, através do influxo de efluentes domésticos e industriais, e o crescimento da urbanização em suas margens.

Este trabalho compara as condições físico-químicas de águas estuarinas do rio Timbó, em dois períodos de sua história recente (1984/5 e 2003), estabelecendo uma reavaliação das condições ambientais nessas épocas. Considerando-se o avanço dos processos antrópicos de poluição, o estudo coloca em evidência se houve evolução das condições de eutrofização nesse ambiente aquático.

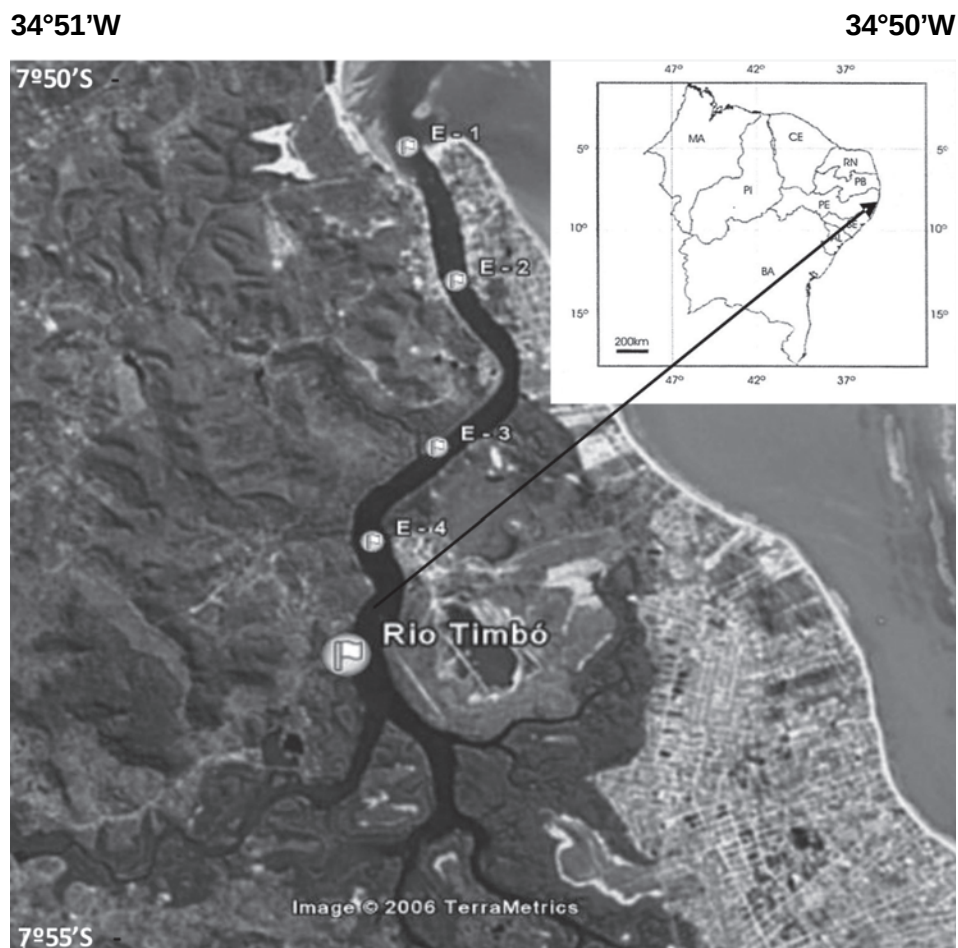


Figura 1. Mapa da área estudada mostrando as estações de amostragem (E-1 a E-4).

MATERIAL E MÉTODOS

Foram coletadas amostras de água para análise dos principais parâmetros físico-químicos em outubro de 2003, durante estofas de baixa-mar e preamar, em 2 níveis de profundidade (superfície e fundo), em condições de sizígia. Foram consideradas quatro estações fixas de amostragem (Figura 1): - estação E-1: localizada na boca da barra do rio Timbó

(7°50'31,54"S e 34°50'20"W); - estação E-2: a montante da E-1 (7°51'46,1"S e 34°50'26,9"W); - estação E-3: a montante de E-2, no mesmo rio (7°52'23,65"S e 34°51'16,8"W); - estação E-4: ponto mais distal da embocadura (7°53'3,8"S e 34°51'31"W). Esses pontos de amostragem situam-se nos mesmos locais estudados por Costa & Macêdo (1989) 19 anos antes (1984), no mesmo mês do ano (outubro) e

condições similares de maré (baixa-mar), mantendo-se os mesmos procedimentos de coleta e de análise.

Para a amostragem foi utilizada garrafa oceanográfica tipo Kitahara, com a qual foram coletadas sub-amostras de água. As amostras de superfície foram coletadas entre 30-40cm abaixo do espelho d'água, e as de profundidade a 50cm do assoalho estuarino. Em laboratório, foram realizadas as seguintes determinações físico-químicas:

- Transparência da Água: determinada através de um disco de Secchi.

- Oxigênio Dissolvido: determinado através do método de Winkler, descrito por Strickland & Parsons (1972).

- Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido: calculado correlacionando-se os dados da salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido através da *International Oceanography Tables* (UNESCO 1973).

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): medida através do método descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (A.P.H.A. 1985), utilizando-se uma incubadora de marca Nova Técnica modelo NT-705, sob temperatura em torno de 20°C, durante cinco dias (DBO5).

- Sais Nutrientes Inorgânicos: amônia, nitrito, nitrato e fosfato analisados por espectrofotometria, de acordo com a metodologia de Strickland & Parsons (1972); assim como silicato, este último pelo método de Grasshoff *et al.* (1983).

- Clorofila a: medida pelo método espectrofotométrico de Parsons & Strickland (1963).

- Salinidade: medida com a utilização de refratômetro Atago, modelo S/Mill-E, com escala de 0 a 1000 ‰ e intervalos de 1 ‰.

- Potencial Hidrogeniônico (pH): determinado através da utilização de um pH-metro Hanna Instruments, modelo 8417.

- Temperatura da Água: medida com um termômetro de mercúrio.

Os dados de salinidade, pH e temperatura das águas, assim como de material em suspensão (MS), dependentes de condições não comparáveis em relação à coleta de amostras realizada em dois diferentes períodos de tempo (1984/5 e 2003), tais como: horários das coletas (nível de insolação), estágios das marés, etc., foram objeto apenas de tratamento estatístico, envolvendo exclusivamente dados da amostragem de 2003.

O tratamento estatístico foi realizado através da Análise dos Componentes Principais – ACP (Massart *et al.* 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No sentido de comparar a situação ambiental do sistema aquoso no estuário do rio Timbó em 2003, em relação às condições constatadas em 1984, foram considerados prioritariamente os dados relativos às condições de baixa-mar, disponíveis em ambos os períodos de tempo, de tal forma a ressaltar a evolução de tais condições de influxo continental nesse intervalo de tempo de 18 anos. Da mesma forma, foram colocados em evidência aqueles parâmetros de relevância para essa avaliação ambiental, ainda que ocasionalmente não tenham sido correlacionados obrigatoriamente todos os parâmetros referentes aos dois períodos de tempo considerados.

Transparência das águas

A transparência das águas varia em função da drenagem terrestre e dos processos de ressuspensão, sendo fator limitante para a penetração da luz na coluna d'água e, conseqüentemente, constitui um fator limitante da produtividade do fitoplâncton. Nos meses de maior precipitação pluviométrica, quando a taxa

de insolação diminui, o desenvolvimento da biomassa algal se reduz.

Com exceção do ponto E-1, onde trabalhos de dragagem tinham ocorrido recentemente, os valores atuais (2003) de transparência das águas (Figura 2, Tabela 1) mostraram-se decrescentes de jusante para montante do rio (de E-2 a E-4). Resultados de mesma ordem de grandeza, também gradativos, e no sentido da foz para o interior do estuário, foram encontrados por Branco (2001) no sistema estuarino de Barra das Jangadas.

Ainda que também concordantes na sua diminuição para montante, os resultados de 1984 apontam condições gerais de transparência algo menos favoráveis que nos

tempos atuais. Contudo, esses dados podem estar influenciados por diferença de intensidade de radiação solar na ocasião da amostragem, nos dois períodos de tempo considerados. De toda forma, não deixa de chamar a atenção que, no passado, as condições de transparência eram semelhantes entre as estações E-1 e E-2, ou seja, no setor mais vicinal à embocadura do rio Timbó.

Os resultados atuais também colocam em evidência que trabalhos de escavação em calha de rios, particularmente nas proximidades de embocadura, onde ocorrem fluxo e refluxo de marés, afetam notoriamente a penetração da luz em razão do incremento de ressuspensão, ainda algumas semanas após o término desse tipo de intervenção.

Tabela 1. Valores da transparência da água no estuário do rio Timbó, em estágio de baixa-mar. Comparação entre os dados recentes (2003) e os de 1984 (Costa & Macedo, 1989).

Parâmetro	Estação				Ano
	E-1	E-2	E-3	E-4	
Transparência da água (m)	1,15	1,60	1,40	1,20	1984
	1,50	1,50	1,00	0,75	2003

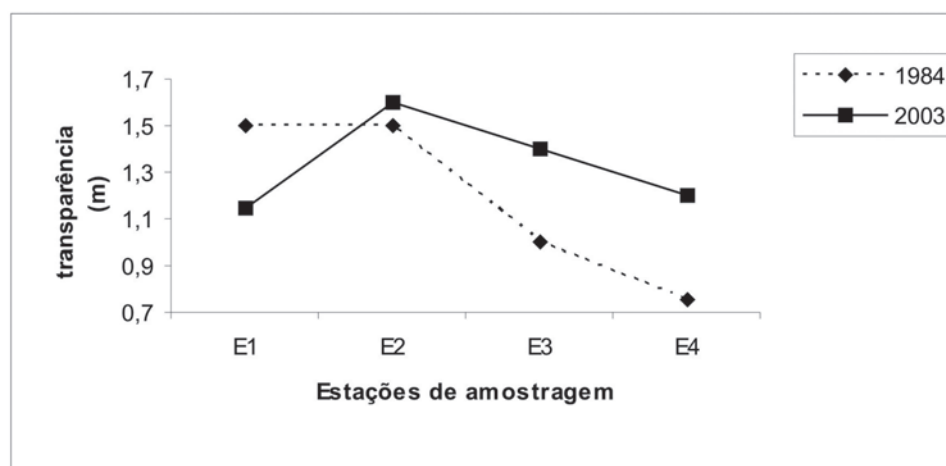


Figura 2. Valores da Transparência da água, nos estágios de baixa-mar, no estuário do rio Timbó, em outubro de 1984 (Costa & Macedo, 1989) e outubro 2003.

Oxigênio dissolvido (OD) e Taxa de Saturação de Oxigênio

A concentração de OD e sua taxa de saturação são parâmetros dependentes da interface entre a lâmina d'água e a atmosfera, da taxa fotossintética, e da biodegradação da MO. Quando esta última é alta, ocorre demanda de oxigênio pelas bactérias decompositoras. No estuário do rio Timbó, os valores atuais de OD, em baixa-mar, são característicos de ambientes semi-poluídos, principalmente em águas profundas e em situações mais distais da foz (Tabela 2, Figura 3a), embora sejam alcançados níveis de saturação ($OD > 5 \text{ mL.L}^{-1}$) durante a preamar em todas as estações. Comparados com as condições em 1984, os níveis atuais de OD, de uma forma geral, diminuíram sensivelmente em praticamente todas as estações de pesquisa, exceto na E-4, já alcançando condições consideradas de hipoxia ($< 3,5 \text{ mL.L}^{-1}$), conforme critérios adotados pela USEPA (Ohrel Jr. & Register 2006). Na estação mais distal do estuário

(E-4) se pode atribuir uma maior produtividade fitoplanctônica produzindo, em consequência, maiores quantidades de O_2 , comportamento que também já existiria no passado. Também chama a atenção que, no passado, a oxigenação era relativamente homogênea entre as águas de superfície e de fundo, enquanto uma marcada estratificação é observável na coluna d'água, nos tempos atuais, notadamente na estação E-4.

A taxa de saturação de OD acompanha a variação observada para o OD, cujos valores eram significativamente maiores e mais homogêneos em 1984 (Tabela 2, Figura 3b). Uma estratificação mais definida entre águas de superfície e de fundo ficou bem evidenciada na estação E-4, no passado e principalmente nos tempos mais recentes. Neste caso, e nessa estação, registrou-se uma taxa de 35%, indicando que na região distal do estuário, as condições de saturação de OD estão se tornando críticas.

Tabela 2. Valores de oxigênio dissolvido (OD) e Taxa de Saturação de OD nas águas de superfície e de fundo no estuário do rio Timbó, em estágios de baixa-mar (1984 e 2003).

Parâmetro	Maré	Local	Estação			
			E-1	E-2	E-3	E-4
Oxigênio Dissolvido (OD) (mL.L^{-1})	2003	Superfície	3,38	2,61	2,85	4,73
		Fundo	2,97	2,19	2,45	1,64
	1984	Superfície	3,78	3,67	3,45	4,53
		Fundo	3,78	3,45	3,34	4,21
Taxa de Saturação de OD (%)	2003	superfície	73,00	56,4	61,30	101,70
		Fundo	64,30	47,10	52,40	35,00
	1984	superfície	83,08	79,96	74,51	97,47
		Fundo	83,08	75,16	72,14	90,93

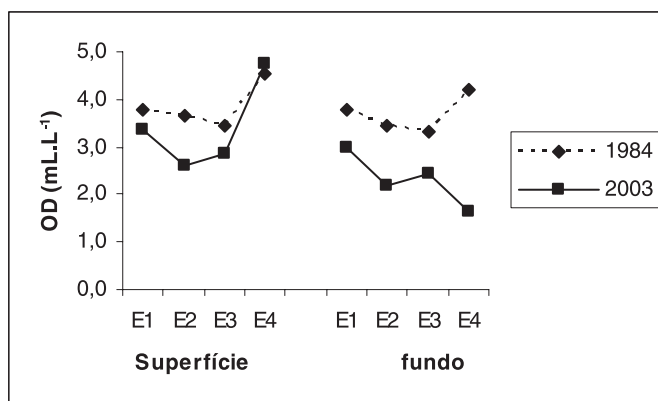


Figura 3a. Concentrações de OD de águas de superfície e de fundo, no estuário do Rio Timbó, nos estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e 2003

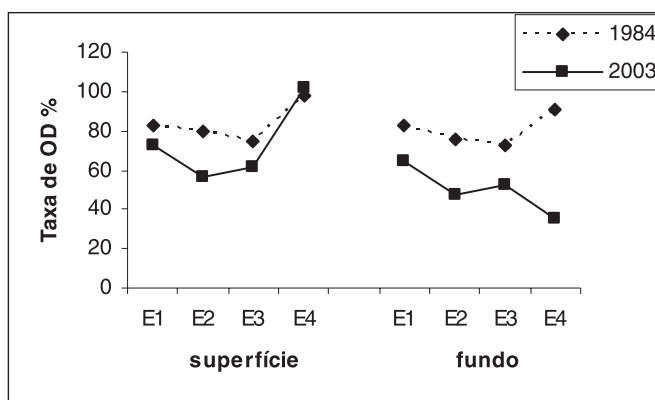


Figura 3b. Taxas de saturação de OD em águas de superfície e de fundo, no estuário do Rio Timbó, nos estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e 2003

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A atual demanda bioquímica de oxigênio (DBO) varia espacial e verticalmente em ambas as marés (Tabela 3, Figura 4), porém mantendo em geral valores baixos ($< 1,5 \text{ mg.L}^{-1}$). O padrão mais elevado das águas superficiais na E-4, durante a baixa mar, pode ser indicativo da existência de maior biodegradação bacteriana da MO *in situ*. Também na estação E-1, em ambas as marés, a DBO se mostrou mais elevada, sugerindo processos oxidativos nas

cercanias da foz, provavelmente provocados pela ressuspensão da MO de sedimentos de fundo, como resultado da desestabilização da morfologia do assoalho sedimentar por atividades de dragagem aí empreendidas um mês antes da época da amostragem.

Baixos valores de DBO, comparáveis com os atualmente registrados em águas do estuário do rio Timbó, também foram constatados no estuário do Paripe (Silva 1992), no sistema estuarino de Barra das

Jangadas (Branco 2001), e nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba (Losada 2000). Esses resultados indicam que nesses ambientes afluem cargas suportáveis de MO reciclável. O limite máximo de DBO para água salobras (classe 7) é de 5 mg.L⁻¹

Amônia, nitrito e nitrato

O aumento da concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, tem como consequência o aumento da produção primária, que induz a uma aceleração dos processos de eutrofização dos

Tabela 3. Valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em águas de superfície e de fundo do estuário do rio Timbó, em estágios de baixa-mar e preamar, em outubro de 2003.

Parâmetro	Maré	Local	Estação			
			E-1	E-2	E-3	E-4
DBO (mg. L ⁻¹)	baixa-mar	superfície	0,15	0,03	1,10	3,17
		Fundo	1,97	0,44	1,02	0,14
	preamar	superfície	0,98	0,69	0,47	0,98
		Fundo	1,09	1,15	1,07	0,34

Obs. Dados de DBO de 1984 não determinados

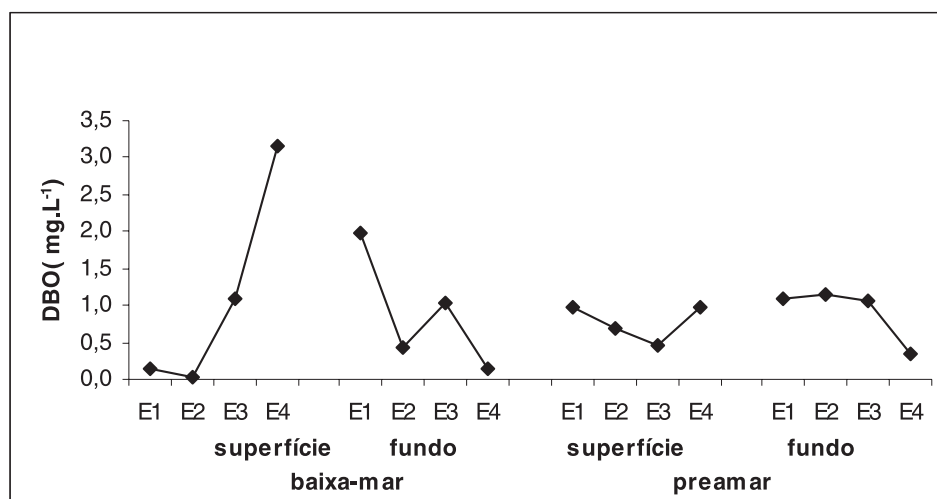


Figura 4. Concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em águas da superfície e de fundo do estuário do rio Timbó, nos estágios de baixa-mar e preamar, em outubro de 2003.

(CONAMA, 1986). Em contraposição, Feitosa et al. (1999) e Travassos (1991) encontraram, respectivamente, valores muito mais altos na Bacia do Pina (9,29 mg.L⁻¹) e no estuário do rio Capibaribe (média de 9,57 mg.L⁻¹).

ecossistemas aquáticos. A eutrofização natural ocorre de forma bastante lenta, através do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas, águas superficiais, e processos de ressuspensão. A aceleração artificial desse

processo decorre principalmente do volume dos aportes de compostos nitrogenados e fosfatados oriundos de efluentes domésticos, industriais e de atividades agrícolas (Bendo *et al.* 2000).

A amônia é um importante indicador da qualidade dos meios aquosos. Liberada através dos processos de nitrificação, ela é gradativamente diluída pelas águas marinhas que entram no estuário durante a preamar (Chester, 2000). Dessa forma, suas concentrações são maiores em condições de baixa-mar que de preamar.

Valores até $5 \mu\text{mol.L}^{-1}$ são normais em áreas estuarinas não contaminadas (Stern *et al.* 1986). No estuário do rio Timbó suas concentrações crescem de jusante para montante, e são sempre maiores nas águas de fundo que as correspondentes de superfície (Tabela 4, Figura 5a). Os padrões anômalos ($> 6 \mu\text{mol.L}^{-1}$) foram detectados nas estações mais distais do estuário (E-3 e E-4), indicando que o sistema fluvial contribui com uma carga considerável de aportes orgânicos que alcança o sistema estuarino.

Tabela 4. Valores de amônia, nitrito, e nitrato em águas de superfície e de fundo no estuário do rio Timbó, em estágios de baixa-mar, com dados comparativos de outubro de 1984 (em parênteses) e de outubro de 2003.

Parâmetro (em $\mu\text{mol.L}^{-1}$)	Local	Estação			
		E-1	E-2	E-3	E-4
Amônia (*)	superfície	3,03	4,67	6,17	7,44
	Fundo	3,15	4,85	8,41	9,57
Nitrito	superfície	0,78 (0,03)	0,92 (0,03)	1,83 (0,06)	1,38 (0,01)
	Fundo	0,59 (0,03)	1,18 (0,09)	1,18 (0,09)	1,03 (0,15)
Nitrato	superfície	2,38 (0,27)	2,66 (0,26)	3,31 (0,57)	4,33 (0,30)
	Fundo	3,38 (0,28)	3,01 (0,56)	3,90 (0,64)	3,56 (0,79)

(*) amônia não determinada em 1984

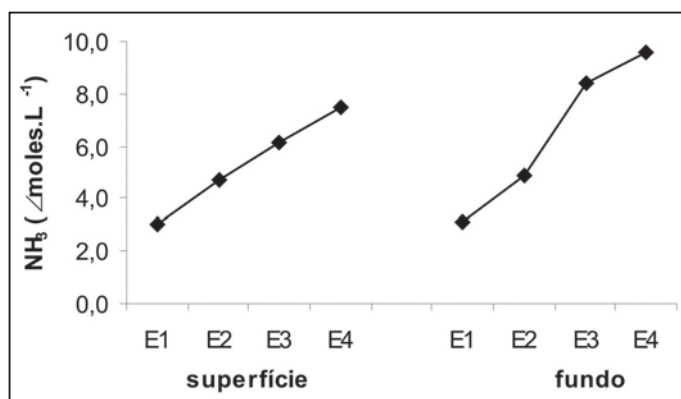


Figura 5a. Concentrações de amônia, em águas de superfície e fundo, no estuário do Rio Timbó, nos estágios de baixa-mar, em outubro de 2003.

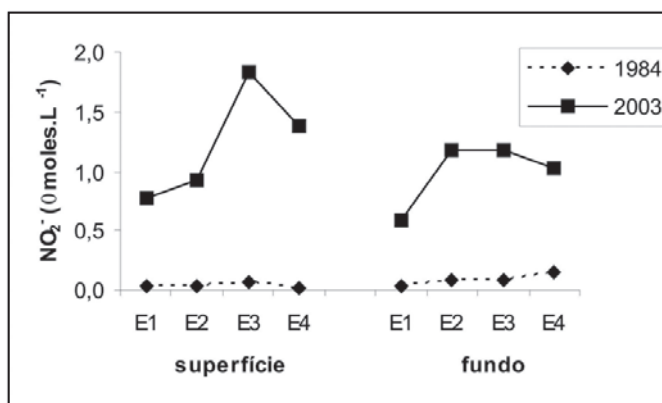


Figura 5b. Valores de nitrito, em águas de superfície e de fundo, no estuário do Rio Timbó, em estágios de baixa-mar, em 1984 e 2003.

No ciclo do nitrogênio, o íon nitrito representa o estado intermediário entre a amônia e o nitrato, sendo por isso considerado um nutriente de transição. Concentrações até 1 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ são normais em ambientes não contaminados (Aminot & Chaussepied 1983). Como esperado, nas condições atuais do estuário do Timbó ocorre uma variação horizontal de teores (0,78 a 1,83 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) crescendo de jusante para montante, exceção na estação E-4 (Tabela 4, Figura 5b). Nessas condições, fica evidenciado que o influxo desse nutriente tem fontes continentais e o ambiente já exibe indicações claras de um certo estágio de eutrofização. Essas concentrações são notadamente inferiores àquelas encontradas na Bacia do Pina (0,05 a 4,38 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Feitosa *et al.* 1999), e em outros estuários como aquele do rio Capibaribe (0,01 a 21,16 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Travassos, 1991), ambientes esses considerados como hiper-eutrofizados. Todavia, as concentrações de amônia, nitrito e nitrato, detectadas recentemente (2003) no estuário do rio Timbó, são notavelmente mais altas que aquelas verificadas 18 anos antes (Tabela 4; Figura

5b) por Costa & Macedo (1989), com valores desde 7 a mais de 100 vezes superiores.

O nitrato é a forma oxidada mais estável do nitrogênio em meio líquido, sendo um importante nutriente para os produtores primários. Nas condições atuais, ocorrem variações espaciais do estuário do rio Timbó, aumentando de jusante para montante, assim como verticais, com concentrações mais altas em águas mais profundas (Tabela 4, Figura 5c). O conjunto global dessas variações (2,38 a 4,33 $\mu\text{mol.L}^{-1}$) podem ser consequência de influxos antropogênicos e/ou processos locais de nitrificação, sendo muito sugestivo que sua amplitude já se inscreva em níveis considerados como de moderado impacto ambiental. É também notório que as concentrações de nitrato em 1984 eram muito mais baixas em relação àquelas encontradas em 2003, com variações espaciais de jusante para montante somente bem expressas em águas mais profundas. Áreas fortemente impactadas, como a Bacia do Pina, apresentam um intervalo de concentrações muito mais alto: 0,76 a 21,70 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Feitosa *et al.* 1999).

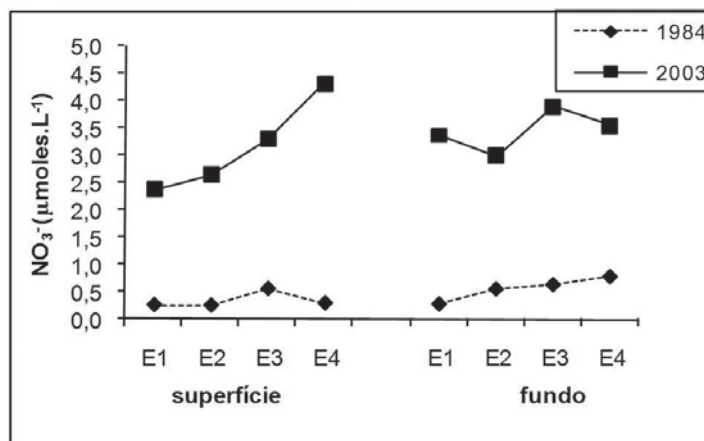


Figura 5c. Valores de nitrato, em águas de superfície e de fundo, no estuário do Rio Timbó, em estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e 2003.

Fosfato

O fosfato é assimilado por microalgas e transformado em espécies químicas orgânicas durante os processos fotossintéticos, compondo a ATP (adenosina tri-fosfato). Seu ciclo se completa no processo da decomposição da MO sendo considerado, em alguns aspectos, o nutriente que controla o crescimento do fitoplâncton e pode limitar a produtividade primária (Campelo *et al.* 1999; Macêdo & Costa 1990). No estuário do rio Timbó, seguindo o mesmo modelo de variação dos outros nutrientes pesquisados, o fosfato exhibe valores mais elevados, principalmente na camada próxima ao fundo, em maré baixa, e nas estações mais interiores (3,38 a 6,77 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Tabela 5, Figura 6), indicando que seus influxos são de origem continental e

contribuem para uma eutrofização ambiental. Em estuários não poluídos, as concentrações de fosfato normalmente variam em torno de 1,2 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Baumgarten & Pozza 2001), o que coloca o estuário do rio Timbó na situação de “poluído”. Apesar disso, sua situação ainda não é comparável com áreas francamente comprometidas, onde ocorrem valores muito mais elevados, como na Bacia do Pina (0,30 a 14,82 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Feitosa *et al.* 1999), e no estuário do rio Capibaribe (0,58 a 9,0 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Travassos, 1991).

Em contraposição, o estuário do Timbó era francamente “não poluído” em 1984, embora suas águas superficiais, com aumento de teores de fosfato no sentido de jusante para montante, indicassem que fontes continentais já o alimentavam com esse nutriente.

Tabela 5 Concentrações de fosfato em águas de superfície e de fundo do estuário do rio Timbó, em estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e outubro de 2003.

Parâmetro	Ano	Local	Estação			
			E-1	E-2	E-3	E-4
Fosfato ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	2003	superfície	1,37	1,87	2,67	2,65
		fundo	1,66	1,61	6,77	3,38
	1984	superfície	0,57	0,59	0,68	0,95
		fundo	0,53	0,75	0,80	0,73

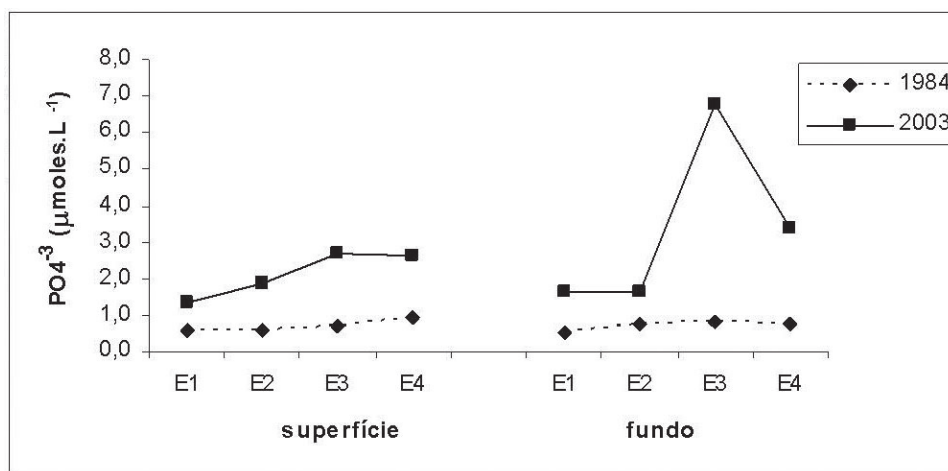


Figura 6. Concentrações de fosfato em águas de superfície e de fundo, no estuário do rio Timbó, nos estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e outubro de 2003

Silicato

O silício integra o ciclo de vida de algumas espécies, compondo frústulas, espículas e outras estruturas de organismos como diatomáceas, silicoflagelados, radiolários, e esponjas, razão pela qual também pode ser considerado como um nutriente limitante (Siqueira *et al.* 2000). A concentração de silicato dissolvido em águas oceânicas é baixa, próxima de 1mg.L^{-1} ($10,9\text{ }\mu\text{mol.L}^{-1}$ em SiO_4^{4-}), sendo significativamente maior em zonas costeiras e estuarinas: 100

$\mu\text{mol.L}^{-1}$, em média (Grasshoff *et al.* 1983). Nas águas do estuário do Timbó, assim como no caso de outros nutrientes estudados, foram constatadas concentrações significativamente maiores que aquelas verificadas na década de 80 (Tabela 6, Figura 7). Caracteristicamente crescentes de jusante para montante na década de 80, apresentam-se com concentrações mais dispersas na atualidade, indicando possivelmente uma maior presença de material silicático coloidal ($< 0,45\text{ }\mu\text{m}$) em suspensão, oriundo de focos

erosivos ou fontes localizadas, não existentes no passado nesse curso estuarino do rio. De toda forma, os aportes atuais já exibem concentrações comparáveis com padrões de estuários de

áreas urbanizadas como a da Bacia do Pina (4,90 a 93,89 $\mu\text{mol.L}^{-1}$; Feitosa *et al.* 1999), embora ainda se mantenham no intervalo característico de ambientes estuarinos em geral.

Tabela 6. Concentrações de Silicato e Material em Suspensão (MS) em águas de superfície e de fundo no estuário do rio Timbó, em estágios de baixa-mar, em 1984 e 2003.

Parâmetro	Ano	Local	Estação			
			E-1	E-2	E-3	E-4
Silicato ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	2003	superfície	43,31	36,40	52,42	44,70
		fundo	43,74	46,03	42,60	43,98
	1984	superfície	13,17	14,75	18,02	32,47
		fundo	12,38	13,66	7,23	25,74

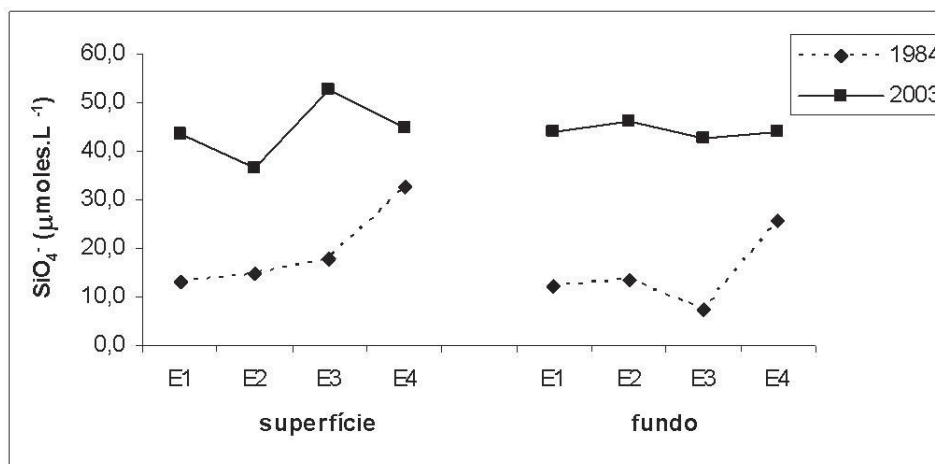


Figura 7. Concentrações de silicato na superfície e fundo, no estuário do rio Timbó, nos estágios de baixa-mar, em outubro de 1984 e outubro de 2003

Clorofila *a*

A determinação da biomassa fitoplanctônica através da clorofila *a* possibilita a avaliação da comunidade dos produtores primários aquáticos (Santos-Fernandes *et al.* 1998). A variação de clorofila *a* é um reflexo da distribuição quantitativa do fitoplâncton, sendo influenciada pelas características nutricionais das diferentes massas d'água e o grau de fertilização das mesmas (Costa 1991). Os elevados valores registrados na área estuarina do rio Timbó, em baixa-mar (Tabela 8, Figura 9), nas condições da atualidade, indicam processos intensos de fertilização via aportes fluviais. Enriquecidos por efluentes antrópicos, esses influxos resultam em altos níveis de biomassa fitoplanctônica (12,55-88,58 mg.m⁻³ de clorofila *a*), que elevam o grau trófico

local. Durante a baixa-mar a área pode ser considerada como ambiente eutrófico, de acordo com a classificação de Tundisi & Tundisi (1976).

Os padrões atuais de clorofila *a* estão elevados, porém não tanto quanto aqueles registrados na Bacia do Pina (2,70 a 256,10 mg.m⁻³; Feitosa *et al.* 1999), e estuário do Capibaribe (0,65 a 297,02 mg.m⁻³; Travassos, 1991), ambientes considerados “poluídos”. Também, de forma muito significativa, estão acima dos padrões registrados no canal de Santa Cruz (0,87 a 42,63 mg.m⁻³; Figueiredo 2005), e nos estuários dos rios Ilhetas e Mamucaba 0,46 a 7,01; Losada, 2000), ambientes considerados “não poluídos a moderadamente poluídos”.

Tabela 7. Concentrações de biomassa fitoplanctônica (BF) em águas do estuário do rio Timbó^(*), em outubro de 2003, em estágios de baixa-mar.

Parâmetro	Maré	Estação			
		E-1	E-2	E-3	E-4
BF (mg.m ⁻³)	baixa-mar	13,45	12,55	41,24	88,58
	preamar	4,37	8,84	11,17	11,88

(*) = dados não determinados em 1984

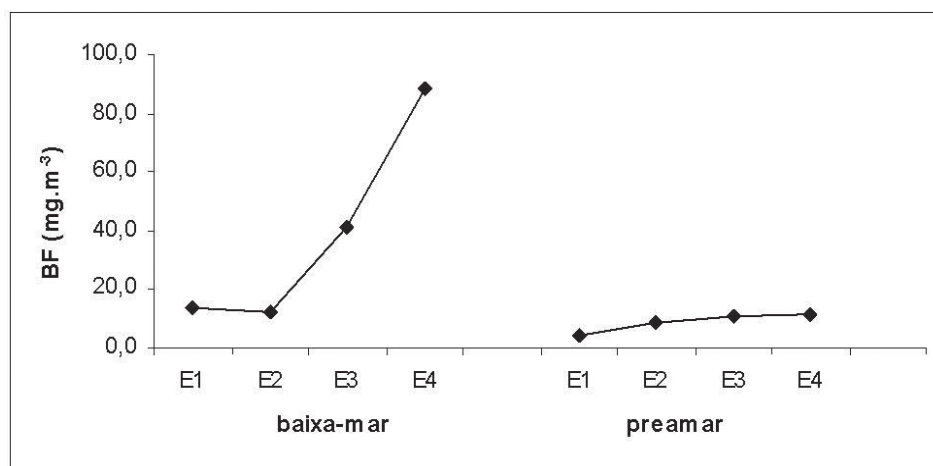


Figura 8. Biomassa fitoplanctônica na superfície no estuário do rio Timbó, durante os estágios de baixa-mar, em outubro de 2003.

Análise estatística

Os dados referentes a análises de diversas variáveis relativas às condições físico-químicas de águas do estuário do Timbó, no período de monitoramento de 2003, foram processadas por Análise dos Componentes Principais (ACP). As duas primeiras componentes (PC1 e PC2) explicam 86,01% da variância total, onde a PC1 cobre 66,01% da mesma, colocando em evidência uma contraposição entre oxigênio dissolvido (OD), salinidade, pH, temperatura e taxa de saturação, todos com pesos positivos e de influência marinha, em relação a nitrato, silicato, amônia, fosfato, e nitrato, todos com peso negativo e de influência fluvial (Tabela 8, Figura 9). Dentre os pesos positivos, o mais significativo cabe à salinidade (0,98), enquanto dentre os negativos se destacam amônia, fosfato e silicato (-0,98). A DBO e o material em suspensão (MS) não têm muita influência na primeira componente, porém dominam na segunda (PC2), que explica

20% da variância, indicando que existe um valor numérico alto de MO, estando esses dois parâmetros correlacionados negativamente (pesos: -0,87 e 0,77, respectivamente).

Constata-se uma separação de parâmetros em relação ao eixo PC1 e PC2 (Figura 10), podendo-se observar um agrupamento denso na zona direita do gráfico, e um outro grupo, mais disperso, em sua margem esquerda. Essa análise coloca em evidência características peculiares para cada ciclo de maré. Em baixa-mar, dominam águas com elevados teores de MO e nutrientes (com baixa disponibilidade de OD) que, em preamar, são diluídos por águas marinhas ingressantes, elevando o grau de salinidade e teores de OD. Em seu conjunto, essa análise ressalta a existência de poluição de origem antrópica, que influencia nas concentrações dos nutrientes, elevando o grau de eutrofização na área, e o efeito renovador exercido pelas águas marinhas, em preamar.

Tabela 8. Pesos e variâncias da ACP, explicadas pelas duas primeiras componentes principais, envolvendo parâmetros abióticos e biótico (biomassa).

Parâmetros	PC1	PC2
TEMPERATURA (TEMPERAT)	0,77	-0,02
SALINIDADE (SALIN)	0,98	-0,10
OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OXIGÊNIO)	0,77	-0,63
TAXA DE SATURAÇÃO (TAXA)	0,79	-0,60
DBO	-0,39	-0,87
PH	0,69	-0,08
AMÔNIA	-0,98	-0,11
NITRITO	-0,97	0,00
NITRATO	-0,90	-0,20
FOSFATO	-0,98	-0,05
SILICATO	-0,98	0,10
(BIOMASSA) FITOPLANCTÔNICA (BIOMASSA)	-0,73	-0,65
MATERIAL EM SUSPENSÃO (MS)	0,10	0,77
VARIÂNCIA EXPLICADA	66,01%	20,00%

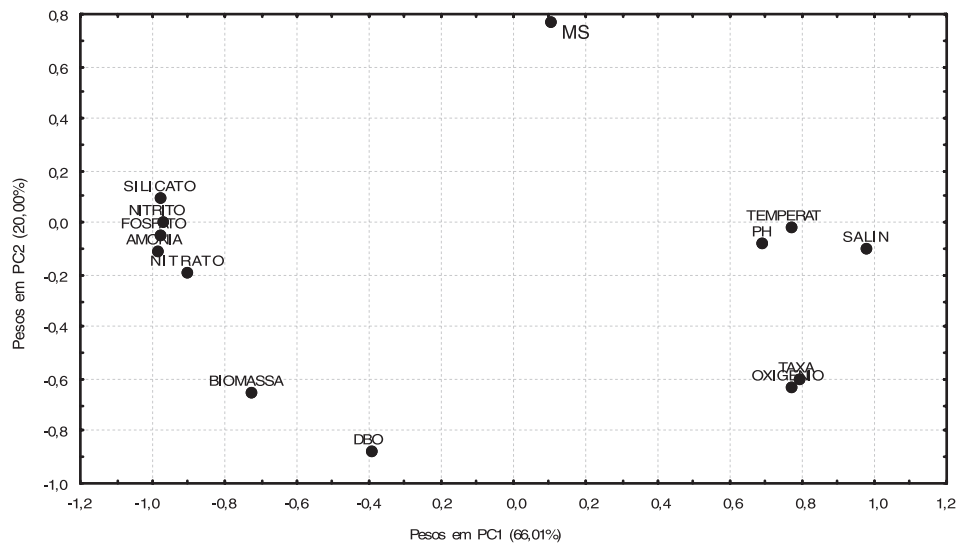


Figura 9. Pesos nas duas Primeiras Componentes (PC1 e PC2), da ACP com parâmetros abióticos e biótico (Biomassa).

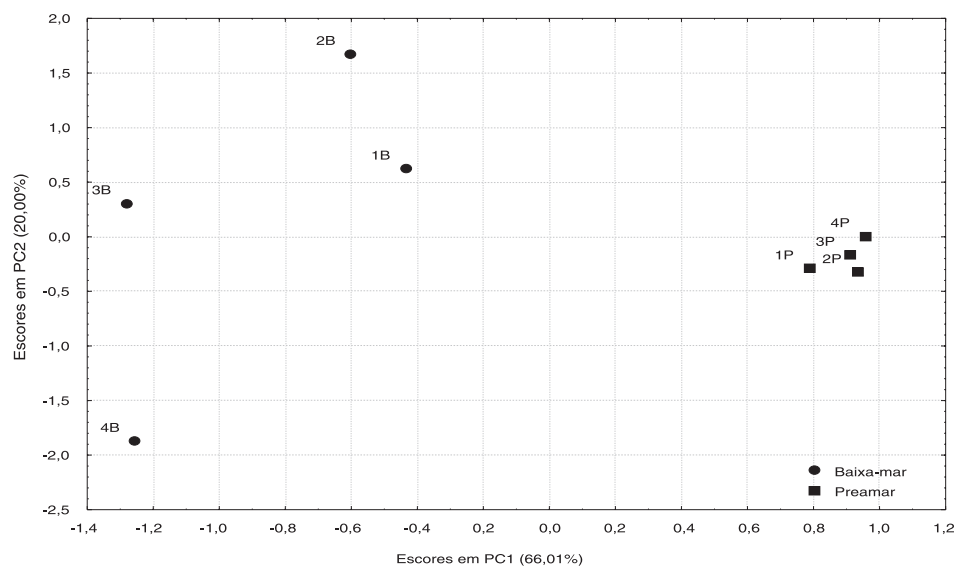


Figura 10. Escores nas duas Primeiras Componentes (PC1 e PC2) da ACP feita com os parâmetros abióticos e biótico em relação aos níveis de maré baixa-mar (B) e preamar (P).

CONCLUSÕES

Nas condições atuais, quase duas décadas depois do último monitoramento trófico do estuário do rio Timbó, constata-se que os influxos continentais continuam sendo as fontes de nutrientes para o estuário, notadamente de N-P, seguindo tendências já assinaladas por Ohrel Jr & Register (2007) sob diferentes condições climáticas, e identificadas sobretudo como de origem antrópica. Esses influxos são, certamente, responsáveis por um aumento notório nos processos de eutrofização na área estuarina do rio Timbó. As evidências se expressam nas áreas localizadas mais à montante do estuário, e durante a baixa-mar, onde e quando é menor a influência marinha. De uma forma geral, em baixa-mar, foram constatados níveis mais baixos em OD (que podem ser considerados característicos de ambientes moderadamente poluídos), aumento de particulados em suspensão, além de padrões anômalos de amônia, nitrito, fosfato, e clorofila *a*, notadamente nas estações distais em relação à foz. Apesar disso, a situação atual ainda é contrabalançada pela incursão de águas marinhas durante a preamar, que exerce um importante papel na diluição dos sais nutrientes, reduzindo os efeitos dos aportes de MO, o que resulta em um efeito renovador e mantedor do status trófico nas áreas mais contíguas à foz. Nesse domínio proximal, em face dessa circunstância, ainda não é perceptível uma seletividade de espécies porque há saturação de OD suficiente para a manutenção do ecossistema.

O monitoramento atual também coloca em evidência que interferências antrópicas como as de dragagem do leito do rio, resultam em aportes adicionais de material em suspensão, provocando a diminuição da transparência da água e dos processos fotossintéticos em sua zona de influência.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos Profs. Manoel Flores e Kátia Muniz (UFPE/Dep. Oceanografia) pela cessão dos laboratórios e acompanhamento analítico nas determinações químicas, e ao anônimo revisor por suas úteis contribuições ao melhoramento do texto desse trabalho.

REFERÊNCIAS

- Aminot A., Chaussepied, M. 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Brest, *CNEXO*, 379 p.
- A.P.H.A. 1985. Standard methods for the examination of waste-water (16th ed.). New York, *A.P.H.A.*, 1268 p.
- Baumgarten M.G.Z., Pozza S.A. 2001. Qualidade de águas. Rio Grande, *Ed. FURG*, 166 p.
- Bendo A., Campos M.L.A.M.; Simonassi J.C., Snoeijer E., Sierra E.S. 2000. Nutrientes dissolvidos na Lagoa da Conceição e região central da cidade de Florianópolis, SC. Itajaí, *Anais da XIII Semana Nacional de Oceanografia*, 2000, p. 249-251.
- Branco E.S. 2001. Aspectos ecológicos da comunidade fitoplanctônica no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes – Pernambuco – Brasil). Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Ocean.*, Diss. Mestrado, 143 p.
- Campelo M.J.A.; Passavante J.Z.O., Koenig M.L. 1999. Biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) e parâmetros ambientais na praia de Carne de Vaca, Goiana, Pernambuco, Brasil. Recife, *Univ. Fed. Pernambuco, Trab. Oceanogr.* **27(2)**: 27-41.
- Chester R. 2000. *Marine Geochemistry* (2nd Ed.). London, Blackwell Sci., 491 p.
- CONAMA 1986. Resolução N° 20, de 18/06/1986. Brasília, *Conselho Nacional do Meio Ambiente*, 92 p.

- Costa K.M.P. 1991. Hidrologia e Biomassa Primária. Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Oceanogr.*, Tese Dout., 217 p.
- Costa K.M.P., Macêdo S.J. 1989. Estudo Hidrológico do Rio Timbó. Recife, Univ. Fed. Pernambuco, *Trab. Oceanogr.*, **20**:7-34.
- CPRH 2003. Recursos Hídricos Superficiais. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/>, acessado em 09/11/2003.
- Feitosa F.A.N., Nascimento F.C.R., Costa K.M.P. 1999. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife - Pernambuco). Recife, Univ. Fed. Pernambuco, *Trab. Oceanogr.*, **27(2)**:1-13.
- Figueiredo J. A. 2005. Influência Hidrológica e Biomassa fitoplanctônica nas Barras Orange e Catuama (Canal de Santa Cruz) – Itamaracá – PE: Variação Nictemeral. Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Ocean.*, Diss. Mestrado, 141 p.
- Grasshoff K.; Ehrhardt M.; Kremling K. 1983. Methods of Seawater Analysis (2nd Ed.). *Verlag Chemie*, 419 p.
- Losada A.P.M. 2000. Biomassa fitoplanctônica correlacionada com parâmetros abióticos, nos estuários dos Rios Ilhetas e Mamucaba, e na Baía de Tamandaré (Pernambuco–Brasil). Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Ocean.*, Diss. Mestrado, 88 p.
- Losada A.P.M., Feitosa F.A.N., Lins I.C. 2003. Variação Sazonal e Espacial da Biomassa Fitoplanctônica nos Estuários dos Rios Ilhetas e Mamucaba (Tamandaré-PE) relacionada com Parâmetros Hidrológicos. Recife, Univ. Fed. Pernambuco, *Trab. Oceanogr.*, **31(1)**:1-26.
- Macêdo S.J., Cavalcanti L.B., Costa K.M. 1980. Variação dos parâmetros físico-químicos em viveiros de cultivo da ilha de Itamaracá (Pernambuco, Brasil). Rio de Janeiro, *I Simp. Brasil. Aqüicultura*, p. 73-86.
- Macêdo S.J., Costa K.M.P., 1990. Condições hidrológicas do estuário do Rio Igarau – Itamaracá – Pernambuco. Recife, Univ. Fed. Pernambuco, *Trab. Oceanogr.*, **21**:7-32.
- Massart D. L., Vandeginste B.G.M, Buydens L.M.C., de Jong S., Lewi P.J., Smeyers-Vermecke, Mann C.K. 1998. Handbook of chemometrics and qualimetrics: part a. Amsterdam, *Elsevier*, 302 p.
- Moreira M.O.D. 1994. Produção do Fitoplâncton em um Ecossistema Estuarino Tropical (Estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará). Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Oceanogr.*, Tese Dout., 338 p.
- Ohrel Jr. R.L., Register K.M. 2006. Volunteer Estuary Monitoring: A methods Manual (2nd Ed.). Washington, USEPA, Techn. Doc. EPA-842-B-06-003, 396p.
- Parsons T.R., Strickland J.D.H. 1963. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments, with revised equations for ascertaining chlorophyll a and carotenoids. New Haven, *Jour. Marine Res.*, **21(3)**:155-163.
- Santos-Fernandes T.L., Passante J.Z.O., Koenig M.L., Macêdo S.J. 1998. Fitoplâncton do estuário do Rio Jaguaribe (Itamaracá, Pernambuco, Brasil): Biomassa. Recife, Univ. Fed. Pernambuco, *Trab. Oceanogr.*, **26(2)**:1-18.
- Schaeffer-Novelli Y., Junior C.C., Tognella-de-Rosa M. 2002. Manguezais. Investigando o Meio Ambiente. São Paulo, *Ed. Ática*, 56 p.

- Silva I.G. 1992. Variação Espacial e Sazonal da Produção, Biomassa e Densidade Fitoplancônica no Estuário do Rio Parípe-Itamaracá-Brasil. Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Oceanogr.*, Diss. Mestrado, 153 p.
- Siqueira G.W., Braga E.S., Mendes A.S. 2000. Avaliação dos teores de silicato dissolvido em águas da plataforma continental interna e externa do Amapá, entre as profundidades de 13 a 87 metros, limitados pelo Cabo Orange (04° 20' 00"N) e Norte (01° 40' 00"N). Itajaí, *Anais XIII Semana Nac. Ocean.*, p. 260-261.
- Snoeijer E., Simonassi J.C., Bendo A., Campos M.L.A.M., Soriano-Sierra E.J. 2000. Aspectos físico-químicos das águas do manguezal de Ratones, Ilha de Santa Catarina, SC. Itajaí, *Anais XIII Semana Nac. Ocean.*, p. 265-267.
- Stern M.K., Day Jr. J.W., Teague K.G. 1986. Seasonality of materials transport through a coastal freshwater marsh: riverine versus tidal forcing. *Estuaries*, **9**:301-308.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Ottawa, *Bull. Fisheries Res. Board Canada*, **167**: 207-211.
- Travassos P.E.P.F. 1991. Hidrologia e biomassa primária do fitoplâncton no estuário do Rio Capibaribe, Recife – Pernambuco. Recife, *Univ. Fed. Pernambuco/Dept. Oceanogr.*, Diss. Mestrado, 288 p.
- Tundisi J.G. & Tundisi T.M. 1976. Produção orgânica em ecossistemas aquáticos. *Ciência e Cultura*, **v. 28(8)**: 864-87
- UNESCO 1973. International Oceanographic Tables. *Open Britain wormly*, **n. 2**, p.141.