


## Ictiofauna como indicador de integridade biótica em uma região portuária da Costa Amazônica Maranhense, Brasil

 <https://doi.org/10.56238/sevened2024.007-018>

### **Marcelo Henrique Lopes Silva**

Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, MA, Brasil.

### **Audálio Rebelo Torres Júnior**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Antonio Carlos Leal de Castro**

Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, MA, Brasil.

### **James Werllen de Jesus Azevedo**

Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, MA, Brasil.

### **Scarleth Patrícia Salomão da Silva**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Filipe França dos Santos Silva**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Larissa Gabrielle Pinheiro Ferreira**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Marina Rocha de Carvalho**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Danielle Viana Mendes**

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual do Maranhão., São Luís, MA, Brasil.

### **Raimunda Nonata Fortes Carvalho Neta**

Curso de Oceanografia, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, MA, Brasil.

---

### **RESUMO**

O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade ambiental de uma região estuarina localizada na área portuária da Costa Amazônica Maranhense, com base no cálculo de um índice de integridade biológica (IIB) que utiliza como parâmetros dados da ictiofauna. As coletas dos peixes foram realizadas no período de maio/2011 a novembro/2015 em 4 pontos (P1, P2, P3 e P4) com o auxílio de redes de emalhe, com malhas variando de 18 mm a 60 mm entre nós opostos. Para o cálculo do IIB foram escolhidos atributos inerentes a ictiofauna local e definidas categorias de integridade biótica (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixe). Foram registradas 56 espécies de peixes pertencentes à 15 ordens. A família Sciaenidae apresentou maior número de espécies, as outras famílias registradas foram Ariidae, Carangidae, Engraulidae e Mugilidae. As espécies carnívoras foram as mais abundantes com 51,79%, as detritívoras somaram 32,14% e onívoras 16,07%. As análises temporais e espaciais do IIB indicaram que as classes de integridade foram classificadas como “Pobre”, onde a pontuação variou entre 28 e 36. A utilização do Índice de Integridade Biótica classificou como Pobre a qualidade ambiental da Baía de São Marcos, sugerindo que o sistema estuarino sofreu modificações ambientais. Por outro lado, o estudo indicou que nos últimos cinco anos a região vem apresentando estabilidade, no que diz respeito a variação dos índices bióticos.

**Palavras-chave:** Estuário, Peixes, Qualidade ambiental, Ecologia.

## 1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros de alta complexidade que formam uma interface entre os ambientes de água marinha e continental, sendo utilizados como berçários ou refúgio para peixes, aves, moluscos e crustáceos (Pinto *et al.*, 2009). Contudo, a crescente ocupação humana sem um planejamento adequado tem provocado alterações comprometem a qualidade das águas e a integridade dos organismos aquáticos nos sistemas estuarinos (BREINE *et al.*, 2004; JACKSON *et al.*, 2001).

As modificações antrópicas impostas ao ambiente estuarino têm como consequência imediata a alteração do padrão de variação da diversidade faunística (CASTRO, 2001). Como efeito do desenvolvimento nas áreas estuarinas tem ocorrido um aumento no interesse na identificação de indicadores de degradação dos ecossistemas que integrem as alterações estruturais e funcionais (BREINE *et al.*, 2010). Ao longo das últimas três décadas, o aumento da sensibilização e da legislação em todo o mundo têm levado ao desenvolvimento de vários métodos para avaliar a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos e os impactos das pressões antropogênicas (BORJA *et al.*, 2008).

As tomadas de decisões relacionadas à gestão são fundamentadas em dados físicos e biológicos, onde os Índices de Integridade Biótica (IIB) condensam as informações biológicas em dados quantitativos da condição ecológica do ambiente (BRYCE; HUGHES; KAUFMANN, 2002).

A proposição do cálculo de um Índice de Integridade Biótica foi aplicada inicialmente para avaliar riachos utilizando a comunidade de peixes por Karr (1981). Posteriormente, vários métodos de avaliação à base de peixes foram propostos para avaliar a integridade ecológica dos estuários, tanto na Europa (BIRK *et al.*, 2012; BORJA *et al.*, 2004; BREINE *et al.*, 2010; CABRAL *et al.*, 2012; COATES 2007; DELPECH *et al.*, 2010; PÉREZ-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2012). Do mesmo modo, diversas adaptações e modificações das métricas (atributos) e pontuações propostas por Karr (1981) foram utilizadas para avaliar estuários no Brasil (FISCH *et al.*, 2016; SOARES *et al.*, 2011; SOUSA; CASTRO; SILVA, 2011; VIANA *et al.*, 2010).

A Baía de São Marcos tem características inteiramente estuarina, é drenada por vários rios e compõe o Golfão Maranhense que, por sua vez, se interliga ao Oceano Atlântico. Os impactos ambientais no complexo estuarino vêm se agravando ao longo dos anos, tendo como principais causas descarga de esgoto, escoamento de nutrientes e alterações da paisagem provenientes dos terminais marítimos (Itaqui e ALUMAR / ALCOA) instalados na região portuária. Portanto, essas atividades conduziram um aumento da ameaça para a saúde dos organismos aquáticos.

Diversos estudos demonstraram que a degradação dos ecossistemas aquáticos expostos a descargas de resíduos industriais podem conduzir a uma redução na abundância das espécies comercialmente importantes, resultando em problemas sociais e econômicos para as comunidades locais (BLABER, 2000; KENNISH, 2010). Fausch *et al.* (1990), consideram que a integridade biótica de uma comunidade de peixes é um indicador sensível do stress direto e indireto do ecossistema

aquático inteiro, tendo grande aplicação em monitoramento biológico para avaliar a degradação ambiental.

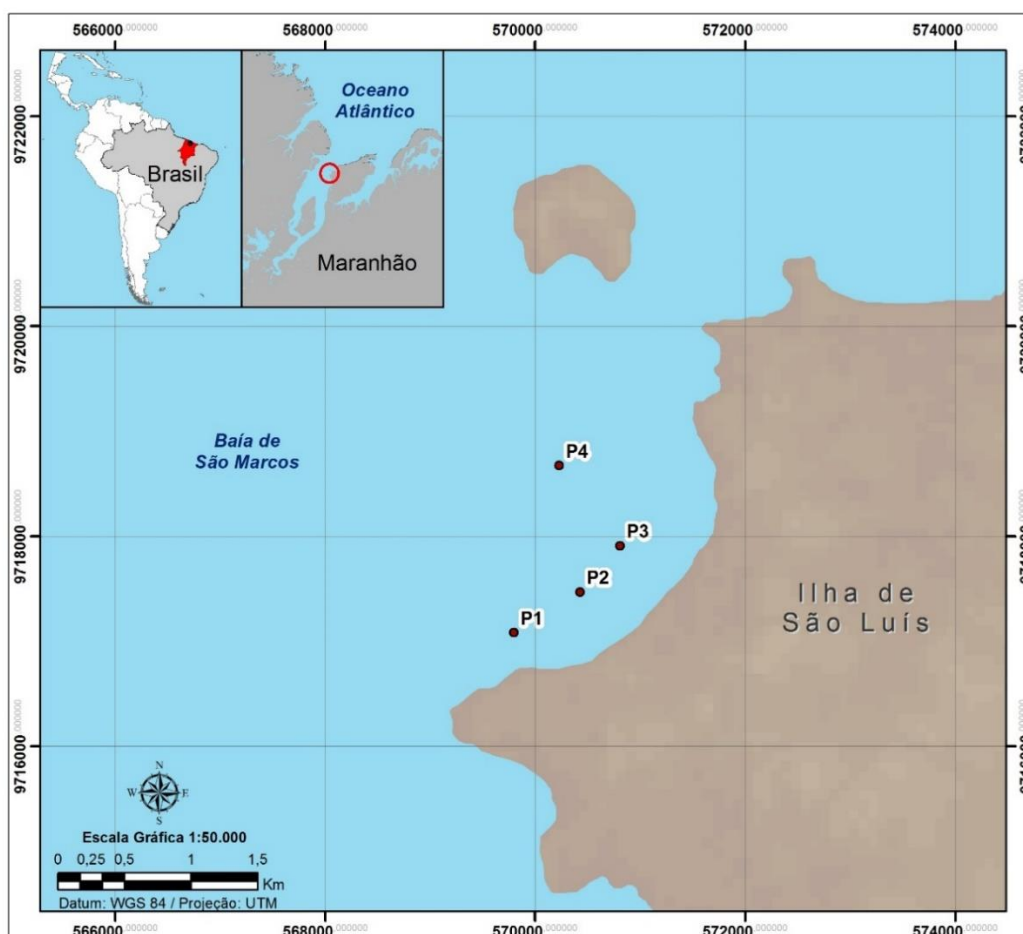
Nesse contexto, a utilização de índices que avaliam a integridade ambiental de áreas, afetadas por inferência antrópica, tornam-se ferramentas importantes no auxílio de possíveis tomadas de decisões. Vale ressaltar que os peixes podem ser bioindicadores eficazes e têm sido utilizados com sucesso para a avaliação da qualidade de muitos ambientes aquáticos (VIANA et al., 2010). Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a ictiofauna como indicador de integridade biótica da região portuária do complexo estuarino da Baía de São Marcos.

## 2 MATERIAL E METÓDOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

Os peixes foram capturados na Baía de São Marcos localizada na Ilha de São Luís, Estado do Maranhão, nos seguintes locais de coleta: Ponto 1 ( $44^{\circ} 22' 19,745''$  W e  $2^{\circ} 33' 34,062''$  S); Ponto 2 ( $44^{\circ} 21' 59,359''$  W e  $2^{\circ} 33' 21,469''$  S) e Ponto 3 ( $44^{\circ} 21' 47,033''$  W e  $2^{\circ} 33' 7,150''$  S); Ponto 4 ( $44^{\circ} 22' 5,857''$  e W  $2^{\circ} 32' 42,265''$  S) (Figura 1).

Figura 1. Localização da Baía de São Marcos. Pontos de captura dos peixes, Maranhão, Brasil.



## 2.2 AMOSTRAGEM

As coletas dos peixes foram realizadas no período de maio/2011 a novembro/2015, totalizando 18 coletas. As espécies foram capturadas em 4 pontos (P1, P2, P3 e P4) com o auxílio de redes de emalhe, com malhas variando de 18 mm a 60 mm entre nós opostos.

Todos os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, conservados no gelo e transportados para o laboratório de Ictiologia da Universidade Federal do Maranhão. Na etapa seguinte o material biológico foi identificado até o nível de espécie, utilizando os trabalhos de Cervigón et al., (1992); Figueiredo; Menezes, (2000); Fischer, (1978). A nomenclatura das espécies foi padronizada segundo informações do Fishbase (FROESE; PAULY., 2011). Para cada espécime coletado, foram determinadas as medidas biométricas (comprimento total (cm) e peso (g)), bem como observados aspectos de sua anatomia externa para eventual detecção de anomalias, tumores, deformações ou outras doenças para utilização no Índice de Integridade Biótica (IIB).

## 2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura da comunidade que indicassem impactos ambientais, foi utilizado o Índice de Integridade Biótica (IIB) (KARR, 1981) para avaliar os efeitos das possíveis alterações ambientais. O sistema pretende descrever o ambiente em seis classes de qualidade de água (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixe) (Tabela 1).

Tabela 1. Pontuação de Integridade Biótica, classes e atributos.

<b>Classes de Integridade (Pontuação)</b>	<b>Atributos</b>
<b>Excelente (57-60)</b>	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
<b>Boa (48-52)</b>	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
<b>Regular (39-44)</b>	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
<b>Pobre (28-35)</b>	Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuída; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
<b>Muito Pobre (&lt; 24)</b>	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
<b>Sem peixe (0)</b>	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

Este índice se baseou em vários atributos da comunidade de peixes para avaliar os efeitos de alteração ambiental. Tais atributos cobrem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas, e foram agrupados em três categorias: composição e riqueza

de espécies, composição trófica e abundância de peixes e condições (Tabela 2) (ARAÚJO, 1998). A cada atributo foi dada uma nota que variou entre 5 (situação boa), 3 (regular) e 1 (ruim), para acomodar as variações ecológicas e evolutivas de cada atributo. O valor final do índice foi representado pela soma das notas de cada medida. Sendo que o IIB foi calculado para cada local e mês que foram realizadas as coletas, com base nos métodos delineados por Karr et al. (1986).

Tabela 2. Pontuações utilizadas na determinação da Integridade Biótica para a comunidade de peixes da baía de São Marcos.

Categoria/Pontuação	Pontuação		
	5	3	1
<b>Composição e riqueza de espécies</b>			
1. Número de espécies	> 80	40 - 80	< 40
2. Presença de espécies intolerantes	> 5	3 - 5	< 3
3. Número de Clupeiformes	> 6	3 - 6	< 3
4. Número de Siluriformes	> 10	5 - 10	< 5
5. Número de Perciformes	> 36	18 - 36	< 18
6. Proporção de espécies muito tolerantes	< 2%	2 - 4%	> 4%
<b>Composição trófica</b>			
7. Proporção de onívoros	< 20%	20 - 45%	> 45%
8. Proporção de detritívoros	< 3%	3 - 5%	> 5%
9. Proporção de carnívoros	> 8%	4 - 8%	< 4%
<b>Abundância e condições dos peixes</b>			
10. Número de indivíduos	> 95	48 - 95	< 48
11. Proporção de peixes estuarino – oportunistas	> 24%	12 - 24%	< 12%
12. Proporção de peixes com anomalias, doenças, etc.	< 1%	1 - 3%	> 3%

Essas categorias deveriam ser comparadas a valores esperados em um estuário relativamente livre de degradação, de tamanho semelhante e da mesma região ecológica. Entretanto, na área de estudo é impossível encontrar locais com comunidade de peixes inalterada. Diante disso, foi necessário adotar critérios próprios tanto na composição dos atributos, quanto nas faixas de pontuação, de acordo com a metodologia modificada e adaptada por Sousa et al. 2011, que realizaram tais modificações para avaliar os efeitos das alterações ambientais em ambientes estuarinos da Ilha de São Luís. Os autores adequaram o IIB para as condições ecológicas dos estuários da Ilha e sua adaptação foi tomada como base para aplicação desta metodologia na área de estudo. A relação entre os 12 atributos que caracterizam o IIB com o valor final do índice de cada campanha foi quantificada por meio de correlação linear simples.

## 2.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os padrões espaciais e temporais para o Índice de Integridade Biótica foi inicialmente avaliado pelo teste de Levene, com intuito de verificar os pressupostos de homogeneidade das variâncias.

Quando atendidos, os dados foram testados através da Análise de Variância (ANOVA One-Way). Para os casos em que os resultados indicaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), aplicou-se o teste Tukey a posteriori, para identificar quais médias eram diferentes. Na situação em que o pressuposto da ANOVA não foi atendido (variâncias heterogêneas), aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995). Todas as análises foram realizadas utilizando-se os programas PAST e STATISTICA 7.0.

### 3 RESULTADOS

Foram registradas 56 espécies de peixes pertencentes à 15 ordens, onde os Siluriformes contribuíram com a maior riqueza, seguido de Clupeiformes, Mugiliformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes, Beloniformes, Rajiformes. A famílias Sciaenidae apresentou maior número de espécies, as outras famílias registradas foram Ariidae, Carangidae, Engraulidae e Mugilidae (Tabela 3). As espécies mais abundantes foram *Genyatremus luteus*, *Sciades proops*, *Macrodon ancylodon*, *Bairdiella ronchus*, *Bagre bagre*, *Mugil gaimardianus*, *Sciades herzbergii* e *Sardinella janeiro*.

Os dados disponíveis sobre ecologia trófica das assembleias de peixes permitiram a identificação de sete guildas tróficas: onívora, detritívora, piscívora, planctófaga, insetívora, herbívora e bentófaga, porém, foi utilizada uma classificação mais abrangente seguindo a adaptação de Sousa et al. (2011), onde as guildas foram distribuídas em carnívoras, onívora e detritívora. As espécies carnívoras foram as mais abundantes com 51,79%, as detritívoras somaram 32,14% e onívoras 16,07%.

Tabela 3. Lista das espécies registradas ao longo do período de amostragem.

Ordem	Espécie	Nome-popular	Hábito alimentar	N
Batrachoidiformes	<i>Batrachoides surinamensis</i>	Pacamão	Onívoro	15
Beloniformes	<i>Strongylura timucu</i>	Peixe agulha	Carnívoro	6
	<i>Symphurus plagusia</i>	Linguado	Detritívoro	44
Carcharhiniformes	<i>Sardinella janeiro</i>	Sardinha papel	Onívoro	61
Clupeiformes	<i>Anchoa spinifer</i>	Sardinha Amarela	Onívoro	6
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Sardinha Verdadeira	Detritívoro	37
	<i>Lile piquitinga</i>	Sardinha pititinga	Onívoro	72
	<i>Pellona castelnaeana</i>	Sardinha do reino	Carnívoro	17
	<i>Rhinobatos horkelli</i>	Arraia viola	Carnívoro	1
	<i>Sciades herzbergii</i>	Bagre guribu	Detritívoro	267
Elopiformes	<i>Elops saurus</i>	Urubarana	Carnívoro	11
Lophiiformes	<i>Ogocephalus vespertilio</i>	Peixe morcego	Carnívoro	2
Mugiliformes	<i>Mugil curema</i>	Tainha Sajuba	Detritívoro	95
	<i>Mugil gaimardianus</i>	Tainha Pitui	Detritívoro	191
	<i>Mugil incilis</i>	Tainha Urixoca	Detritívoro	33
Peciformes	<i>Cynoscion leiarchus</i>	Pescada branca	Carnívoro	10
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Corvina	Carnívoro	25

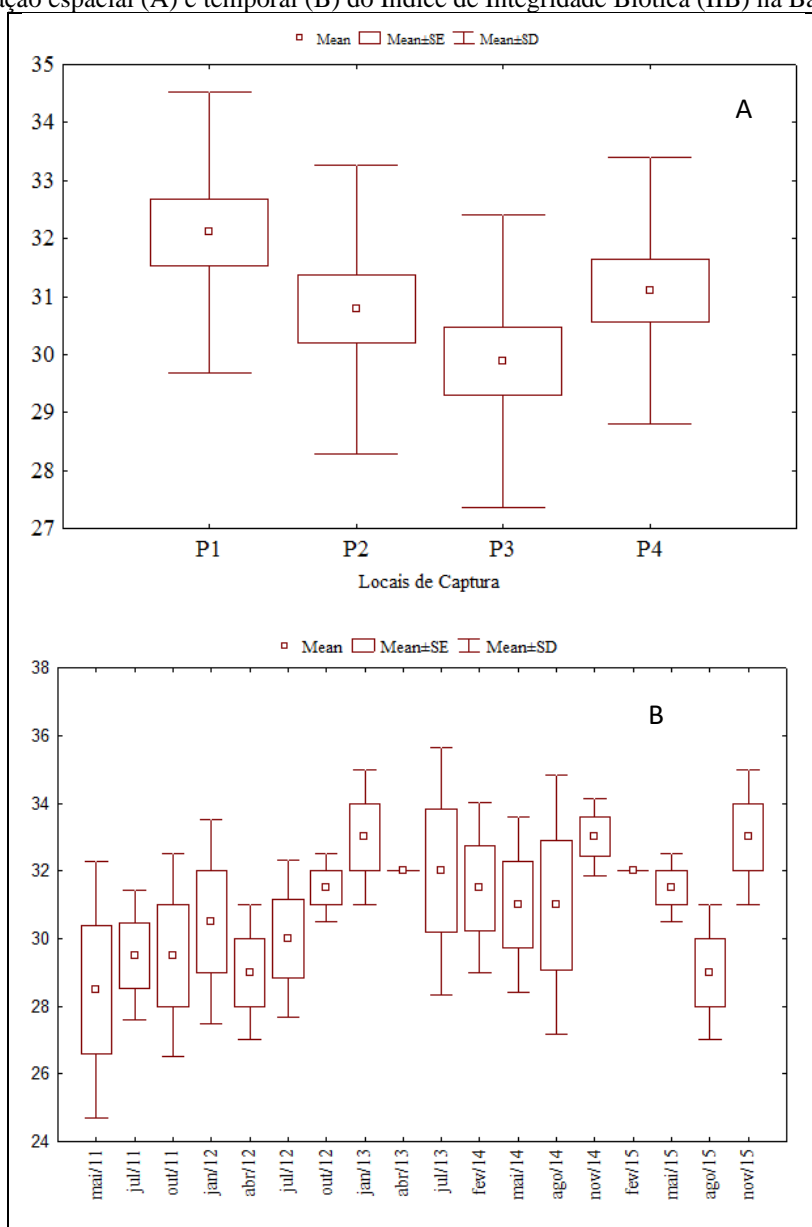
Ordem	Espécie	Nome-popular	Hábito alimentar	N
	<i>Polydactylus virginicus</i>	Barbudo	Onívoro	28
	<i>Bairdiella ronchus</i>	Cororoca	Detritívoro	286
	<i>Caranx latus</i>	Xaréu	Detritívoro	1
	<i>Centropomus parallelus</i>	Camurim Branco	Carnívoro	37
	<i>Centropomus undecimalis</i>	Camurim Preto	Carnívoro	76
	<i>Chaetodipterus faber</i>	Paru	Detritívoro	12
	<i>Cynoscion acoupa</i>	Pescada Amarela	Carnívoro	98
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Pescada branca	Carnívoro	11
	<i>Diapterus rhombeus</i>	Peixe Prata	Detritívoro	3
	<i>Genyatremus luteus</i>	Peixe pedra	Detritívoro	398
	<i>Lobotes surinamensis</i>	Cruaçu	Carnívoro	1
	<i>Lutjanus jocu</i>	Carapitanga	Carnívoro	9
	<i>Macrodon ancylodon</i>	Pescada gó	Carnívoro	317
	<i>Menticirrhus americanus</i>	Boca de rato	Carnívoro	62
	<i>Micropogonias furnieri</i>	Cururuca	Detritívoro	31
	<i>Nebris microps</i>	Amor sem olho	Carnívoro	1
	<i>Oligoplites palometa</i>	Tibiro	Carnívoro	6
	<i>Pseudochenipterus nodosus</i>	Papista	Detritívoro	32
	<i>Stellifer rastrifer</i>	Cabeçudo branco	Detritívoro	70
	<i>Stellifer stellifer</i>	Cabeçudo vermelho	Carnívoro	6
<i>Strongylura marina</i>	Peixe agulha	Carnívoro	25	
<i>Trichiurus lepturus</i>	Guaravira	Carnívoro	88	
Pleuronectiformes	<i>Achirus lineatus</i>	Solha	Carnívoro	128
	<i>Pterengraulis atherinoides</i>	Sardinha de gato	Onívoro	116
	<i>Trachinotus falcatus</i>	Pampo	Carnívoro	2
Rajiformes	<i>Dasyatis guttata</i>	Arraia bicuda	Detritívoro	3
	<i>Gymnura micrura</i>	Raia baté	Carnívoro	2
Rhinobatiformes	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	Tubarão Figuiño	Carnívoro	2
Siluriformes	<i>Amphiarius rugispinis</i>	Jurupiranga	Carnívoro	70
	<i>Aspistor quadriscutis</i>	Cangatã	Onívoro	1
	<i>Aspredinichthys tibicen</i>	Viola	Detritívoro	2
	<i>Bagre bagre</i>	Bandeirado	Carnívoro	317
	<i>Cathorops spixii</i>	Uriacica Vermelha	Onívoro	38
	<i>Hexanematichthys bonillai</i>	Uriacica Branco	Onívoro	15
	<i>Sciades proops</i>	Uritinga	Carnívoro	372
	<i>Selene setapinnis</i>	Peixe galo	Carnívoro	1
Tetraodontiformes	<i>Aluterus monoceros</i>		Carnívoro	1
	<i>Colomesus psittacus</i>	Baiacu açu	Detritívoro	7
	<i>Stellifer naso</i>	Cabeçudo preto	Detritívoro	15

A análise da variação espacial do IIB indicou que as classes de integridade foram classificadas como “Pobre” em todas as áreas de amostragem, onde a pontuação alternou entre 28 e 36 (Figura 2A). O ponto 1 apresentou valores mais elevados, enquanto o ponto 3 apresentou as menores pontuações, quando comparado aos demais locais de captura. O teste de Levene identificou homogeneidade das

variâncias ( $p = 0,516$ ), permitindo, deste modo, o uso da ANOVA. Porém, o resultado do teste paramétrico detectou diferença espacial entre pontos de coleta das espécies ( $p > 0,05$ ), onde o ponto 3 demonstrou diferença significativa em relação ao ponto 1.

O resultado do IIB temporal, também categorizou como “Pobre” a qualidade ambiental da área de estudo ao longo do período amostral. Os meses de julho/2013, novembro/2014 e novembro/2015 apresentaram as maiores médias, enquanto os menores valores foram observados em maio/2011, abril/2012 e agosto/2015 (Figura 2B). A aplicação do teste de Levene’s apontou diferença entre os valores temporais ( $p = 0,2448$ ), logo se utilizou o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar a existência de diferença ou não dos índices para os meses de coleta. A aplicação do teste indicou homogeneidade temporal entre os índices.

Figura 6-2. Variação espacial (A) e temporal (B) do Índice de Integridade Biótica (IIB) na Baía de São Marcos.





## 4 DISCUSSÃO

A condição ambiental da Baía de São Marcos demonstrada através do Índice de Integridade Biótica, indicou que a situação da qualidade ambiental do sistema estuarino foi classificada como Pobre, não houve variação espacial ou temporal para os resultados. Em estudos realizados em estuários da Ilha do Maranhão, que sofreram influência de uma empresa de alumínio, Sousa et al. (2011) encontrou resultados diferentes para as análises temporais (Muito Pobre a Pobre) e espaciais (Muito Pobre), onde o aumento dos índices pluviométricos interferiram negativamente na integridade biótica da região.

As espécies carnívoras e detritívoras representaram 70% do total, os resultados foram semelhantes ao estudo realizado por Soares et al. (2011), que registou mais da metade das espécies como detritívoros e carnívoros no Golfão Maranhense. Em um estudo comparativo, Giarrizzo & Krumme (2008) constataram que a contribuição de espécies carnívoras nos corpos hídricos Maranhense era aproximadamente cinco vezes maior aos do Estado do Pará.

A classificação definida para o IIB da Baía de São Marcos, que variou de pobre a regular, pode estar associada à ocupação desordenada do entorno, ao lançamento de efluentes ou as repetidas dragagens (Schettini, 2002; Araújo et al., 2009; Schettini, 2009; Schettini e Truccolo, 2009; Silveira e Resgalla Jr., 2009). Estudos realizados em três estuários do Rio Paciência (MA), foram encontradas maiores variações entre os meses (Muito Pobre, Pobre e Regular) e nenhuma variação entre os pontos de coleta (Pobre) (SOARES et al., 2011).

Quando foi verificada a influência da sazonalidade dos períodos hidrológicos no padrão de distribuição das espécies e sua relação com a qualidade ambiental dos canais de maré, o período de estiagem apresentou uma integridade biótica significativamente melhor do que o período chuvoso. Soares et al. (2011), associa essa diferença ao período chuvoso que resulta no maior aporte de resíduos direcionados para o estuário, e conseqüentemente, afeta a ocorrência da ictiofauna no período hidrológico que diminui os valores do IIB.

Neste trabalho foi analisado um período de 5 anos para a Baía de São Marcos, o que possibilitou estimar possíveis alterações temporais e espaciais da integridade local. Segundo Zhu & Chang (2008) um período amostral contínuo de seis anos, seria suficiente para a avaliação de uma assembleia de peixes para ambientes impactados. As respostas dos ecossistemas, geralmente, estão relacionadas às alterações ambientais imediatas ou pretéritas. Além disso, as variações nos resultados dos atributos podem estar, também, relacionadas às diferenças físicas e estruturais do habitat, como a profundidade, tipo de substrato e salinidade (Marciano et al., 2004), que não foram considerados para a validação dos índices.

A Baía de São Marcos agrega diversas atividades portuárias ao longo da sua costa, apesar dessa constante interferência foram registradas 56 espécies na área de estudo. A região apresentou uma

relevante composição na ictiofauna, em comparação com outros estuários tropicais (BASILIO et al., 2009; CASTRO, 2001; FISCH et al., 2016; MARTINS-JURAS; JURAS; MENEZES, 1987; SILVA JÚNIOR et al., 2013; VIANA et al., 2010). Apesar de receber insumos externos e nutrientes trazidos pelos rios e fluxos de marés, os estuários possuem uma enorme capacidade de regeneração, credenciando, assim, como criadouros de diversas espécies de peixes, inclusive as de importância comercial (BARLETTA-BERGAN; BARLETTA; SAINT-PAUL, 2002; IKEJIMA et al., 2003).

Outros estudos realizados em áreas portuárias maranhenses mostram que as famílias com maior número de espécies são Sciaenidae, Carangidae, Ariidae e Gerreidae. Em número de indivíduos predominaram Ariidae, Pomadasyidae, Mugilidae e Sciaenidae e em peso destacam-se: Ariidae, Mugilidae, Sciaenidae e Tetraodontidae. Dentre as espécies pelágicas ocorrem aquelas das famílias Mugilidae e Carangidae. O presente estudo também retratou padrões semelhantes.

De acordo com Pessanha et al. (2000), a família Engraulidae em sua fase adulta são mais abundantes em ambientes costeiros e migram para o estuário com o objetivo de desovar. No entanto, indivíduos pertencentes à esta família utilizam o ambiente marinho para recrutamento e desenvolvimento. Neste estudo observou-se boa incidência das espécies *C. edentulus*, *P. atherinoides* e *S. janeiro*, todas pertencentes à família Engraulidae, tanto em fase adulta, como na juvenil, sobretudo no ponto 1 que embora seja um ambiente costeiro, também se caracteriza pela sua proximidade às áreas de mangue e planície de maré lamosa (lavado), funcionando como zona de alimentação, reprodução e abrigo.

Ainda sobre a família Engraulidae, Krumme & Saint-Paul (2010), observaram no estuário do Caeté uma associação do aumento da biomassa à elevação da produção planctônica em direção à foz do rio Amazonas. As amostragens na área do presente estudo indicaram elevada presença da família Haemulidae e Mugilidae. Segundo Giarrizzo & Krumme (2008), a abundância deste grupo pode estar associada à forte influência marinha que ocorre na ilha de São Luís.

No que diz respeito à família Tetraodontidae, Giarrizzo & Krumme (2008) afirmam que a forte influência marinha e grande amplitude de maré na Baía de São Marcos podem influenciar a proporção de espécies com baixa biomassa na Ilha de São Luís. Esta condição pode ser confirmada neste estudo, uma vez que os menores níveis de biomassa foram encontrados para a espécie *C. psittacus*, a qual pertencente à família citada.

Quanto ao hábito alimentar das espécies, os carnívoros dominaram a amostragem (51,79%), seguido dos detritívoros (32,14%) e onívoros (16,07%). Em um estudo realizado no Pará, próximo a áreas de manguezal, Krumme et al. (2004) constatou o domínio de detritívoros em suas amostragens.

Estudos que abordam guildas tróficas no Golfão Maranhense indicam uniformidade na dieta das espécies de peixes em função, principalmente, das espécies tropicais apresentarem hábitos especializados (ABELHA et al., 2001). A maioria das espécies apresentam características generalistas,



porém, sempre com algum grau de preferência na utilização dos recursos disponíveis no ambiente (PEREIRA et al., 2007).

O Índice de Integridade Biótico classificou como Pobre a qualidade ambiental da Baía de São Marcos, sugerindo que o sistema estuarino sofreu modificações ambientais. Por outro lado, o estudo apontou que nos últimos cinco anos a região vem apresentando estabilidade, no que diz respeito a variação do índice bióticos. O índice viabiliza o entendimento das conexões existentes entre o ambiente aquático e as “atividades” que podem perturbar o seu equilíbrio, sendo uma ferramenta útil para o diálogo entre gestores, políticos e outros grupos de atores envolvidos (FISCH et al., 2016).

A utilização do Índice de Integridade Biótica configurou-se como um importante instrumento de monitoramento e avaliação da qualidade ambiental do meio estudado, principalmente os peixes, que se apresentaram como bons bioindicadores para determinação de áreas com prováveis impactos antrópicos.



## REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 23, n. 2, p. 425–434, 2001.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4, p. 547–558, 1998.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Structure and Seasonal Dynamics of Larval Fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 54, p. 193–206, 2002.
- BASILIO, T. H. et al. Ictiofauna do estuário do rio Curu, Ceará, Brasil. *Arquivo de Ciências do Mar*, v. 42, n. 2, p. 81–88, 2009.
- BIRK, S. et al. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 31–41, 2012.
- BLABER, S. J. M. *Tropical Estuarine Fishes*. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, 2000.
- BORJA, A. et al. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): A methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, n. 3–4, p. 209–218, 2004.
- BORJA, A. et al. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, n. 9, p. 1519–1537, 2008.
- BREINE, J. et al. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, v. 522, n. 1–3, p. 133–148, 2004.
- BREINE, J. et al. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 7, p. 1099–1112, 2010.
- BRYCE, S. A.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, v. 30, n. 2, p. 294–310, 2002.
- CABRAL, H. N. (A CENTRO DE OCEANOGRAFIA, FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DE LISBOA, CAMPO GRANDE, 1749-016 LISBON, P. et al. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators*, v. 19, p. 144–153, 2012.
- CASTRO, A. C. L. Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (Mar-Brasil). *Atlântica*, v. 23, p. 39–46, 2001.
- CERVIGÓN, F. et al. *Guía de Campo de las Especies Comerciales Marinas y de Aguas Salobres de la Costa Septentrional de Sur America*. Roma: [s.n.].
- COATES, STEVE (ENVIRONMENT AGENCY, RIVERS HOUSE, CROSSNESS WORKS, BELVEDERE ROAD, ABBEYWOOD, LONDON SE2 9AQ, U. et al. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 225–240, 2007.



DELPECH, C. et al. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 6, p. 908–918, 2010.

FAUSCH, K. D. et al. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, v. 8, p. 123–144, 1990.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: Universidade de São Paulo: Museu de Zoologia, 2000.

FISCH, F. et al. Ictiofauna como indicador de la integridad biótica de un ambiente estuarino. *Acta biol. Colomb*, v. 2121, n. 11, p. 27–3827, 2016.

FISCHER, W. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (fishing area 31). 1–7. ed. Roma: [s.n.].

FROESE, R.; PAULY, D. Fishbase. Disponível em: <[www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)>.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 72, n. 3, p. 773–779, 2008.

IKEJIMA, K. et al. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: Seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 56, n. 3–4, p. 447–457, 2003.

JACKSON, J. B. et al. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science (New York, N.Y.)*, v. 293, n. 5530, p. 629–37, 2001.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries (Bethesda)*, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981.

KARR, J. R. et al. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey*, p. 86, 1986.

KENNISH, M. J. Ecology of estuaries: biological aspects. Flórida: CRC PRESS, 2010.

KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U. Dynamics in Mangrove Fish Assemblages on a Macrotidal Coast. *Ecological Studies*, v. 211, p. 189–207, 2010.

KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U.; ROSENTHAL, H. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aquatic Living Resources*, v. 17, n. 2, p. 215–229, 15 abr. 2004.

MARCIANO, T. F.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L. B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. *Acta Limnol. Bras.*, v. 16, p. 225–237, 2004.

MARTINS-JURAS, I. D. A. G.; JURAS, A. A.; MENEZES, N. A. Relação preliminar dos peixes da Ilha de São Luís, Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 4, n. 2, p. 105–113, 1987.

PEREIRA, P. R. et al. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, v. 5, n. 1982–224, p. 399–404, 2007.

PÉREZ-DOMÍNGUEZ, R. et al. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons *Ecological Indicators*, 2012.



PESSANHA, A. L. M. et al. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 17, n. 1, p. 251–261, 2000.

SILVA JÚNIOR, M. G. et al. Caracterização Da Ictiofauna Em Três Canais De Maré Do Estuário Do Rio Paciência, Ilha De São Luís, Estado Do Maranhão. *Arquivo Ciências do Mar*, v. 46, n. 1, p. 5–21, 2013.

SOARES, L. S. (UNIVERSIDADE F. DO M. et al. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental de alguns canais de maré do estuário do rio Paciência, São Luís – MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*2, v. 24 (1), n. 1982–6421, p. 1–12, 2011.

SOUSA, M. R. J.; CASTRO, A. C. L.; SILVA, M. H. L. COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE QUALIDADE AMBIENTAL NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA INDÚSTRIA ALUMAR, ILHA DE SÃO LUÍS - MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, v. 24, n. 1982–6421, p. 1–8, 2011.

VIANA, A. P. et al. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 3, p. 467–486, 2010.

ZHU, D.; CHANG, J. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators*, v. 8, n. 5, p. 564–572, 2008.