



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
CURSO PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA –
PPGEAP
LABORATÓRIO DE DINÂMICA, AVALIAÇÃO E MANEJO DE RECURSOS
PESQUEIROS - DIAMAR

TESE DE DOUTORADO

ABORDAGEM MULTICRITERIAL E INDICADORES ECOLÓGICOS E
ECONOMICOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS
PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA NO ESTUÁRIO
AMAZÔNICO, BRASIL.

KEILA RENATA MOREIRA MOURÃO

Orientadora: Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou

Belém - PA

2012

KEILA RENATA MOREIRA MOURÃO

**ABORDAGEM MULTICRITERIAL E INDICADORES ECOLÓGICOS E
ECONOMICOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS
PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA NO ESTUÁRIO
AMAZÔNICO, BRASIL.**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou

Belém - PA

2012

KEILA RENATA MOREIRA MOURÃO

**ABORDAGEM MULTICRITERIAL E INDICADORES ECOLÓGICOS E
ECONOMICOS UTILIZADOS NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS
PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA NO ESTUÁRIO
AMAZÔNICO, BRASIL.**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Data: ____/____/____

Banca Examinadora:

ORIENTADORA:

Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou
Departamento de Pesca e Aquicultura
Universidade Federal Rural de Pernambuco

EXAMINADORES:

Profa. Dra. Victória J. Isaac
Instituto de Ciências Biológicas
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Pedro Walfir M. S. Filho
Instituto de Geociências
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas
Universidade do Oeste do Pará

Prof. Dr. Ronaldo Borges Barthem
Museu Paraense Emílio Goeldi.

SUPLENTE:

José Souto Rosa Filho
Instituto de Geociências
Universidade Federal do Pará

James Tony Lee
Instituto de Geociências
Universidade Federal do Pará



- *A Minha família (Meus pais, Humberto de Oliveira Mourão e Maria Alba Moreira Mourão e meus irmãos Alessandro e Keise Mourão) pessoas que sempre me apoiaram e que eu Amo muito.*
- *A Meu filho Ícaro, que está nesta caminhada mesmo antes de nascer, ainda na graduação, Te Amo.*
- *A Meu marido Jairo, amigo, companheiro, parceiro, esposo e porto seguro, Te Amo.*
- *A Minha Amiga e Orientadora, Flávia Lucena Frédou, que acreditou em mim há 10 anos lá na graduação e sempre abriu as portas para novas e importantes oportunidades em minha vida.*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

O meu primeiro agradecimento é para DEUS, sem a fé, crença e presença constante em minha vida, protegendo e guiando meus passos não teria sido tão especial e prazeroso.

A Nossa Senhora de Nazaré por interceder junto a seu filho Jesus em todos os momentos de minha vida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto Universal I e II e pela bolsa de estudo concedida durante o curso.

A Universidade Federal do Pará pelo apoio logístico em algumas coletas.

A minha orientadora: Profa. Dra. Flávia Lucena Frédou pela orientação, dedicação e empenho depositados ao longo de todo o decorrer deste trabalho.

Aos meus amigos do então laboratório “**DIAMAR**”, pelas coletas de campo, abertura de peixe, pelos quase incontáveis e enlouquecedores peixinhos, pela identificação taxonômica e pela digitação das planilhas. Foram dias divertidos, nunca de sacrifícios, porém por muitas vezes estressantes, mas não podemos reclamar, pois sempre foi pensado primeiro na equipe, especialmente quanto à segurança, alimentação e estadia. Os meus queridos e inesquecíveis amigos são: **Érica Moema, Cleydiane Magalhães, Danielly Torres, Bárbara Schallenberger, Andréa Pontes, Valdimere Ferreira, Ylana Melo, Esther Mirian, Sarita Nunes, Márcio Raiol, Rafael Thompson, Pedro Ruan e Leocyvan Nunes.**

Aos pescadores e seus familiares que sempre estiveram dispostos a executar o trabalho com muito profissionalismo. Neste parágrafo devo agradecer por área: **Rio Guamá (Ilha do Combu)** – Daniel, Raimundo, Emerson, Lene e Jessé; **Baía do Guajará (Ilha das Onças)** – Seu Dedé, Pingo e dona Rosa e; **Baía do Marajó (Ilha de Mosqueiro)** – ao mestre Sabá, Bruno, Sabá pai, Rubinho, Mário, Anderson Damasceno, Romildo e dona Socorro.

Aos meus grandes amigos de longas datas Roberto Vilhena e Bianca Bentes, pelas análises estatísticas.

A grande amiga Gisele Moraes pelos ensinamentos e dedicação com as análises estatísticas.

Ao professor Thierry Frédou pela amizade e ensinamentos empregados neste trabalho.

Ao professor José Souto pelas coletas de ictiofauna e análises de água realizadas no âmbito do Projeto CT-Hidro Combu.

A professora Rossineide Rocha pela estadia em sua casa em algumas coletas na Ilha de Mosqueiro.

A Patrícia (Mosqueiro) pela acolhida de meus amigos e estadia em sua casa em algumas coletas na Ilha de Mosqueiro.

As professoras Maria Oziléa e Odete Silveira pelas coletas do PROINT na região de Colares.

Ao Professor Pedro Walfir e ao Paulo José de Oliveira Alves, ambos do Laboratório de Análise de Imagens do Trópico Úmido (LAIT), pela imensa ajuda nas técnicas, ensinamentos e análises com o ArcGis.

Ao Oceanógrafo Artur Gustavo Miranda pela definição das áreas dos canais de maré.

Ao Biólogo Allan Jamerson pela ajuda na instalação de um importante programa para confecção da tese.

Ao Jairo e Icaro, por terem sido tão pacientes na minha ausência, amigos e carinhosos por toda a vida.

Aos meus pais, pessoas maravilhosas que nunca mediram esforços para atender qualquer solicitação dos filhos e que Deus escolheu para transmitir amor, educação, valores, respeito e muita dignidade.

Aos meus sobrinhos queridos Rafael e Rafaela.

Aos meus familiares em geral que sempre torceram por mim, os escolhidos para representá-los são: tia Didion, tia Edileuza, tio Rêco, Guilherme, Andreza, Patrícia, Lucas e Denise.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

"Em algumas situações de minha vida, todo o latido, empenho e dedicação para que se obtenha ao menos a perspectiva de um futuro melhor, às vezes parece que serão em vão, no entanto encontro em DEUS a força necessária para não desistir."

(Agetilde Rocha).

"Deixe a seriedade para as horas em que ela é inevitável: mortes, separações, dores e afins. No dia-a-dia, pelo amor de Deus, seja idiota! Ria dos próprios defeitos e principalmente de quem acha defeitos em você." (Arnaldo Jabour).

“Quem busca elogios e reconhecimento, está se expondo ao próprio fracasso”

(autor desconhecido).

“O cara só é sinceramente ateu quando está muito bem de saúde”

(Millôr Fernandes).

“Ser desagradável por opção, além de ser falta de educação é desnecessário”

(Agetilde Rocha).

FINANCIAMENTO



SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	21
2	HIPÓTESES	25
3	OBJETIVOS	26
3.1	<i>GERAL</i>	26
3.2	<i>ESPECÍFICOS</i>	26
4	FONTE DE DADOS UTILIZADOS	26
5	METODOLOGIA	29
5.1	<i>ÁREA DE ESTUDO</i>	29
5.2	<i>PERÍODOS DAS COLETAS E PONTOS DE MOSTRAGEM</i>	33
5.3	<i>COLETA DA ICTIOFAUNA</i>	35
5.4	<i>COLETA DE DADOS ABIÓTICOS</i>	35
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
CAPÍTULO I - COMPOSITION OF FUNCTIONAL ECOLOGICAL GUILDS OF THE FISH FAUNA OF THE INTERNAL SECTOR OF THE AMAZON ESTUARY, PARÁ, BRAZIL.		42
1	Introduction	44
2	Material and Methods	46
2.1	<i>Study area</i>	46
2.2	<i>Data collection</i>	48
2.3	<i>Data analysis</i>	50
2.3.1	Cumulative species curve	50
2.3.2	Composition of the fish assemblage	50

2.3.3	Guilds	51
2.3.4	Multivariate analysis	52
3	Results	52
3.1	<i>Salinity</i>	52
3.2	<i>Cumulative species curve</i>	53
3.3	<i>Composition of the fish assemblage</i>	54
3.4	<i>Guilds</i>	63
3.5	<i>Multivariate analysis</i>	64
4	Discussion	65
5	Conclusions	71
	References	71
	ANEXO 1:	79
	CAPÍTULO II - SEASONAL VARIATION IN FISH ABUNDANCE, DIVERSITY AND HABITAT USE IN THE INNER PORTION OF THE AMAZON ESTUARY IN THE BRAZILIAN STATE OF PARÁ.	89
1	Introduction	91
2	Material and Methods	92
2.1	<i>Study area</i>	92
2.2	<i>Data collection</i>	94
2.3	<i>Data analysis</i>	96
2.3.1	Abundance	96
2.3.2	Measures of diversity	97

2.3.3	Habitat use	97
2.3.4	Multivariate analysis	97
2.3.5	Environmental Parameters	98
3	Results	98
3.1	<i>Composition and Abundance</i>	98
3.2	<i>Measures of diversity</i>	105
3.3	<i>Habitat use</i>	106
3.4	<i>Multivariate analysis</i>	107
3.5	<i>Analysis of abiotic parameters</i>	112
4	Discussion	115
5	Conclusions	118
	References	119

CAPÍTULO III - ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA NO ESTUÁRIO AMAZÔNICO, BRASIL: UMA ABORDAGEM MULTICRITERIAL BASEADOS EM INDICADORES ECOLÓGICOS E ECONÔMICOS. 125

1	Introdução	127
2	Material e Métodos	129
2.1	<i>Área de estudo</i>	129
2.2	<i>Coleta de dados</i>	131
2.3	<i>Coleta da ictiofauna</i>	132
2.4	<i>Geoespacialização das amostragens</i>	133
2.5	<i>Abordagem metodológica</i>	133

2.6	<i>Protocolo metodológico</i>	134
2.7	<i>Análises de dados</i>	135
2.7.1	<i>Definição dos indicadores</i>	136
a)	<u>Diversidade do Ambiente (DA)</u>	136
b)	<u>Uso do Habitat (UH)</u>	137
c)	<u>Qualidade do Ambiente (QA)</u>	139
d)	<u>Abundância relativa (CPUE)</u>	140
e)	<u>Relação com a Pesca (RP)</u>	141
2.7.2	Definição do Índice de Prioridade da Ictiofauna - IPI	143
3	Resultados	145
3.1	<i>Mapas de critérios e indicadores</i>	145
a)	<u>Indicador Diversidade do Ambiente</u>	145
b)	<u>Indicador Uso do Habitat</u>	145
c)	<u>Indicador Qualidade do Ambiente</u>	145
d)	<u>Indicador Abundância Relativa</u>	146
e)	<u>Indicador Relação com a Pesca</u>	146
3.2	<i>Mapas de cenários com as áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna</i>	158
3.3	<i>Mapas das áreas prioritárias com integração de cenários</i>	164
4	Discussão	165
4.1	<i>Indicadores da ictiofauna</i>	165
4.2	<i>Pesca</i>	167

4.3	<i>Cenários Ecológicos e Econômicos</i>	168
5	Conclusões	169
	Referências	170
1	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	178
2	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICA	181

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO GERAL

Figura 1	Mapa da área de atuação dos projetos para coleta da ictiofauna.	29
Figura 2	Mapa de localização da área de estudo e as respectivas ilhas adjacentes.	30
Figura 3	Área da foz do rio Guamá (A e B) e ilha do Combu (C e D).	32
Figura 4	Área da baía do Guajará (A e B) e ilha das Onças (C e D).	32
Figura 5	Área da baía do Marajó (A e B) e ilha de Mosqueiro (C e D).	33
Figura 6	Fluxograma do desenho amostral. Área de atuação, períodos das coletas, ambientes (canal principal e canal de maré) e artes de pesca.	34
Figura 7	(A) Mapa com os pontos de amostragem total. Amostragem no canal de maré: (B) ilha do Combu; (C) ilha das Onças e (D) ilha de Mosqueiro.	34
Figura 8	Rede de emalhar utilizada no canal principal: Baía do Marajó (A e B); ilha das Onças C e Rio Guamá D.	36
Figura 9	Rede de arrasto utilizada no canal principal.	36
Figura 10	Rede de tapagem utilizada nos canais de maré.	37

CAPÍTULO I

Fig.1.	(A) Location map of study area and its adjacent islands.(B) Combu; (C) Onças and (D) Mosqueiro	47
Fig. 2	Sampling design: zones (Guamá River, Guajará and Marajó Bays); environment (main channel and tidal creeck) and seasonality (dry and rainy).	49
Fig. 3	Mean salinity in main channel for Guam River (GR), Guajará Bay (GB); Marajó Bay (MB) in Dry (D) and Rainy (R) seasons.	52
Fig. 4	Accumulation curve observed richness and estimated in the bootstrap. A) Guam River, B) and C) Guajará Bay and Marajó Bay, respectively. Bars represent the standard deviation.	54
Fig. 5	Composition and classification of the ichthyofauna for both abundance and occurrence by zone. Abundant and Frequent (AF); Abundant and Infrequent (AI); Less abundant and Frequent (LAF) and Less abundant and Infrequent (LAI).	55
Fig. 6	Enviroment guild by zone and (A) year and by season - B) dry season and C) rainy season.	63
Fig. 7	Feeding guild by zone and (A) year and by season - B) dry season and C) rainy season.	64
Fig. 8	Multivariate multidimensional scaling analysis by zone and main channel. A) Numerical percentage and B) Biomass percentage.	65
Fig. 9	Multivariate multidimensional scaling analysis by zone and tidal creek. A) Numerical percentage and B) Biomass percentage.	65
Fig. 10	Distribution of the ichthyofauna both environments limnc-marines by environment guild: Freshwater migrants (FM) and Freshwater stragglers (FS); Estuarine species (ES); Marine migrants (MM) and Marine stragglers (MS).	70

CAPÍTULO II

Fig.1.	(A) Location map of study area and its adjacent islands.(B) Combu; (C) Onças and (D) Mosqueiro./	93
Fig. 2	Sampling design: zones (Guam River, Guajará and Marajó Bays); environment (main channel and tidal creeck) and seasonality (dry and rainy).	95
Fig. 3	CPUE values for both numerical abundance and: CPUE _n and CPUE _b , considering zone - GR (Guam River), GB (Guajará Bay) and MB (Marajó Bay) and environment - Main Channel - Gill net (gn) and Trawl net (tw).	103
Fig. 4	CPUE values for both numerical abundance and: CPUE _n and CPUE _b , considering zone - GR (Guam River), GB (Guajará Bay) and MB (Marajó Bay), environment - Main Channel - Gill net (gn) and Trawl net (tw) and seasonality - Dry season (D) and Rainy season (R).	104

Fig. 5	CPUE values for both numerical abundance and: CPUEn and CPUEb, considering zone and environment.	105
Fig. 6	Total length by zone: Guamá River (GR); Guajará Bay (GB) and Marajó Bay (MB).	106
Fig. 7	Percentage of individuals by environmental and season using the zones (GR; GB and MB) as nursery and reproduction. R: rainy season; D: dry season; MC: Main Channel; TC: Tidal creek.	107
Fig. 8	Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for Main channel (Gill net).	108
Fig. 9	Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for Main channel (trawl net).	109
Fig. 10	Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for tidal creek (blocket net).	111
Fig. 11	Principal Component Analysis of biotic and abiotic factors in Marajó Bay.	114

CAPÍTULO III

Fig. 1	(A) Mapa de localização da área de estudo mostrando os pontos de coleta no período seco e chuvoso; Amostragem no canal de maré; (B) ilha do Combu; (C) ilha das Onças e (D) ilha de Mosqueiro.	130
Fig. 2	Desenho amostral: área (rio Guamá, baía do Guajará e baía do Marajó), ambiente (canal principal) e sazonalidade (períodos seco e chuvoso).	131
Fig. 3	Esquema sintetizado para a definição dos mapas de prioridade para a conservação da ictiofauna.	135
Fig. 4	Mapas de critérios sazonais: A e B - riqueza (S), C e D - diversidade (D), E e F - equitabilidade (J').	147
Fig. 5	Indicador Diversidade do Ambiente (DA).	148
Fig. 6	Mapas de critérios sazonais: A e B - berçário (%A), C e D - reprodução (%CD), E e F - índice de repleção (RI).	149
Fig. 7	Indicador Uso do Habitat (UH).	150
Fig. 8	Mapas de critérios sazonais: A e B - N° de guildas tróficas, C e D - Piscívoros (%PV), E e F - Zoobentívoros (%ZB).	151
Fig. 9	Indicador Qualidade do Ambiente (QA).	152
Fig. 10	Mapas de critérios sazonais: A e B - CPUEn emalhe, C e D - CPUEb emalhe, E e F - Densidade_n arrasto, G e H - Densidade_b arrasto.	154

Fig. 11	Indicador Abundância Relativa (CPUE).	154
Fig. 12	Mapas de critérios sazonais: A e B – N ^o Espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração (SAS); C e D - CPUE _n emalhe; E e F - CPUE _b emalhe; G e H – Densidade _n arrasto; I e J – Densidade _b arrasto. EIC – Espécies de Importância Comercial.	156
Fig. 13	Indicador Relação com a Pesca (RP).	157
Fig. 14	Mapa do Índice de Prioridade da ictiofauna - IPI.	159
Fig. 15	Mapas de prioridades sazonais com cenários ecológicos: A e B - Cenário Ecológico 1; C e D - Cenário Ecológico 2; E e F - Cenário Ecológico 3; G e H – Cenário Ecológico 4; I e J - Cenário Ecológico 5.	161
Fig. 16	Mapas de prioridades com cenários de importância econômica: A e B - Cenário Econômico 1; C e D - Cenário Econômico 2; E e F - Cenário Econômico 3; G e H - Cenário Econômico 4; I e J - Cenário Econômico 5.	163
Fig. 17	Mapa final de prioridades integrando os cenários ecológicos e de importância comercial para a ictiofauna. Azul – Prioridade Média a Alta; Vermelho – Prioridade Muito Alta. A) Período Chuvoso e B) Período Seco.	164

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Table1.	Composition of the ichthyofauna captured in the three sampling zones. Guamá River – GR; Guajará Bay – GB; Marajó Bay - MB. Main Channel - Ch and Tidal creek - Tc; Dry – D and Rainy – R; Estuarine Functional Groups (EUFG) - Marine Stragglers (MS); Marine Migrants (MM); Estuarine Species (ES); Freshwater Migrants (FM), and Freshwater Stragglers (FS); Feeding Mode Functional Groups (FMFG) - Zooplanktivore (ZP); Detritivore (DV); Piscivore (PV); Zoobenthivore (ZB); Opportunist/Omnivore (OP); Piscivore/Zoobenthivore: PV/ZB; Insectivore (IS). (*) species common for all the studied area and environments. Abundant and Frequent (AF); Abundant and Infrequent (AI); Less abundant and Frequent (LAF) and Less abundant and Infrequent (LAI).	57
----------------	---	----

CAPÍTULO II

Table 1.	Composition of the ichthyofauna captured in the three sampling zones. Guamá River – GR; Guajará Bay – GB; Marajó Bay - MB. Main Channel - Ch and Tidal creek - Tc; Dry – D and Rainy – R.	99
Table 2.	Mean Diversity index by zone: species richness (S); diversity Margalef's index (D); Pielou's evenness index (J'); diversity	105

	Shannon's index (H') and Simpson index (λ). Area: Guamá River, Guajará Bay and Marajó Bay and seasonality: Dry and Rainy season.	
Table 3.	SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for main channel (gill net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.3 for CPUEn and Diss/SD>0.3 for CPUEb.	108
Table 4.	SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for main channel (trawl net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.3 for CPUEn and Diss/SD>0.3 for CPUEb.	110
Table 5.	SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for tidal creek (blocket net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.6 for CPUEn and Diss/SD>0.6 for CPUEb.	111
Table 6.	Environmental parameters by zone - Guam River, Guajará Bay and Marajó Bay; environment - Main channel and Tidal creek and seasonality - rainy season and dry season.	113
Table 7.	Correlation between environmental variables on axes 1 and 2 (PCA) in the inner portion of the Amazon estuary.	114

CAPÍTULO III

Tabela 1.	Características que definem o indicador diversidade do ambiente (DA).	137
Tabela 2.	Características que definem o indicador uso do habitat (UH).	138
Tabela 3.	Características que definem o indicador Qualidade do Ambiente (QA).	140
Tabela 4.	Características que definem o indicador Abundância relativa (CPUE).	141
Tabela 5.	Características que definem o indicador Relação com a Pesca (RP).	142
Tabela 6.	Pesos definidos aos indicadores para a construção dos mapas de cenários.	144

RESUMO

Este estudo foi dividido em três etapas: (1) caracterização da distribuição espaço temporal da ictiofauna na área de transição do ambiente limnico e marinho (capítulo 1); (b) utilização de descritores de comunidade como forma de determinar a estrutura da comunidade e o uso do habitat pela ictiofauna (capítulo 2) e (3) utilização dos descritores da comunidade estudados nos capítulos 1 e 2, como critérios na elaboração de indicadores (integrados em ambiente SIG) para definir áreas prioritárias e cenários para a conservação da ictiofauna (capítulo 3). As coletas da ictiofauna ocorreram no canal principal e nos canais de maré entre os anos de 2004 a 2011 nos períodos seco (julho a dezembro) e o chuvoso (janeiro a junho), utilizando-se, como artes de pesca, a rede de emalhe, rede de arrasto e tapagem, em três importantes zonas do estuário Amazônico: as baías de Guajará e Marajó e foz do rio Guamá. Foram capturados um total de 41.516 exemplares que corresponderam a uma ictiofauna composta de 136 espécies, 38 famílias e 12 ordens. A eficiência da amostragem foi consideravelmente boa, pois aproximadamente 90% da ictiofauna foi coletada em cada área de estudo. A distribuição espaço temporal da ictiofauna na área de transição do ambiente limnico e mesohalino, mostrou que a riqueza de espécies aumenta no sentido do rio Guamá em direção à baía do Marajó, juntamente com o aumento da salinidade. Em relação aos grupos funcionais tróficos, piscívoros (PV) e zoobentívoros (ZB) foram os dominantes em todas as áreas. Os descritores da comunidade revelaram para o canal principal, os maiores valores de abundância relativa em biomassa e número para a baía do Marajó. Em relação ao canal de maré, a abundância em biomassa foi maior para a baía do Guajará. O canal principal é utilizado para criadouro e crescimento de juvenil, com 90% dos indivíduos em estágio gonadal imaturo. Os indicadores diversidade do ambiente (DA), uso do habitat (UH), abundância relativa (CPUE), saúde do ambiente (SA) e relação com a pesca (RP), apresentaram prioridades de conservação considerada média e alta, ao longo da área de estudo. Assim como os cenários ecológicos e econômicos que, respectivamente, mostraram uma prioridade considerada média-alta e alta-muito alta de conservação da ictiofauna na porção mais ao norte da baía de Marajó e para o período seco. As metodologias aplicadas determinaram a importância ecológica da área de estudo, enfatizando a heterogeneidade entre as mesma e que portanto, não podem ser

consideradas como um único ambiente. Quanto a abordagem multicriterial adotada, não há precedentes para o estuário amazônico. Esta metodologia mostrou-se eficaz ao oferecer, através dos diferentes cenários, uma gama de opções que permite ao tomador de decisões explorar a problemática da melhor forma possível ou então utilizá-la como parte integrante de um processo de tomada de decisão.

ABSTRACT

This study was divided into three steps: (1) description of spatial and temporal distribution of fish fauna in the area of transition from marine and freshwater environments (Chapter 1), (b) use of descriptors of community as a way to determine the community structure and use of the habitat for fish fauna (Chapter 2) and (3) use of community descriptors studied in Chapters 1 and 2, as a criteria to development indicators (integrated in GIS environment) to define priority areas and scenarios for the conservation of the fish fauna (Chapter 3). The collections of the fish fauna in the main channel and tidal creek occurred from 2004 to 2011 during the dry period (July-December) and rainy period (January-June), using gill net, trawl and block net as fishing gears, and in three important areas of the Amazon estuary: the bays of Guajará and Marajó and Guamá River. A total of 41,516 specimens of 136 species, 38 families and 12 orders were captured. The spatial and temporal distribution of fish fauna in the area of transition from mesohaline and freshwater environments showed that species richness increases from the Guamá River towards the Marajó Bay, along with the increasing salinity. In relation to trophic functional groups, piscivores (PV) and zoobentívoros (ZB) were dominant in all areas. The community descriptors obtained in the main channel, showed the highest values of biomass and relative abundance in number in Marajó Bay. In relation to the tidal channel, the abundance of biomass was greater in Guajará Bay. The main channel is used for breeding and nursery, and 90% of the individuals were immature. The indicators of diversity of the environment (DA), habitat use (UH), relative abundance (CPUE), environmental health (SA) and relation to fisheries (PR), showed conservation priorities considered medium and high, along the area study. This trend was also observed considering the ecological and economic scenarios, that showed medium-high and high-very high priority for conservation of the fish fauna in the northern portion Marajó Bay in the dry period, respectively. The methodologies used determined the ecological importance of the study area, emphasizing the heterogeneity between them and therefore cannot be considered as a single environment. The multicriterial approach adopted has no precedent for the Amazon estuary. This methodology proved to be effective in providing, through the different scenarios, a range of options that allows the decision maker to explore the issue as best as possible or use it as part of a process of decision making.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários são ecossistemas de transição entre o oceano e o continente, que em condições naturais, são biologicamente mais produtivos que rios e o oceano, e constituem o hábitat natural de aves, mamíferos e peixes, desempenham papel essencial no fornecimento de zonas de berçários, alimentação e reprodução de numerosas espécies, proporcionando também, pela presença de áreas mais rasas, habitat favorável para vários estágios do ciclo de vida e rotas migratórias para espécies anádromas e catádomas (YAÑEZ-ARANCIBIA, 1986; ELLIOTT & MCLUSKY, 2002; MIRANDA et al., 2002; ELLIOTT et al., 2007; MARTINHO et al. 2007).

As populações de peixes são os principais recursos potencialmente exploráveis nos estuários, o balanço energético dentro do sistema estuarino é regulado pelas comunidades ictiofaunísticas que desempenham importantes funções através de processos de transformação, condução, troca e armazenamento de energia nos vários níveis tróficos do ecossistema (YAÑEZ-ARANCIBIA, 1978). O refúgio contra predadores, pouca profundidade e turbidez são fatores que explicam a elevada abundância de peixes nessas áreas (SPACH et al., 2003).

Os estuários e zona costeira adjacente ocupam uma das áreas mais vulneráveis a fatores e processos antrópogênicos, com maiores riscos tanto biológicos quanto socioeconômicos, especialmente os causados por derrames de óleo e derivados do petróleo (ANDRADE et al., 2010). Os peixes são os grupos que mais sofrem a pressão antrópica, sobretudo a sobrepesca (ISAAC et al., 2008) e desastres ambientais (VIANA et al., 2012). A ação danosa do homem sobre o meio ambiente tem demandado alternativas que visem à proteção e conservação da biodiversidade, dentre as quais se destaca a criação de áreas prioritárias para a conservação.

Estudos que propõem a utilização de áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira e conservação da biodiversidade para a zona costeira e marinha vêm crescendo mundialmente em importância (FOX & BECKLEY, 2005; REESE & BRODEUR, 2006; MMA, 2007; STELZENMÜLLER et al., 2007), bem como, especificamente para os sistemas aquáticos de água doce (DARWALL e VIÉ, 2005; MOILANEN et al., 2008; HERMOSO et al., 2011, STRECKER et al.,

2011). Contudo, estes trabalhos, quando comparados com àqueles de abordagem terrestre, ainda são minoritários.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) são amplamente aplicados em uma variedade de situações (STORE & KANGAS, 2001). A utilização desta ferramenta com enfoque de conservação da biodiversidade têm se mostrado eficiente na identificação de áreas prioritárias (WOOD & DRAGICEVIC, 2007). O sucesso dos SIGs diz respeito principalmente à capacidade de interação e análise de diferentes planos de informação que compõem o objeto de estudo (VALENTE & VETTORAZZI, 2008).

Os múltiplos critérios, geralmente estão associados à maioria dos trabalhos sobre a priorização de áreas que enfocam a conservação dos recursos naturais, estes elementos, formam a estrutura do processo de tomada de decisão (KANGAS et al., 2000). Para Malczewski (2004) devem ser levadas em consideração duas abordagens para a combinação dos multicritérios e os SIGs: a capacidade do SIG em adquirir, armazenar, recuperar, manipular e analisar os dados georreferenciados e, quanto aos critérios, a capacidade de serem combinados junto aos conceitos dos tomadores de decisão. A ponderação com pesos - valores de importância atribuídos aos critérios, indicam a relevância de um critério em relação aos outros - é comumente utilizada. Embora não exista uma regra consensual para a atribuição de seus valores, geralmente são dados pela consulta a especialistas, à comunidade envolvida ou pelo tomador de decisão (RODRIGUES et al., 2004; GENELETTI & DUREN, 2008).

No Brasil, o panorama das áreas prioritárias ganhou novo rumo a partir da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, em 1992, onde foi assinado o principal objetivo da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) que é o de assegurar a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos. Em 2000, o processo de criação e gestão de áreas protegidas no Brasil foi regulamentado pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, através da Lei Nº 9.985 de 18/07/2000. O SNUC divide as Unidades de Conservação em unidades de proteção integral (Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Parques Nacionais e Estaduais, Monumentos Naturais e Refúgios da Vida Silvestre) e unidades de uso sustentável (Áreas de Proteção Ambiental, Áreas de Relevante Interesse Ecológico, Florestas

Nacionais e Estaduais, Reservas Extrativistas, Reservas de Fauna, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Particulares de Patrimônio Natural).

O Ministério do Meio Ambiente, em 2005 (MMA, 2007), definiu o novo mapa das Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade brasileira. Neste momento, foram identificadas 2.684 áreas prioritárias, das quais 1.123 já eram áreas protegidas sob a forma de Unidades de Conservação ou Terras Indígenas e outras 1.561 áreas novas foram propostas. No bioma Amazônia para a zona costeira e marinha, 110 áreas prioritárias foram identificadas, com destaque no estado do Pará, dentre outras áreas, para as ilhas de Belém e o braço sul do arquipélago do Marajó. Estas áreas foram reconhecidas como áreas prioritárias de importância biológica extremamente alta, com urgência de ação extremamente alta e tendo como principal ação prioritária, o ordenamento (MMA, 2007). Segundo Borges et al. (2007), na Amazônia estão presentes a maior parte dos ecossistemas tropicais poucos perturbados de todo o planeta; no entanto, é neste mesmo bioma que se observam as mais intensas taxas de degradação ambiental.

O estuário amazônico, maior bacia hidrográfica do mundo (COSTA, 1996), é formado pelas descargas dos rios Amazonas ao norte e rio Tocantins ao sul da Ilha de Marajó (SIOLI, 1966). A mistura de aproximadamente 6.300 km³/ano de águas continentais e 9,3 x 10⁸ t/ano de sedimentos com águas oceânicas (MEADE, et al., 1979) torna este ambiente peculiar e propício ao abrigo de espécies marinhas e de água doce (MILLIMAN et al., 1983). Estima-se que existam entre a região das reentrâncias maranhenses-paraenses e a região do estuário amazônico e a costa do Amapá aproximadamente 303 espécies de peixes pertencentes a 23 ordens e 86 famílias (CAMARGO e ISAAC, 2001).

A cidade de Belém, capital do estado do Pará, inserida na porção interna do estuário amazônico, corresponde ao principal centro de transição entre as regiões da Amazônia Oriental, Central e Ocidental (FURTADO e SOUSA, 2006). Seu território está dividido em duas zonas distintas, uma continental (173,78 km² – 34,36% de área) e outra insular composta por 43 ilhas (332,04 km² - 65,64% de área) (MARTINS, 2000). Possui uma extensa região de várzea, rios, baías, praias, furos e canais de maré, que abrigam espécies de crustáceos e peixes marinhos e de água doce, intensamente utilizada pela população local como fonte de subsistência alimentar e renda através da atividade pesqueira artesanal (BARTHEM, 1985;

BARTHEM e GOULDING, 1997; BENTES et al., 2011; VIANA et al., 2010; OLIVEIRA e LUCENA FRÉDOU, 2011).

A área do presente estudo corresponde à região insular da cidade de Belém, porção interna do estuário amazônico e engloba a foz do rio Guamá, as baías do Guajará e Marajó e as ilhas adjacentes: Combu, Onças e Mosqueiro, respectivamente. A foz do rio Guamá, recebe constantes aportes de sedimentos da baía do Guajará e sofre influência das marés oceânicas. Nesta área, a salinidade varia entre 0,04 a 0,42 (PAIVA et al., 2006) podendo tornar-se ligeiramente salobra no pico do período seco (MONTEIRO et al., 2009). A ilha do Combu está inserida em uma Área de Proteção Ambiental (APA) e compreende uma área de 15 km², caracterizando-se por ser uma região de várzea, com alagações periódicas dos rios (RIBEIRO, 2004).

A baía do Guajará, fisicamente mais estreita e protegida, está delimitada a leste pela cidade de Belém, a oeste pela ilha das Onças e ao norte comunica-se com a baía do Marajó até as proximidades da ilha de Mosqueiro (PINHEIRO, 1987). O processo de degradação ambiental a que a baía do Guajará vem sendo submetida há décadas (RIBEIRO, 2004; GREGÓRIO e MENDES, 2009; VIANA et al., 2010) colocam esta área em atenção máxima. Adjacente a esta baía, têm-se a ilha das Onças, com aproximadamente 19 km de comprimento, composta por uma série de ilhas menores e inúmeros canais de maré, que servem de abrigo e proteção pra ictiofauna.

A baía do Marajó, que compreende a região mais próxima do oceano, é localizada ao sul da ilha do Marajó e recebe toda a descarga do rio Tocantins, outros pequenos afluentes e do rio Amazonas (BARTHEM, 1985). A ilha de Mosqueiro, localizada às margens da baía do Marajó é a maior das ilhas, com superfície aproximada de 212 km² (MARTINS, 2000), corresponde a um importante entreposto pesqueiro (SANYO TECHNO MARINE, 1998; OLIVEIRA e LUCENA FRÉDOU, 2011) e possui duas unidades de conservação: Parque Municipal da ilha do Mosqueiro – com 190 ha e Estação Ecológica do Furo das Marinhas - composta por dez ilhas, totalizando 380 ha.

Diante do exposto e considerando a ausência de gerenciamento ambiental eficiente em áreas relevantes no estuário amazônico, este estudo tem a proposta de identificar a ictiofauna e caracterizar sua composição, distribuição e forma de uso do habitat sazonal e espacial ao longo da área de estudo, bem como de identificar

áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna nas baías de Guajará e Marajó e ilhas no seu entorno, porção do estuário amazônico ainda pouco estudado, porém grandioso no que diz respeito a habitat, recursos naturais (fauna e flora) e importância sócio-econômica (COELHO, 1980; BARTHEM, 1985; PROST e RABELO, 1996; CAMARGO e ISAAC, 2001; VIANA et al., 2010).

A importância deste estudo também é de apresentar uma metodologia pioneira (adaptada de ANDRADE et al., 2010) que utiliza uma abordagem multicriterial, englobando critérios e indicadores ecológicos e econômicos da ictiofauna e o subsídio do SIG, tendo como finalidade a identificação de áreas prioritárias de conservação. Esta metodologia oferece uma ampla abordagem científica através das diferentes respostas apontadas pelos mapas de cenários, que permite ao tomador de decisões explorar a problemática da melhor forma possível (POSSINGHAM et al., 2000), ou então utilizá-la como parte integrante de um processo de tomada de decisão (BALRAM et al., 2003).

2. HIPÓTESES

- 1- A área de estudo corresponde a um ambiente de transição e é associada a uma comunidade ictiofaunística com características limnéticas e mesohalinas.

- 2- Múltiplos critérios, sistema de informação geográfica (SIG) e mapas com cenários podem ser utilizados como subsídios à tomada de decisão, utilizando a ictiofauna para a definição de áreas prioritárias para a conservação.

3. OBJETIVOS

3.1 GERAL

Identificar áreas prioritárias para a conservação no estuário amazônico, utilizando abordagem multicriterial, a ictiofauna como indicador e ambiente SIG como ferramentas capazes de subsidiar a tomada de decisão.

3.2 ESPECÍFICOS

- Identificar a ictiofauna e caracterizar sua composição e distribuição sazonal e espacial ao longo da área de estudo;
- Identificar a forma de utilização do habitat pela ictiofauna e sua variação sazonal e espacial, ao longo da área de estudo;
- Identificar, utilizando critérios e indicadores relacionados aos aspectos ecológicos e econômicos da ictiofauna (integrados em ambiente SIG), as principais áreas destinadas à conservação da ictiofauna.

4. FONTE DE DADOS UTILIZADOS

Para o desenvolvimento deste trabalho e cumprimento dos objetivos propostos foram utilizadas várias fontes de dados, a saber (Figura 1).

1. **UNIVERSAL I / CNPq** - (*Identificação de áreas prioritárias para o manejo de recursos pesqueiros nas Ilhas do entorno de Belém (Pará) através da utilização de critérios*). As coletas foram realizadas nos anos de 2008 e 2009, em 4 ocasiões: estação seca (setembro-outubro), transição seco-chuvoso (dezembro-janeiro), chuvoso (março-abril) e transição chuvoso seco (junho-julho). Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação da ictiofauna das ilhas de Mosqueiro e Onças;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Mapeamento dos pesqueiros no entorno da baía do Guajará e de Marajó.

- Caracterização das pescarias e estimativa da produção pesqueira nas ilhas do Combu e Mosqueiro.

2. **UNIVERSAL II / CNPq** - (Zoneamento econômico e ecológico da ictiofauna na baía de Marajó através de abordagem multicriterial). As coletas foram realizadas nos anos de 2009 e 2010, em 4 ocasiões: estação seca (setembro-outubro), transição seco-chuvoso (dezembro-janeiro), chuvoso (março-abril) e transição chuvoso seco (junho-julho). Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação e caracterização ecológica da ictiofauna na baía do Marajó;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Mapeamento dos pesqueiros no entorno da baía do Marajó;
- Análise de físico-química da água.

3. **ILHA DO COMBU / CT-HIDRO** (*Diagnóstico da qualidade de água e suas implicações sobre o sistema homem e ambiente na Amazônia - ilha do Combu - Belém – PA*). As coletas foram realizadas nos anos de 2008 e 2009, em 4 ocasiões: estação seca (setembro-outubro), transição seco-chuvoso (dezembro-janeiro), chuvoso (março-abril) e transição chuvoso seco (junho-julho). Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação da ictiofauna do canal e igarapés da ilha do Combu e entorno;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Análise de físico-química da água;
- Uso de biomarcadores histológicos em peixes como indicativo de poluição.

4. **PIATAM Mar II** (*Potenciais Impactos Ambientais do Transporte de Petróleo e Derivados na Zona Costeira Amazônica*) – Coleta em setembro de 2007. Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação da ictiofauna na baía do Guajará e baía do Marajó;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Mapeamento dos pesqueiros na baía do Guajará e baía do Marajó.

5. **QUALI-GUAJARÁ / CT-HIDRO** (*Diagnóstico da qualidade ambiental na baía do Guajará (Belém-PA) utilizando indicadores químicos e biológicos*). As

coletas foram realizadas nos anos de 2004 e 2005, em 4 ocasiões: estação seca (meses setembro-outubro), transição seco-chuvoso (meses de dezembro-janeiro), chuvoso (meses de março-abril) e transição chuvoso seco (meses junho-julho).

Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação da ictiofauna do canal e igarapés da baía do Guajará e ilha das Onças;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Análise de físico-química da água;

6. **PROINT / COLARES** (*Medições oceanográficas de campo e por satélites*). A área escolhida foi à região adjacente ao município de Colares. As coletas foram realizadas nos anos de 2008 e 2009, em duas ocasiões: estação seca (julho-dezembro). Neste projeto os dados coletados foram referentes à:

- Identificação da ictiofauna no entorno de Colares, área adjacente à baía de Marajó;
- Identificação de áreas relevantes de reprodução, alimentação e berçário;
- Análise de físico-química da água;
- Análise de físico-química do sedimento;
- Análise da hidrodinâmica costeira e estuarina;

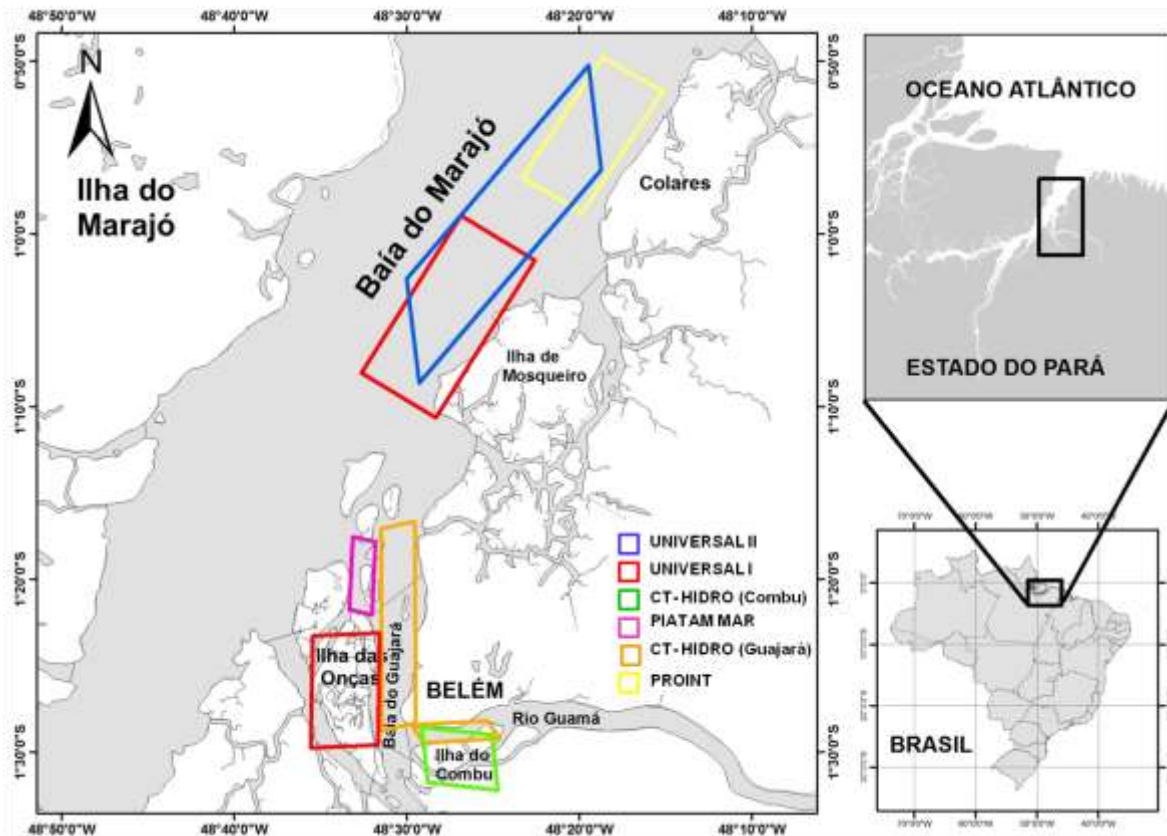


Figura 1. Mapa da área de atuação dos projetos para coleta da ictiofauna.

5. METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a região insular da cidade de Belém, porção interna do estuário amazônico, especificamente em sua margem direita, subdivididas em três áreas e denominadas neste estudo de: foz do rio Guamá, baía do Guajará e baía do Marajó (Figura 2). Esta área é caracterizada como um ambiente fluvial que sofre influência das marés oceânicas (CORDEIRO, 1987; PINHEIRO, 1987), composta por 43 ilhas que ocupam cerca de 330 km² (65,6% de área do total) (MARTINS, 2000). Para cada área, uma ilha adjacente foi incluída nas coletas da ictiofauna, a saber: foz do rio Guamá (ilha do Combu), baía do Guajará (ilha das Onças) e baía do Marajó (ilha de Mosqueiro) (Figura 2).

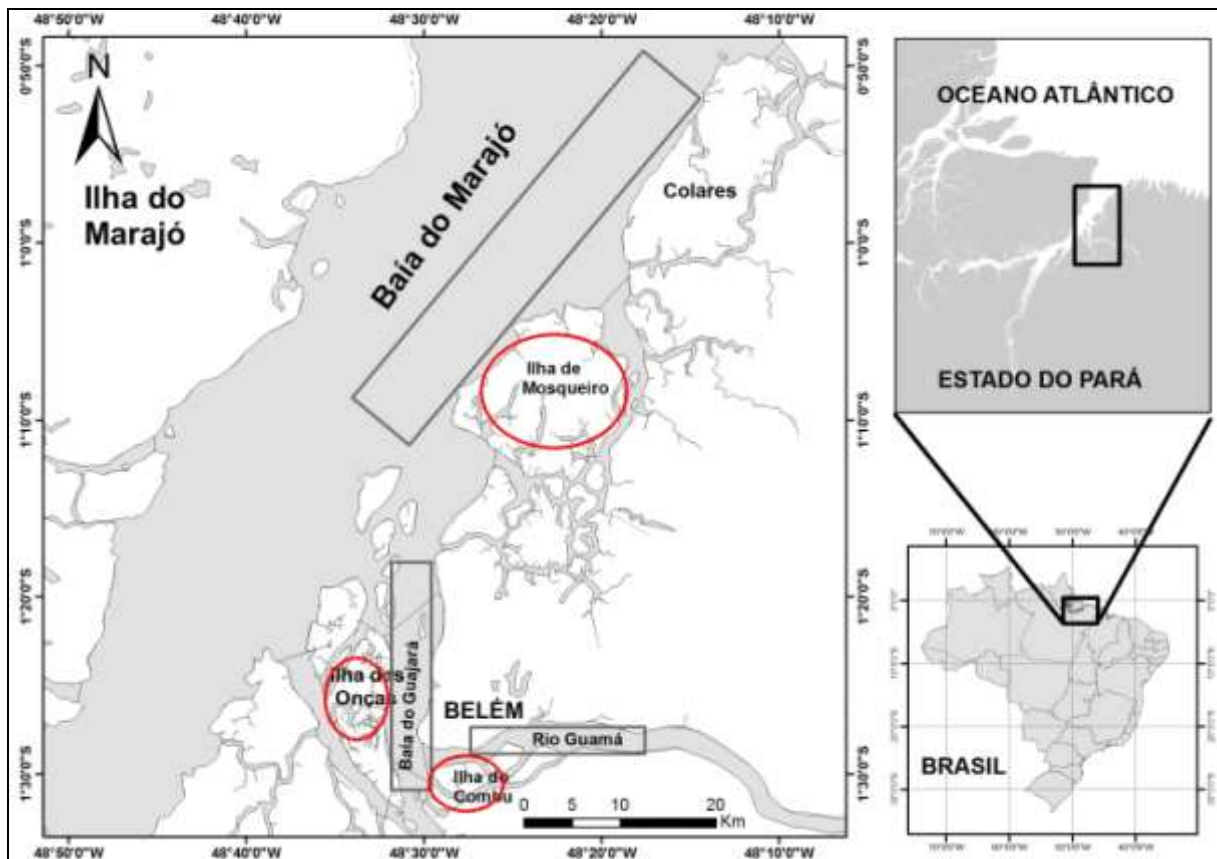


Figura 2. Mapa de localização da área de estudo e as respectivas ilhas adjacentes.

A foz do rio Guamá, recebe constantes aportes de sedimentos da baía do Guajará e sofre influência das marés oceânicas. A salinidade varia entre 0,04 a 0,42 (PAIVA et al., 2006) podendo tornar-se ligeiramente salobra no pico do período seco (MONTEIRO et al., 2009). A importância deste ambiente refere-se à presença da ilha do Combu, que está inserida em uma Área de Proteção Ambiental (APA) e compreende uma área de 15 km², caracterizando-se por ser uma região de várzea, com alagações periódicas dos rios (RIBEIRO, 2004) (Figura 3).

A baía do Guajará, estreita e protegida, está delimitada a leste pela cidade de Belém, a oeste pela ilha das Onças e ao norte comunica-se com a baía do Marajó até as proximidades da ilha de Mosqueiro, distante cerca de 100 km do oceano Atlântico (PINHEIRO, 1987) (Figura 4). No estuário guajarino, a salinidade chega até 1 no período menos chuvoso, especialmente próximo ao fundo, indicando a penetração da maré salina sob a forma de cunha (PINHEIRO, 1987) e é praticamente nula no período chuvoso (GREGÓRIO e MENDES, 2009). A baía do Guajará vem sendo submetida há décadas a um processo de degradação ambiental devido a: intenso tráfego de embarcações, vulnerabilidade ao derramamento de óleo

e derivados do petróleo, concentração de indústrias, portos, núcleos habitacionais da região metropolitana de Belém e ocupação desordenada de suas margens (madeiras, bares, etc.) que juntos despejam seus efluentes dos esgotos sanitários e pluviais nas águas (RIBEIRO, 2004; GONÇALVES e SOUZA FILHO, 2005; GREGÓRIO & MENDES, 2009; VIANA et al., 2010). Adjacente a esta baía, têm-se a Ilha das Onças, com aproximadamente 19 km de comprimento e uma série de ilhas menores e inúmeros canais de maré, que servem de abrigo e proteção para a ictiofauna.

A baía do Marajó, que compreende a região mais próxima do oceano, está localizada ao sul da ilha do Marajó e recebe toda a descarga do rio Tocantins, outros pequenos afluentes e do rio Amazonas (BARTHEM, 1985) (Figura 5). Diferencia-se das demais áreas por ser uma região intensamente explorada pela pesca artesanal e que possui por inúmeros pesqueiros ao longo de sua extensão (OLIVEIRA e LUCENA FRÉDOU, 2011). A salinidade nesta baía é bastante variável: de 0 a 0,5 no período chuvoso e acima de 2 no período seco, podendo chegar a 10 na sua foz (BARTHEM, *op. cit.*). A ilha de Mosqueiro, com superfície aproximada de 212 km² (MARTINS, 2000) tem como uma das principais atividades econômicas a pesca artesanal e o turismo (SANYO TECHNO MARINE, 1998; OLIVEIRA e LUCENA FRÉDOU, 2011).



Figura 3. Área da foz do rio Guamá (A e B) e ilha do Combu (C e D).



Figura 4. Área da baía do Guajará (A e B) e ilha das Onças (C e D).



Figura 5. Área da baía do Marajó (A e B) e ilha de Mosqueiro (C e D).

5.2 PERÍODOS DAS COLETAS E PONTOS DE AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas entre os anos de 2004-2005/2008-2009 na foz do rio Guamá e ilha do Combu; de 2004-2005/2007-2008 na baía do Guajrá e ilha das Onças e entre 2008-2011 na baía do Marajó e ilha de Mosqueiro. As coletas aconteceram no período de verão (julho a dezembro) e inverno (janeiro a junho), aqui denominado de seco e chuvoso, respectivamente (EGLER e SCHWASSMANN, 1962) (Figura 6). Nas três áreas de estudo, as capturas foram padronizadas para o ambiente de canal principal e canal de maré (Figura 7).

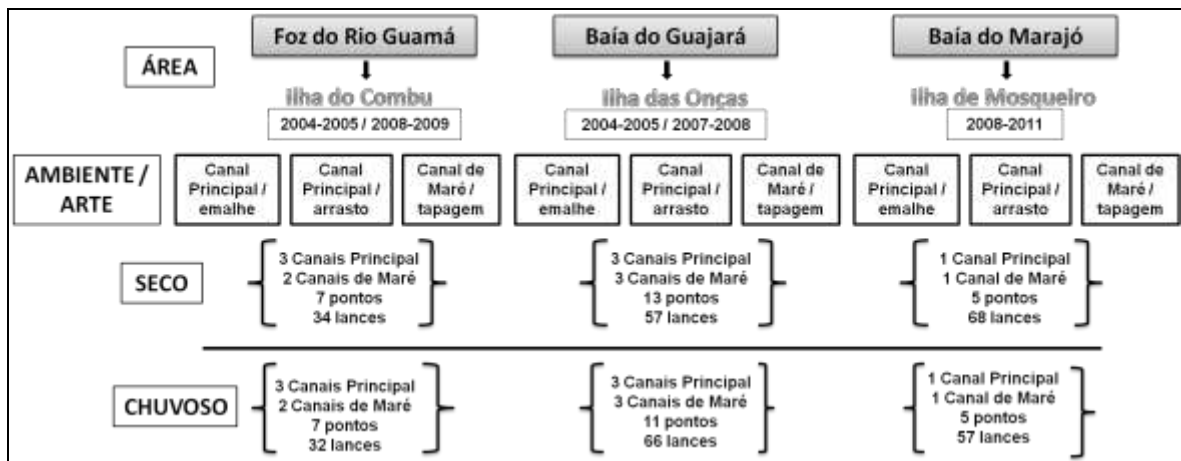


Figura 6. Fluxograma do desenho amostral. Área de atuação, períodos das coletas, ambientes (canal principal e canal de maré) e artes de pesca.

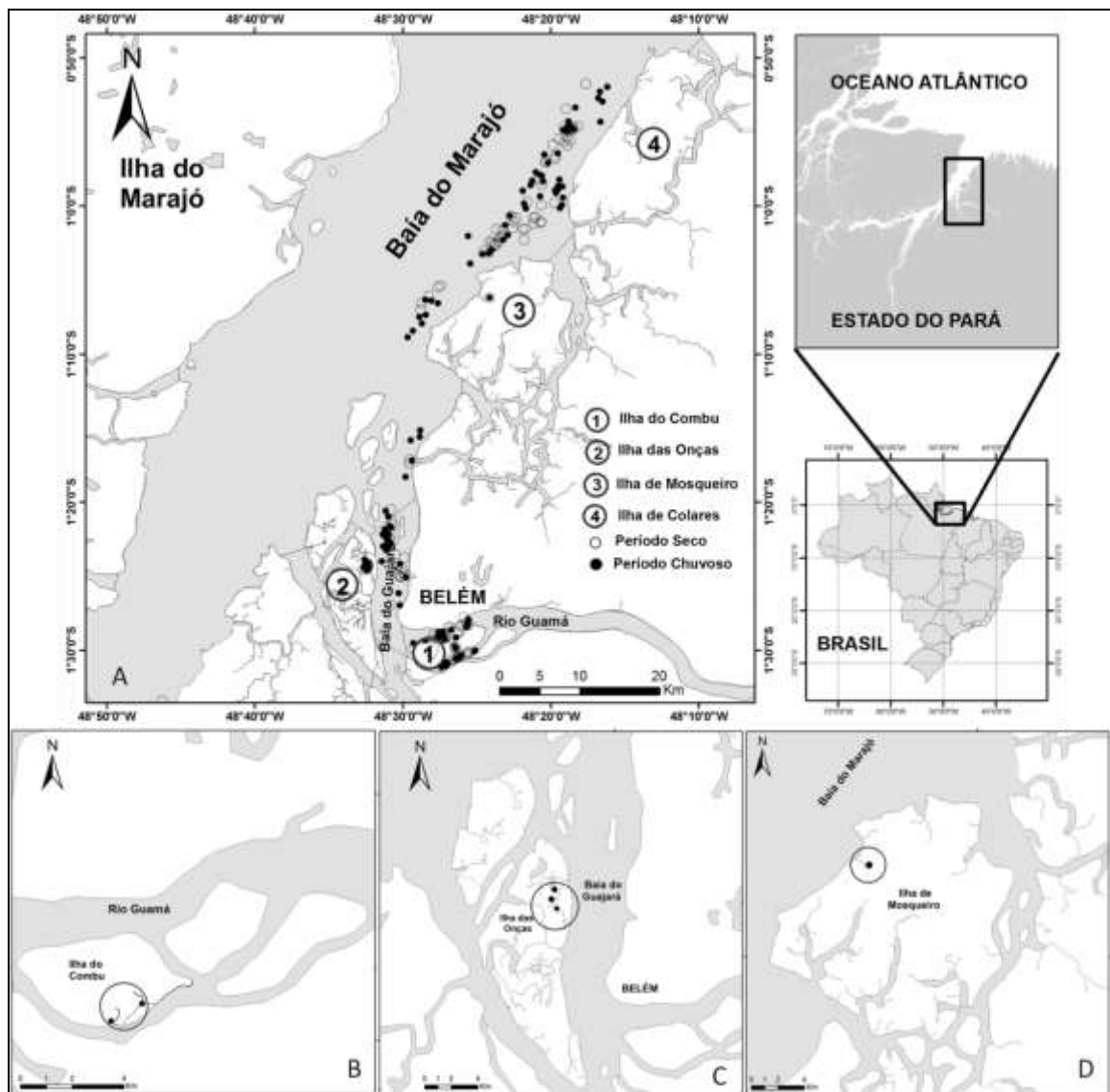


Figura 7. (A) Mapa com os pontos de amostragem total. Amostragem no canal de maré: (B) ilha do Combu; (C) ilha das Onças e (D) ilha de Mosqueiro.

5.3 COLETA DA ICTIOFAUNA

Considerando as especificidades de cada área, diferentes protocolos de amostragem foram utilizados, entretanto, os mesmos foram padronizados por área. No canal principal, em todas as áreas, foram utilizadas as redes de emalhe (monofilamento com malhas de 25 mm, 30 mm, 40 mm, 50 mm) entre nós adjacentes (Figura 8). Na baía de Marajó, especificamente, redes de malha multifilamento com 60 mm e 70 mm (medidas entre nós adjacentes) também foram utilizadas dadas às características favoráveis de largura, extensão e profundidade da área. As redes foram unidas de forma aleatória formando uma bateria de redes, lançadas duas vezes com tempo de imersão entre uma e três horas. Na foz do rio Guamá e baía do Guajará, as redes com malhas de multifilamento (60 mm e 70 mm) foram testadas, no entanto, a operacionalização da rede foi precária dada a pouca profundidade da área e presença de troncos e galhos. Adicionalmente, não foi capturado nenhum exemplar durante os testes com a utilização destas redes nestas áreas, sendo as mesmas, portanto excluídas nas coletas.

Ainda no canal principal, exceto no interior das ilhas devido à presença de troncos e galhos de árvores, foram realizados também arrastos com portas (Figura 9). A rede de arrasto possui malha de 5 mm entre nós adjacentes, comprimento de 5,50 metros, altura da lateral 0,60 m e abertura da boca de 1,1 metros. Para cada ponto de coleta foram realizados três lances de pesca com duração aproximada de 20 minutos e velocidade média de 1,62 nós.

Para os canais de maré, localizado no interior das ilhas, foi utilizada a rede de tapagem com fio multifilamento e malha de 25 mm entre nós adjacentes, comprimento e altura de 50 e 5 metros respectivamente (Figura 10). Na preamar a rede é estendida na vertical, permanecendo durante toda a maré vazante, cerca de 6h.

5.4 COLETA DE DADOS ABIÓTICOS

Amostras de água foram coletadas na superfície da água nos dois períodos sazonais (seco e chuvoso). A temperatura (T°C), salinidade e pH foram medidos no campo utilizando um multianalisador. Para a análise de nutrientes – nitrato (NO₃ - mg/l), fosfato (PO₄ - mg/l) e amônia (NH₄ - mg/l) – as amostras de água foram

armazenadas no gelo por um período máximo de 24 horas, antes do processamento no laboratório especializado.



Figura 8. Rede de emalhar utilizada no canal principal: Baía do Marajó (A e B); ilha das Onças C e Rio Guamá D.



Figura 9. Rede de arrasto utilizada no canal principal.



Figura 10. Rede de tapagem utilizada nos canais de maré.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, M.M.N., Szlafztein, C.F., Souza Filho, P.W.M., Araújo, A.R., Gomes, M.K.T., 2010. A socioeconomic and natural vulnerability index for oil spills in an Amazonian harbor: a case study using GIS and remote sensing. *Journal of Environmental Management* 91, 1972-1980.

Balram, S., Dragicevic, S., Meredith, T., 2003. Achieving effectiveness in stakeholder participation using the GIS-based collaborative spatial delphi methodology. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 5, 365-394.

Barthem, R.B. and Goulding, M., 1997. Os Bagres balizadores: ecologia, migração e conservação de peixes Amazônicos. Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, 140 pp.

Barthem, R., 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía do Marajó, estuário Amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 6, 15-28.

Bentes, B., Martinelli, J.M., Souza, L.S., Cavalcante, D.V., Almeida, M.C., Isaac, V.J., 2011. Spatial distribution of the Amazon River shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the Northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Brazilian Journal of Biology* 71, 925-935.

Borges, S.H., Iwanaga, S., Moreira, M., Durigan, C. C., 2007. Uma Análise geopolítica do atual sistema de unidades de conservação na Amazônia brasileira. *Política Ambiental* 4, 3-42.

Camargo, M., Isaac, V., 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 17, 113-153.

Coelho, P.A., Porto, M.R., Koenig, M.L., 1980. Biogeografia e bionomia dos crustáceos do litoral equatorial do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* 15, 7-138.

Cordeiro, C.A., 1987. Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém – Mosqueiro. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.

Costa, L.T.R., 1996. Sedimentação holocênica no estuário do Rio Araguari-AP. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.

Darwall, W., Vié, J.C., 2005. Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach. *Fisheries Management and Ecology* 12, 287-293.

Egler, W.A., Schawassmann, H.O., 1962. Limnological studies in the Amazon Estuary. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 1, 2-25.

Elliott, M., Mclusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815-827.

Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.

Fox, N.J., Beckley, L.E., 2005. Priority areas for conservation of Western Australian coastal fishes: a comparison of hotspot, biogeographical and complementarity approaches. *Biological Conservation* 125, 399-410.

Furtado, L.G., Sousa, M.A.M., 2006. Belém, ocupação humana e uso de recursos no estuário. In: Castro, E. (Ed.), *Belém de Águas e Ilhas*. UFPANA/NAEA, Belém, pp. 161-177.

Geneletti, D., van Duren, I., 2008. Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. *Landscape and Urban Planning* 85, 97-110.

Gonçalves, F.D., Souza Filho, P.W.M., Miranda, F.P., Paradella, W.R., 2006. Técnicas automáticas para geração de mapas de índices de sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo na Baía de Guajará, Belém-PA. *Revista Brasileira de Cartografia* 58, 255-262.

Gregório, A.M.S., Mendes, A.C., 2009. Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). *Continental Shelf Research* 29, 609-618.

Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J., Possingham, H.P., 2011. Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology* 56, 57-70.

Isaac, V.J., Espírito Santo, R.V., Nunes, J.L.G., 2008. A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 205-213.

Kangas, J., Store, R., Leskinen, P., Mehtätalo, L., 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilizing advanced decisionsupport tools. *Forest Ecology and Management* 132, 157-171.

Malczewski, J., 2004. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview. *Progress in Planning* 62, 3-65.

Martinho, F., Leitao, R., Viegas, I., Dolbeth, M., Neto, J.M., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 537-546.

Martins, M.L.R., 2000. Os desafios da gestão municipal democrática-Belém 1997-2000- O Desenho da Cidade no Terceiro Milênio. Poles, São Paulo, 112 pp.

Meade, R.H., Nordin, C.F.Jr., Curtis, W.F., Rodrigues, F.M.C., Vale, C.M., Edmond, J.M., 1979. Sediments loads in Amazon River. *Nature* 278, 162-164.

Milliman, J.D., Meade, R.H., 1983. Word-Wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology* 91, 1-21.

Miranda, L.B., Castro, B.M., Kjerfve, B., 2002. Princípios de oceanografia física de estuários. Edusp, São Paulo, 411 pp.

MMA (Ministério do Meio ambiente), 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 301 pp.

Moilanen, A., Leathwick, J., Elith, J., 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* 53, 577-592.

Monteiro, M.D.R., Melo, N.F.A.C., Alves, M.A.M.S., 2009. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 4, 341-351.

Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó Estuário Amazônico. *Arquivos de Ciências do Mar* 44, 40-53.

Paiva, R.S., Eskinazi-Leça, E., Passavante, J.Z.O., Silva-Cunha, M.G.G., Melo, N.F.A.C., 2006. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 2, 133-146.

Pinheiro, R.V.L., 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do Estuário Guajará (PA). MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.

Possingham, H., Ball, I., Andelman, S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S., Burgman, M. (eds.), *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer Verlag, New York, pp. 291-305.

Prost, M.T.R.C., Rabelo, B.V., 1996. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 8, 101-121.

Reese, D.C., Brodeur, R.D., 2006. Identifying and characterizing biological hotspots in the northern California Current. *Deep-Sea Research II* 53, 291-314.

Ribeiro, K.T.S., 2004. *Água e saúde humana em Belém*. Cejup, Belém, 280 pp.

Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 640-643.

Sanyo Techno Marine, 1998. Draft Final Report for the Fishery Resources Study of the Amazon and Tocantins River Mouth Areas in the Federative Republic of Brazil. JICA, Tokyo, 334 pp.

Sioli, H., 1966. General features of the Delta of the Amazon. In: UNESCO (Ed.), *Humid Tropics Research: Scientific Problems of the Humid Tropical Zone Deltas and their Implications*. Proceedings of the Dacca Symposium. UNESCO. New York, pp. 381-390.

Spach, H.L., Santos, C., Godefroid, R.S., 2003. Padrões temporais nas assembleias de peixes na Gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20, 591-600.

Stelzenmüller, V., Mynou, F., Martim, P., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation* 36, 571-583.

Store, R., Kangas, J., 2001. Integrating spatial multicriteria evaluation and expert knowledge for GISbased habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55, 79-93.

Strecker, A.L., Olden, J.D., Whittier, J.B., Paukert, C.P., 2011. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications* 21, 3002-3013.

Valente, R.O.A., Vettorazzi, C.A., 2008. Definition of priority areas for forest conservation through the Ordered Weighted Averaging method. *Forest Ecology and Management* 256, 1408-1417.

Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., Torres, M.F., Bordalo, A.O., 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon Estuary. *Journal of Fish Biology* 76, 467-486.

Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., 2012. Measuring the ecological integrity of an industrial district in the Amazon Estuary, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 64, 489-499.

Wood, L.J., Dragicevic, S., 2007. GIS-Based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection. *Biodiversity and Conservation* 16, 2539-2558.

Yañez-Arancibia, A., 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Universidad Nacional Autónoma de México, México* 2, 1-306.

Yañez-Arancibia, A., 1986. *Ecología de la zona costera*. AGT Editor, México, 187 pp.

CAPÍTULO I

COMPOSITION OF FUNCTIONAL ECOLOGICAL GUILDS OF THE FISH FAUNA OF THE INTERNAL SECTOR OF THE AMAZON ESTUARY, PARÁ, BRAZIL

Artigo elaborado e editado para publicação no periódico ***ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE*** ISSN: 0272-7714 (impresso). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista.

Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil

Keila Renata M. Mourão ^{a*}, Valdimere Ferreira ^a, Flávia Lucena Frédou ^b

^aUniversidade Federal do Pará, Av. Bernado Sayão, n 1, Guamá, 66075-110 Belém-PA, Brazil.

^b Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Departamento de Pesca e Aqüicultura – DEPAQ. Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos - CEP: 52171-900 - Recife/PE.

*Correspondence: Keila Renata M. Mourão, Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos, Av. Perimetral, 2651, CEP: 66077-530, Universidade Federal do Pará, Brazil.

Email: kmourao@yahoo.com.br

ABSTRACT

The present study characterizes the spatial-temporal distribution and ecological patterns of the fish fauna of the Amazon estuary, focusing on the transition between limnic and marine systems. Samples were collected from the local fish populations in the main channels (gill and trawl nets) and the tidal creeks (blocket net) of Guajará and Marajó Bays, Guamá River and adjacent islands. Data were collected between 2004 and 2011. In all three zones, samples were obtained in both the dry (July to December) and rainy seasons (January to June). Species richness was estimated using the non-parametric bootstrap extrapolation procedure. For each study zone, environment and season, the composition of the fish fauna was reported in terms of species richness (S), relative abundance (%N), relative biomass (%W), and frequency of occurrence (%FO). For Estuarine and Feeding Functional Groups (EUFG) an “importance value”, *I_v*, was derived from the relative contribution (%) of each functional group in each study area. A total of 41,516 fish specimens were collected, representing 137 species, 38 families and 12 orders. In the dry season, the mean salinity of the principal channel increased along a limnic-marine gradient, i.e., between the Guamá River and Marajó Bay. The results of the bootstrap analysis suggest that sampling was relatively reliable in all three study areas, with around ninety-percent of the estimated number of species being recorded in all three cases. The analysis of the relative contribution (%) of each environmental guild indicated that in the dry season, freshwater migrants (FM) and freshwater stragglers (FS) were dominant in the Guamá River and Guajará Bay, while ES (estuarine), marine stragglers (MS) and marine migrants, MM (*I_v* = 14) predominated in Marajó Bay. Piscivores and zoobenthivores were the dominant feeding functional groups in all the study areas. A wide range of factors, such as habitat diversity, variations in salinity,

the input of freshwater and sediments, anthropogenic impacts and the presence of fishing grounds contribute to the differentiation of the three areas surveyed during the present study, indicating that they should not be considered a homogeneous unit in terms of their biodiversity or fishery activities.

Keywords: Estuary limnic - mesohline, Guilds, Ichthyofauna.

1. Introduction

Estuaries are transitional ecosystems between continental and oceanic environments which, under natural conditions, are biologically more productive than either of the adjacent aquatic systems. These environments play an essential role as feeding and breeding grounds, and nurseries for a wide range of species, provide appropriate habitats for different stages of the fish life cycle, and function as migratory routes for both anadromous and catadromous species (Yañez-Arancibia, 1986; Elliott et al., 2007; Martinho et al., 2007).

From a socio-economic viewpoint, its fish populations are the primary natural resource of an estuary, given their nutritional importance as a source of animal protein, as well as the amount of biomass available (Yañez-Arancibia, 1978). The relative abundance of fishes in these environments is related to the availability of refuges from predators, reduced depth of the water, and its turbidity, all of which tend to restrict the numbers of large-sized predators in these areas (Spach et al., 2003).

The Amazon Estuary, located in Northern Brazil, is the endpoint of the world's largest hydrographic basin (Costa, 1996). This system is formed by the discharge of the Amazon River, which flows to the north of Marajó Island, and the Tocantins River, to the south of this island (Sioli, 1966), resulting in the annual mixture of approximately 6,300 km³ of river water carrying 9.3 x 10⁸ tons of sediments with the waters of the Atlantic Ocean (Meade et al., 1979). This unique environment harbors both marine and freshwater species (Milliman and Meade, 1983).

The Brazilian city of Belém – capital of the state of Pará – is located in the southeastern corner of the Amazon estuarine complex, at a strategic location between the Atlantic coast and the continental waters of the eastern and southern Amazon basin (Furtado and Sousa, 2006). The municipality is divided into two

distinct zones (Martins, 2000), a continental zone of 173.78 km² (34.36% of the total area), and an insular zone formed by 43 islands, with an area of 332.04 km² (65.64% of the municipality). This whole area, which includes the city's metropolitan zone and the islands, has been included in the category of "extreme biological importance" in the classification of the Brazilian Environment Ministry (MMA, 2007) due to its high species diversity. The fluvial systems surrounding the area, which include the Guamá River and Guajará and Marajó bays, are important as shipping routes and both commercial and subsistence fisheries, which sustain the local riverside communities economically (Bentes et al., 2011).

While the Amazon Estuary is considered to be a single system, it is highly heterogeneous in terms of the dynamics of sedimentary deposition and freshwater discharge, which determine the characteristics of its fauna (Coelho, 1980; Camargo and Isaac, 2001) and flora (Prost and Rabelo, 1996), including species richness and distribution patterns (Giarrizo and Krumme, 2008). The local fish fauna has been studied at a number of sites within the region, such as the minor estuaries of the Atlantic coast of Pará, including those of the Caeté, Curuçá, São Caetano de Odivelas, and Marapanim rivers (Barletta et al., 2000, 2005; Barletta-Bergan et al., 2002; Krumme and Saint-Paul, 2003; Giarrizo and Krumme, 2007, 2009; Barros et al., 2011), the mouth of Marajó Bay (Barthem, 1985), and within Guajará Bay (Viana et al., 2010). However, the estuarine islands tend to be neglected by the local authorities in relation not only to their ecological importance in the overall context of the estuary, but also their socio-economic relevance to the region's riverside populations.

In recent studies, the concept of ecological "guilds" has been used to organize information on the function, hierarchical structure, and connectivity of ecological systems, primarily by simplifying relatively complex ecological interactions (Elliott et al., 2007; Noble et al., 2007; Franco et al., 2008). The term guild was first defined by Root (1967) as a group of species that exploit the same class of environmental resources in a similar way. Subsequently, guilds or biocological categories (Albaret, 1999), became important tools for the interpretation and understanding of the biological characteristics of an ecosystem, contributing to the knowledge of the system and the implementation of strategic planning, which is especially important in estuaries, where human activities have been causing ever greater impacts on the environment and its natural resources (Whitfield and Elliott,

2002; Mclusky and Elliott, 2004). The present study characterizes the spatial-temporal distribution and ecological patterns of the fish fauna of the Amazon Estuary, focusing on the transition between limnic and marine systems.

2. Material and Methods

2.1 Study area

The study area encompasses the aquatic environments surrounding the northern Brazilian city of Belém, including three zones: mouth of the Guamá River; Guajará and Marajó bays, in the southeast of the Amazon Estuary (Fig. 1A). This fluvial complex, which includes 43 islands, is influenced by oceanic tides (Cordeiro, 1987; Pinheiro, 1987) and occupies 330 km², representing approximately two-thirds (65.6%) of the study area (Martins, 2000). For each of the three focal zones, an adjacent island was included in the data collection in order to guarantee the standardization of the samples. These islands were: 1B) Combu; 1C) Onças and 1D) Mosqueiro Islands, representing the Guamá River, Guajará Bay and Marajó Bay, respectively.

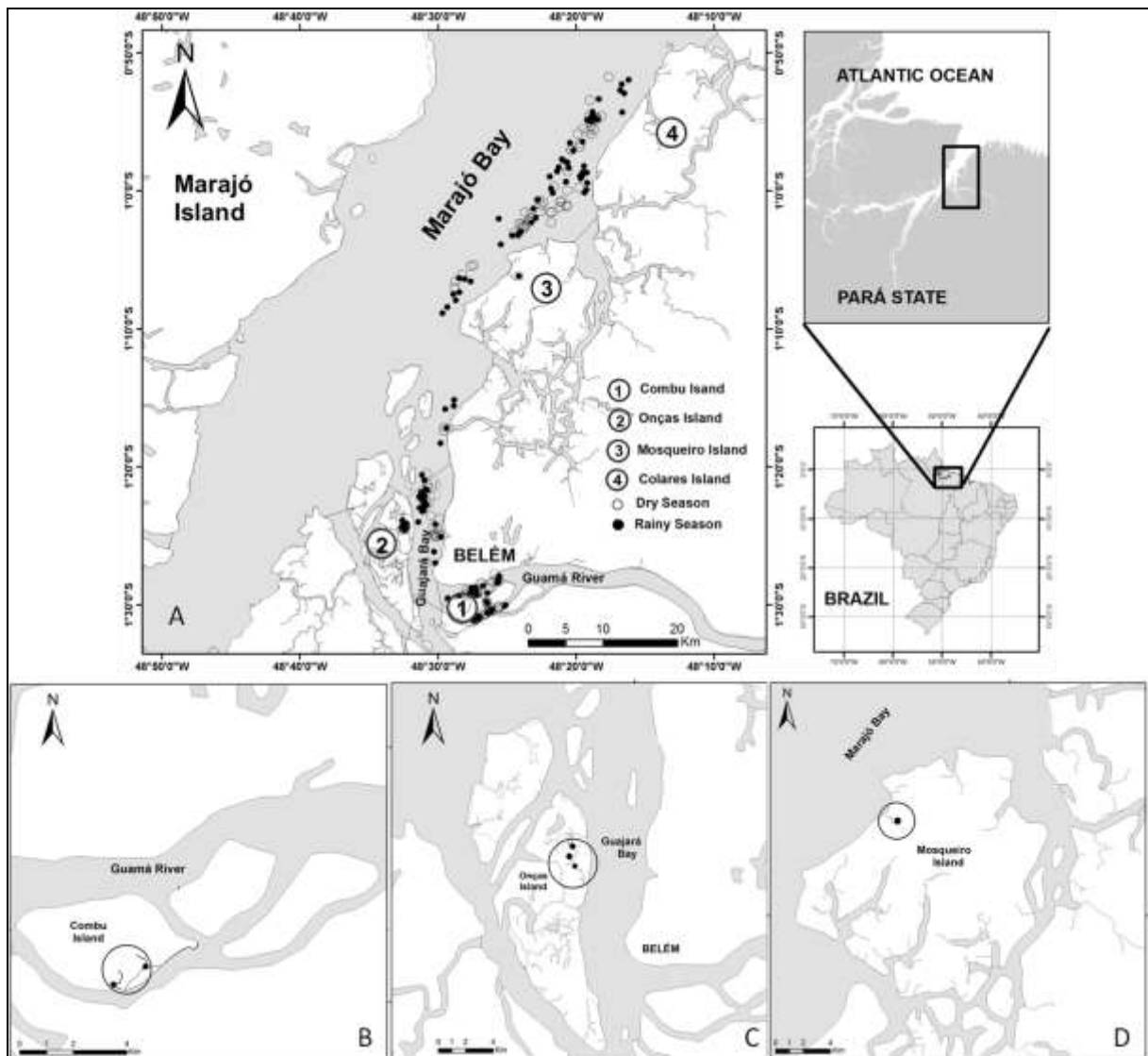


Fig.1. (A) Location map of study area and its adjacent islands: (B) Combu; (C) Onças and (D) Mosqueiro.

The Guamá River has a total length of approximately 700 km, and is subject to deposits of sediments from Guajará Bay, and the influence of oceanic tides. At its mouth, salinity varies between 0.04 and 0.42 (Paiva et al., 2006), with a tendency to become brackish at the peak of the dry season (Monteiro et al., 2009). According to the Venice classification system (see Elliott and Mclusky, 2002), this is a tidally-influenced area of river (tidal fresh: salinity < 0.5–limnetic). Combu Island, which is adjacent to the Guamá, is located within the local Environmental Protection Area (APA), and covers an area of 15 km², with a predominance of freshwater swamps (“várzeas”), subject to seasonal inundations from the river (Ribeiro, 2004).

Guajará Bay, which is relatively narrow and well-protected, is delimited to the east by the city of Belém, to the west by Onças Island, and connects to Marajó Bay in the north, close to Mosqueiro Island, which is approximately 100 km from the Atlantic Ocean (Pinheiro, 1987). Within this area, salinity does not exceed 1, even during the driest months, especially near the bottom, indicating that saltwater infiltrates into the estuary in the form of a wedge (Pinheiro, 1987), which is almost non-existent during the rainy season (Gregório and Mendes, 2009). This part of the study area is also classified as tidal fresh (salinity < 0.5–limnetic) in the Venice system (1958, see Elliott and Mclusky, 2002). Onças Island, which is adjacent to this bay, is approximately 19 km long, and divided into a number of smaller islands divided by tidal creeks, which suffer extensive flooding, especially during equinoctial tides.

Marajó Bay is the area closest to the Atlantic Ocean, and is located to the south of Marajó Island, where it receives the whole discharge of the Tocantins River, and part of that of the Amazon, as well as a number of minor local tributaries (Barthem, 1985). The region is exploited intensively by artisanal fishermen and encompasses a large number of fisheries throughout its area (Oliveira and Lucena Frédou, 2011). The salinity of this bay varies considerably, ranging from 0 to 0.5 during the rainy season, but increasing to over 2 in the dry season, often reaching 10 at its mouth (Barthem, 1985). This region can be classified as mesohaline (salinity 5–18) in the Venice system (see Elliott and Mclusky, 2002). Mosqueiro, located on Marajó Bay, is the largest of the islands, with a total area of approximately 212 km² (Martins, 2000). One of the principal economic activities of the island is artisanal fishing, and it has an important fishery terminal (Sanyo Techno Marine, 1998; Oliveira and Lucena Frédou, 2011), as well as two conservation units.

2.2 Data collection

Samples were collected from the local fish populations in the main channels (in both the rivers and bays, and within the islands) and the tidal creeks located along the margins of the main channel, which extend inland within the islands and are affected by the tidal cycle. Data were collected in the Guamá River and Combu Island in 2004-2005 and 2008-2009, in Guajará Bay and Onças Island in 2004-2005 and 2007-2008, and in Marajó Bay and Mosqueiro Island in 2008-2011. In all three

zones, samples were collected in both the dry (July to December) and rainy seasons, between January to June (Fig. 2 and Table 1, Egler and Schwassmann, 1962).

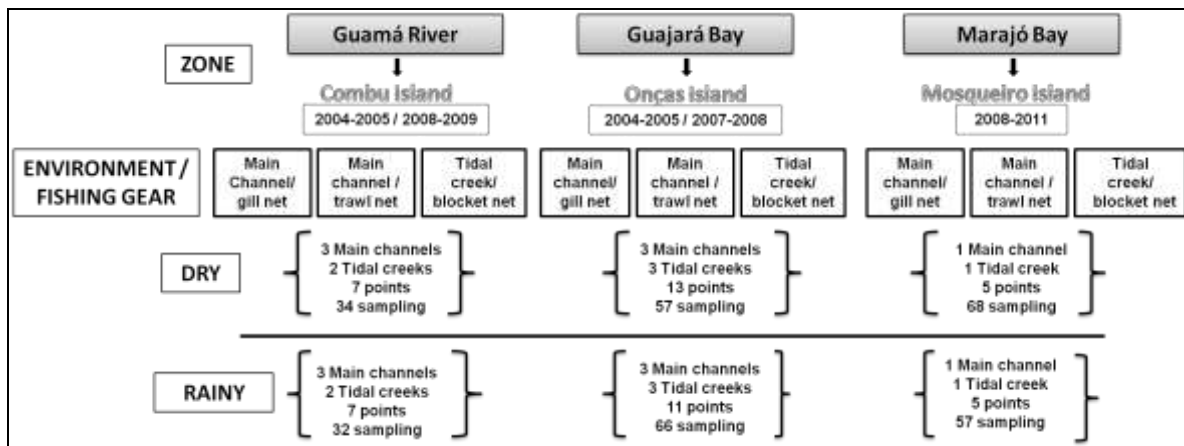


Fig. 2. Sampling design: zones (Guam River, Guajará and Marajó Bays); environment (main channel and tidal creek) and seasonality (dry and rainy).

Distinct collection procedures were used in the different habitats, in order to provide the most reliable sample of the fish fauna, considering the unique characteristics of each area. In the main channels, monofilament gillnets (knot-to-knot meshes of 25 mm, 30 mm, 40 mm, and 50 mm) were used to capture specimens. In the specific case of Marajó Bay, nets with larger meshes (60 mm and 70 mm) were used, given the more favorable conditions – depth and extension – of this area. Multifilament nets were tested in the Guam River and Guajará Bay, although they proved inoperable, due to the shallow depths and the frequent presence of submerged trunks and branches. In fact, not a single specimen was captured during these tests, which led to the procedure being abandoned. During the collection of specimens, a battery of nets was set in a random configuration twice for two to three hours at a time.

A second procedure applied in the main channel (except on the islands, due to the presence of submerged trunks and branches) was deep trawling net, equipped with doors. This net had a mesh of 5 mm, length of 5.50 m, height of 0.60m, and opening of 1.10 m. Three trawls of approximately 20 minutes were conducted in each study area at a mean velocity of 1.62 knots.

Multifilament block nets with with a 25 mm mesh were used in the tidal creeks. These nets were 50 m long and 5 m high. Blocking was initiated at the end of the high tide and continued throughout the entire ebb tide cycle, of approximately six

hours. The tidal creeks drain completely at low tide, and the specimens were either gilled in the net (smaller fishes) or collected manually from remaining pools.

All specimens were stored on ice and transported to the laboratory for processing. The specimens were sized (ST), weighed (WT) and had their gonads and stomach removed and weighed. The specimens were identified to the lowest possible taxonomic level, based on Cervigón (1991), Cervigón et al. (1992), Figueiredo and Menezes (1980), Keith et al. (2000), Le Bail et al. (2000) and Espírito Santo et al. (2005).

2.3 Data analysis

The three study zones were compared taking seasonal variation the dry season is between July and December, and the rainy season, between January and June and differences in the configuration of the habitat (main channel or tidal creek) into consideration.

2.3.1 Cumulative species curve

The species richness was estimated using the non-parametric Bootstrap extrapolation procedure, which was found to be the most adequate procedure for the data collected, given that the assumption of the random occurrence of species was satisfied, resulting in more reliable standard deviations (Colwell and Coddington 1994; Magurran, 1988). The index and standard deviation of the estimates were calculated using Colwell et al. (2004) analytical equation, run in EstimateS v.8 (Colwell, 2009).

2.3.2 Composition of the fish assemblage

For each study zone, environment, and season, the composition of the fish fauna was reported in terms of species richness (S), relative abundance (%N), relative weight (%W), and frequency of occurrence (%FO). Species were classified as abundant or frequent in a given area, based on their abundance (%N) and frequency of occurrence (%FO), respectively. Species were considered to be common when %N was greater than $100/S$, where S = the number of species

recorded in the area. A species was classified as frequent when its %FO value for a given area was greater than 50%. The combination of these parameters permits the classification of the different species in four categories (following Garcia and Vieira, 2001): (1) common and frequent (%N > 100/S and %FO ≥ 50%); (2) common, but infrequent (%N > 100/S and %FO < 50%); (3) rare but frequent (%N < 100/S and %FO ≥ 50%), and (4) rare and infrequent (%N < 100/S and %FO < 50%).

2.3.3 Guilds

Estuarine Functional Groups (EUFG) were defined according to the classification of Elliot et al. (2007), which was modified for the present study. This classification is based on the type, frequency, and period of use of the estuarine environment, and the abundance of the species in the estuary, with the following categories: Marine Stragglers (MS); Marine Migrants (MM); Estuarine Species (ES); Freshwater Migrants (FM), and Freshwater Stragglers (FS). Feeding mode functional groups, based on feeding preferences and strategies, were also defined. For this, species were allocated to one of the following ecological guilds (based on Elliot et al., 2007): Zooplanktivore (ZP); Detritivore (DV); Piscivore (PV); Zoobenthivore (ZB); Opportunist/Omnivore (OP). Two additional categories were included: Piscivore/Zoobenthivore: PV/ZB (following Krumme et al., 2004) and Insectivore (IS). The habitat-use and trophic categories found species caught in the literature were adapted to fit into this scheme. Where little information was available, trophic and habitat preferences were inferred from the data available in the Fishbase project (Froese and Pauly, 2007), and when no information was found, the species was not included in this analysis.

An “importance value”, I_v (Harrison and Whitfield, 2008), was derived from the relative contribution (%) of each functional group in each study area, based on $I_v = 0.33(a + b + c)$, where a = the percentage of species, b = percentage abundance, and c = percentage biomass. As a combination of these elements, the I_v provides an integrated measure of the global importance of each guild. The total I_v and mean contribution of each guild was determined for each study zone.

2.3.4 Multivariate analysis

Multivariate multidimensional scaling (MDS) was used to compare species composition (%N and %W) in relation to spatial and temporal variables. All groups defined in the MDS were tested through similarity analysis (Two-way nested ANOSIM). This analysis explores the dissimilarities between groups and calculates the contribution of each species to this relationship, based on its relative occurrence in each group (Clarke and Warwick, 1994). These analyses were run in Primer 6.1.6.

3. Results

3.1 Salinity

In the dry season, the mean salinity of the principal channel increased along a limnic-marine gradient, i.e., between the Guamá River and Marajó Bay (Fig. 3). Marked variation in salinity was recorded only in Marajó Bay. In Guajará Bay, low salinity (0.015) was recorded in the rainy season, while salinity was zero in the tidal creeks of all three zones throughout the year.

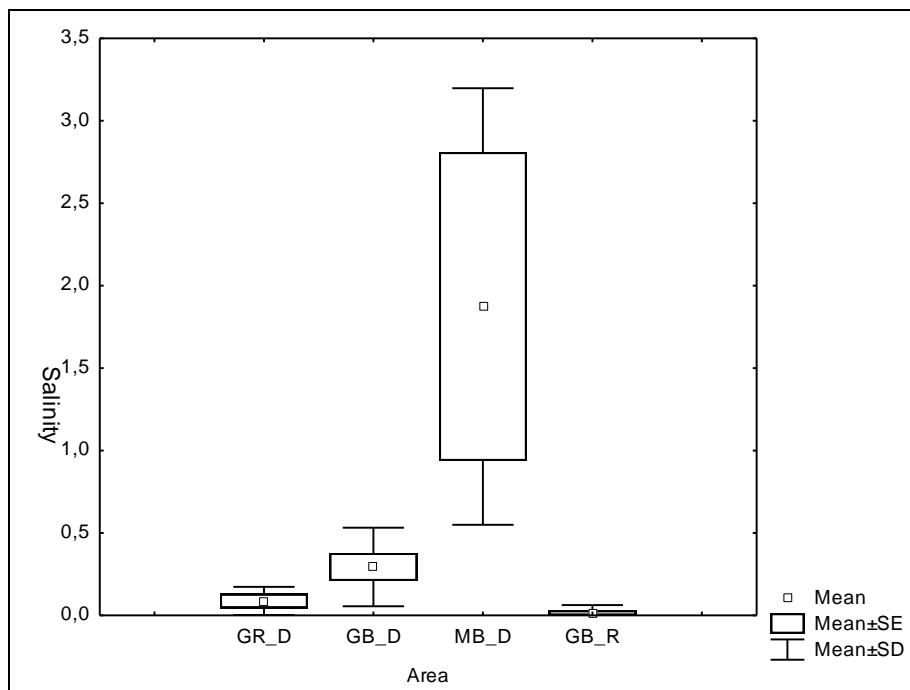
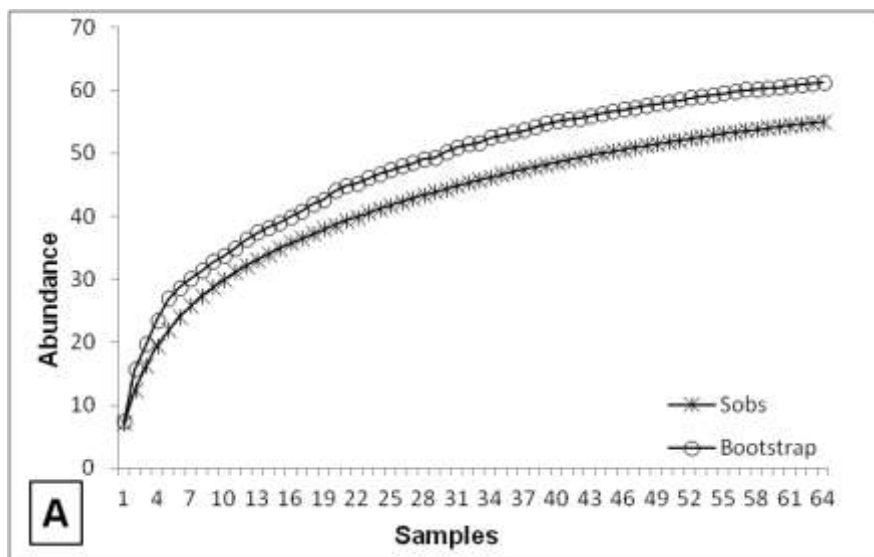


Fig. 3. Mean salinity in main channel for Guamá River (GR), Guajará Bay (GB); Marajó Bay (MB) in Dry (D) and Rainy (R) seasons.

3.2 Cumulative species curve

A total of 41,516 fish specimens were collected, representing 136 species, 38 families and 12 orders (Table 1, Anexo 1). In Guamá River occurred at lower species richness between zones. The cumulative species curves for the three zones indicate that sampling was not exhaustive, given that they did not reach an asymptote. However, the results of the bootstrap analysis suggest that sampling was relatively reliable in all three study areas, with around ninety-percent of the estimated number of species being recorded in all three cases. The bootstrap analysis estimated the presence of 61 species in the Guamá River (Fig. 4A), for example, whereas 55 species were recorded, representing 90.2% of the bootstrap estimate. Similar patterns were recorded in Guajará Bay (Fig. 4B), where 88.7% (94) of the estimated 106 species were recorded, and Marajó Bay (Fig. 4C), where 87.9% (95) of the estimated 108 species were observed in the study.



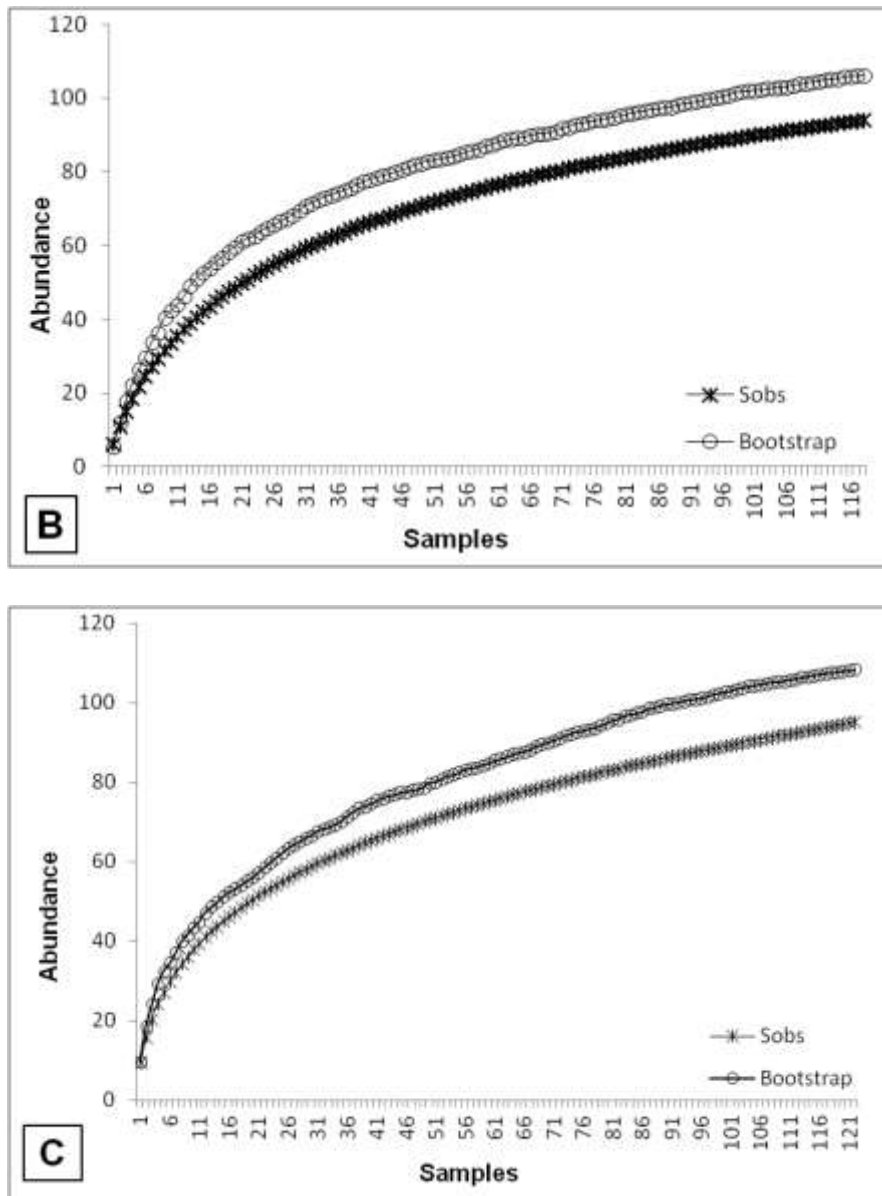


Fig. 4. Accumulation curve observed richness and estimated in the bootstrap. A) Guam River, B) and C) Guajará Bay and Marajó Bay, respectively. Bars represent the standard deviation

3.3 Composition of the fish assemblage

In general, the families Sciaenidae (10.9% of the species recorded), Loricariidae (10.9%), Engraulidae (8.7%), and Cichlidae (6.5%) were the most diverse. *Stellifer microps* (35.4% of individuals), *Plagioscion squamosissimus* (12%) and *Stellifer naso* (9.7%) were the most common species, while *Lithodoras dorsalis* (25.9%) and *Plagioscion squamosissimus* (14.7%) were the most dominant in terms of biomass (Table 1). The Scianidae was the most diverse family in the Guam River

(14.5% of species) and Marajó Bay (13.6%), whereas lorincarids (12.6% of species) predominated in Guajará Bay (Table 1). *Plagioscion squamosissimus* was the most common species in the Guam River (22% of individuals) and Guajará Bay (24%), while *Stellifer microps* was the most common (44%) in Marajó Bay. The siluriforms *B. filamentosum* (17% of the total) and *B. rousseauxi* (16%) contributed the largest proportion of the biomass in the Guam River, *L. dorsales* (53%) in Guajará Bay, and *B. rousseauxi* (17%) and *P. squamosissimus* (16%) in Marajó Bay (Table 1).

A total of 28 species were common to all zones and habitats (Table 1). However, there were considerable differences between habitats. Overall, 66 species were recorded only in the main channels, while 20 were found only in tidal creeks. The proportion of exclusive species also increased along the limnic-marine gradient, from 2% in the Guam to 21% in Guajará Bay and 27% in Marajó Bay.

Common and frequent species were relatively rare overall, but tended to be similar in the different study areas. Rare and infrequent species predominated in all areas, reaching 83% in Guajará Bay (Table 1, Fig. 5).

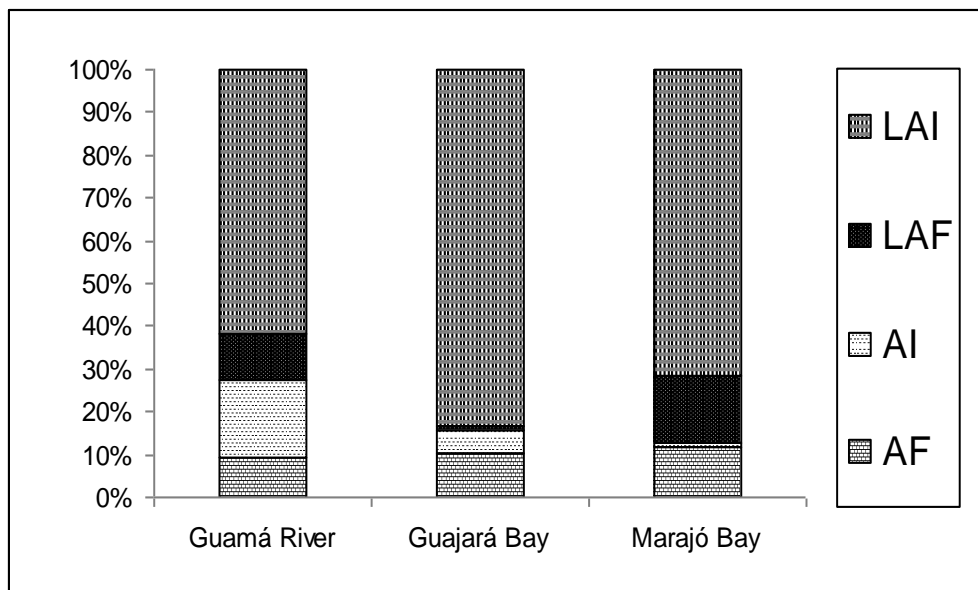


Fig. 5. Composition and classification of the ichthyofauna for both abundance and occurrence by zone. Abundant and Frequent (AF); Abundant and Infrequent (AI); Less abundant and Frequent (LAF) and Less abundant and Infrequent (LAI).

Aspredo aspredo and *Plagioscion squamosissimus* were the dominant species overall, and were classified as common and frequent in all three study zones (Table 1). A number of other marine sciaenid species were common and frequent, but only in Marajó Bay (Table 1). *Curimata inornata* and *Pachypops fourcroyi* were

rare and infrequent in the Guamá and Marajó Bay, although they were common and frequent in Guajará Bay. By contrast, *S. naso* was common and frequent in Marajó Bay, but rare and infrequent in the other two áreas (Table 1).

Table1

Composition of the ichthyofauna captured in the three sampling zones. Guamá River – GR; Guajará Bay – GB; Marajó Bay - MB. Main Channel - Ch and Tidal creek - Tc; Dry – D and Rainy – R; Estuarine Functional Groups (EUFG) - Marine Stragglers (MS); Marine Migrants (MM); Estuarine Species (ES); Freshwater Migrants (FM), and Freshwater Stragglers (FS); Feeding Mode Functional Groups (FMFG) - Zooplanktivore (ZP); Detritivore (DV); Piscivore (PV); Zoobenthivore (ZB); Opportunist/Omnivore (OP); Piscivore/Zoobenthivore: PV/ZB; Insectivore (IS). (*) species common for all the studied area and environments. Abundant and Frequent (AF); Abundant and Infrequent (AI); Less abundant and Frequent (LAF) and Less abundant and Infrequent (LAI).

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
ANGUILIFORMES												
Muraenidae	Not identified	MB	Ch	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
BELONIFORMES												
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	GR/GB	Ch	D / R	MS	PV	4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
CHARACIFORMES												
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus</i> sp.	MB	Tc	R			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
Anostomidae	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	GB	Ch	R	FS	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	GR/GB	Ch / Tc	D / R	FS	PV/ZB	9,52	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
Characidae	<i>Acestrocephalus</i> sp.	GR/GB	Ch / Tc	D / R	FS		11,9	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	GR/GB/MB	Tc	D / R	FS	ZB	26,19	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	LAI
	<i>Astyanax</i> sp.	GB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	4,76	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)	GB	Ch / Tc	D	FS	PV/ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Serrasalmus</i> sp.	GR/MB	Ch / Tc	D	FS	PV/ZB	4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI		LAI
	<i>Triportheus elongatus</i> (Gnther, 1864)	GB	Ch / Tc	D / R	MS	ZB	19,05	(<0.1)	0,146		LAI	
Ctenoluciidae	<i>Boulengerella cuvieri</i> (sp.ix & Agassiz, 1829)	GR/GB	Ch	D / R	FS	PV	4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
Curimatidae	* <i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	HV	40,48	0,265	0,346	LAI	AF	LAI
Cynodontidae	<i>Raphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	GB	Ch	D	FS	PV	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	GR/GB/MB	Tc	D / R	FS	PV	21,43	(<0.1)	0,17	LAI	LAI	LAI
Gasteropelecidae	<i>Gasteropelecus levis</i> (Eigenmann, 1909)	GB	Ch	D	FS	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
CLUPEIFORMES												

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
Engraulidae	<i>*Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	MM	ZB	59,52	2,086	1,134	AF	AI	AF
	<i>*Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM		45,24	1,823	0,283	LAF	LAI	AF
	<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo, 1946)	MB	Ch	D / R	MS		9,52	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	GB/MB	Ch	D / R	FS	HV	7,14	0,19	(<0.1)		LAI	LAI
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	GB/MB	Ch	D / R	MS	HV	7,14	0,101	0,153		LAI	LAI
	Engraulidae sp 1	MB	Ch	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	Engraulidae sp 2	GB	Ch	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	Engraulidae sp 3	MB	Ch	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>*Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	ZB	61,9	0,6	0,884	LAF	AF	LAF
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	MB	Ch	D	ES	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)			AI
	<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES	PV/ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)		LAI	LAI
Clupeidae	<i>Rhinosardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879)	MB	Ch	D	FS	ZP	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
Pristigasteridae	<i>Pellona castelanaeana</i> Valenciennes, 1847	GB/MB	Ch	D	FM	PV/ZB	7,14	(<0.1)	0,179		LAI	LAI
	<i>*Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	PV	61,9	0,32	5,515	LAF	LAI	LAF
CYPRINODONTIFORMES												
Anablepidae	<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	GR/GB/MB	Tc	D / R	ES	HV	26,19	(<0.1)	0,229	LAI	LAI	LAI
GYMNOTIFORMES												
Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	GR/GB	Tc	D / R	FS	ZP	14,29	(<0.1)	0,136	LAI	LAI	
	<i>Orthosternarchus tamandua</i> (Boulenger, 1898)	GR/GB	Ch	D / R	FS		4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
	<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	MB	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Sternarchella sima</i> Starks, 1913	GR/GB/MB	Ch	D / R	FS		11,9	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	LAI
	<i>*Sternarchella terminalis</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS		26,19	1,19	0,161	AI	LAI	LAI
	<i>*Sternarchogiton</i> sp.	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS		23,81	0,831	0,107	AI	LAI	LAI
	<i>*Sternarchorhamphus muelleri</i> (Steindachner, 1881)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS		23,81	(<0.1)	0,138	LAI	LAI	LAI
	<i>Sternarchorhynchus cf. roseni</i>	GR	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)	LAI		
Hypopomidae	<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)	GR/GB/MB	Ch	D / R	FS		19,05	0,436	(<0.1)	AI	LAI	LAI
Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855	GB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	14,29	(<0.1)	0,278		LAI	

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
Sternopygidae	<i>*Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	38,1	0,171	1,267	LAI	LAI	LAI
	<i>Rhabdolichops caviceps</i> (Fernández-Yépez, 1968)	GR/GB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	11,9	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
	<i>*Rhabdolichops eastwardi</i> Lundberg & Mago-Leccia, 1986	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS		16,67	1,609	0,151	AI	LAI	LAI
	<i>*Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	21,43	(<0.1)	0,459	LAI	LAI	LAI
MUGILIFORMES												
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	MB	Ch	D	MS	HV	2,38	(<0.1)	0,51			LAI
	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	GB/MB	Ch	D	MS	HV	4,76	(<0.1)	0,166		LAI	LAI
	<i>Mugil</i> sp.	GB/MB	Ch / Tc	D	MS		4,76	(<0.1)	(<0.1)		LAI	LAI
PERCIFORMES												
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	MB	Ch	D	MM	PV/ZB	9,52	(<0.1)	0,279			LAI
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	MB	Ch	D	MM	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
Cichlidae	<i>Cichla</i> sp.	GB	Ch / Tc	D / R	FS	PV	7,14	(<0.1)	0,238		LAI	
	<i>Crenicichla cincta</i> Regan, 1905	GB	Ch / Tc	D / R	FS		4,76	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	GB/MB	Tc	D / R	FS	PV	9,52	(<0.1)	(<0.1)		LAI	LAI
	<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840	GB	Tc	D	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Perugia, 1897)	GR/GB	Tc	R	FS		4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
	<i>Crenicichla</i> sp.	GB/MB	Tc	D / R	FS		7,14	(<0.1)	(<0.1)	LAI		
	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	DV	21,43	(<0.1)	0,187		LAI	LAI
	<i>Geophagus</i> sp.	GB	Ch	D	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	GR/GB	Ch / Tc	D / R	FS	DV	14,29	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	
	Gobiidae	<i>Gobioides broussonnetii</i> Lacepède, 1800	MB	Ch	D / R	ES		9,52	(<0.1)	(<0.1)		
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	MB	Ch	D	MM	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
Sciaenidae	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	GB/MB	Ch	D	MM	PV/ZB	4,76	0,308	0,58		AI	LAI
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	MB	Ch	D	MM	PV/ZB	4,76	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Cynoscion</i> sp.	MB	Ch	D	MM		2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	MB	Ch	D / R	MM	PV/ZB	9,52	0,976	1,002			AI
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	GB	Ch	D	MM	PV/ZB	2,38	0,195	(<0.1)		AI	

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	GR/GB/MB	Ch	D / R	MM	ZB	16,67	0,475	(<0.1)	LAI	LAI	LAF
	<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830	MB	Ch	D	ES	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Ophioscion</i> sp.	GB	Ch	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	* <i>Pachypops fourcroyi</i> (Lacepède, 1802)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	42,86	0,188	0,364	LAI	AF	LAI
	* <i>Plagioscion auratus</i> (Castelnau, 1855)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	45,24	0,178	0,178	LAI	LAI	LAF
	* <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	PV	100	12,053	14,747	AF	AF	AF
	* <i>Plagioscion surinamensis</i> (Bleeker, 1873)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	PV	64,29	2,777	3,058	AI	AF	AF
	<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	GR/GB/MB	Ch	D / R	ES	ZB	28,57	35,473	0,344	AI	AI	AF
	<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	GR/GB/MB	Ch	D / R	ES	ZB	33,33	9,743	0,377	LAI	LAI	AF
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	GR/GB/MB	Ch	D / R	ES	ZB	23,81	3,753	(<0.1)	AI	AI	AF
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	MB	Ch	D	MM	PV	2,38	(<0.1)	0,117			LAI
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	MB	Ch	D	MS	PV	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
PLEURONECTIFORMES												
Achiridae	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	GB/MB	Ch / Tc	D	ES	ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)		LAI	LAI
	* <i>Apionichthys dumerili</i> Kaup, 1858	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES		35,71	1,886	(<0.1)	AI	LAI	AF
	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	MB	Tc	D	MS	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	GB	Ch	D	ES	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
RAJIFORMES												
Potamotrygonidae	<i>Plesiotrygon iwamae</i> Rosa, Castello & Thorson, 1987	MB	Ch	D / R	FS	PV/ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Plesiotrygon</i> sp.	MB	Ch	D / R			7,14	(<0.1)	1,464			LAI
	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	MB	Ch	D / R	FS	ZB	9,52	(<0.1)	2,074			LAI
	<i>Potamotrygon</i> sp.	MB	Ch	D	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Potamotrygon</i> sp.1	GB	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Potamotrygon</i> sp.2	GB	Tc	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	MB	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Potamotrygonidae</i>	MB	Ch	R			2,38	(<0.1)	0,541			LAI
SILURIFORMES												

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
Ariidae	<i>Amphiarius phrygiatus</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D / R	ES		19,05	0,376	1,926			LAF
	<i>Aspistor</i> sp.	GR/MB	Ch / Tc	D / R	ES		7,14	(<0.1)	0,112	LAI		LAI
	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	MB	Ch	D	MM	PV/ZB	4,76	0,306	1,293			LAI
	<i>Cathorops</i> sp.	MB	Ch	D / R	ES		9,52	0,161	1,133			LAI
	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	MB	Ch	D / R	ES	ZB	23,81	1,033	1,07			AF
	<i>Sciades couma</i> (Valenciennes, 1840)	GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES	ZB	28,57	(<0.1)	0,498		LAI	LAF
	* <i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES	ZB	14,29	(<0.1)	0,122	LAI	LAI	LAI
Aspredinidae	<i>Aspredinichthys filamentosus</i> (Valenciennes, 1840)	GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES	ZB	30,95	0,301	0,161		LAI	LAF
	<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D / R	ES	ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	* <i>Aspredo aspredo</i> (Linnaeus, 1758)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	ES	ZB	71,43	7,465	1,341	AF	AF	AF
Auchenipteridae	* <i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	ZB	95,24	1,221	3,315	AF	AF	LAF
	<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	GB	Tc	D	FS	PV/ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (spix & Agassiz, 1829)	MB	Tc	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	* <i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	35,71	0,147	0,297	LAI	LAI	LAF
	* <i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	PV/ZB	33,33	0,166	0,37	LAI	LAI	LAI
Cetopcidae	<i>Cetopsis coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	GR/MB	Ch	D	FS		4,76	(<0.1)	(<0.1)	LAI		LAI
Doradidae	* <i>Lithodoras dorsalis</i> (Valenciennes 1840)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	HV	80,95	2,252	25,944	LAF	AF	LAF
	<i>Lithodoras</i> sp.	GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	HV	4,76	(<0.1)	(<0.1)		LAI	LAI
Heptapteridae	* <i>Pimelodella</i> gr. <i>Altipinnis</i>	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	71,43	4,316	1,063	AI	AF	AF
	<i>Pimelodella</i> sp.	GR	Ch	D	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)	LAI		
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	GR/GB/MB	Tc	D / R	FS	ZB	11,9	(<0.1)	(<0.1)	LAI	LAI	LAI
Loricariidae	<i>Acanthicus hystrix</i> Agassiz, 1829	MB	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	0,326			LAI
	<i>Ancistrus</i> sp.	GB	Ch	R	FS	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Ancistrus</i> sp.1	GB	Tc	R	FS	ZB	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Ancistrus</i> sp.2	GB	Tc	D / R	FS	ZB	4,76	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Ancistrus</i> sp.3	GB	Tc	R	FS	ZB	7,14	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Farlowella</i> cf. <i>hasemani</i>	MB	Ch	D	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	GB	Ch	D / R	FS	ZB	9,52	(<0.1)	0,12		LAI	

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	EUFG	FMFG	%FO	%N	%W	Classification		
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R						GR	GB	MB
	<i>Hypostomus punctatus</i> Valenciennes, 1840	GB	Ch	D	FS	DV	2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Hypostomus</i> sp.	GB	Tc	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Limatulichthys griseus</i> (Eigenmann, 1909)	GB	Tc	D			2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	* <i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	DV	38,1	0,104	0,103	LAI	LAI	LAF
	* <i>Peckoltia</i> sp.	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	DV	42,86	0,106	0,181	LAI	LAF	LAI
	<i>Peckoltia</i> sp.1	GB	Ch / Tc	D / R	FS	DV	7,14	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Pseudacanthicus histrix</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D	FS		2,38	(<0.1)	0,148			LAI
	<i>Pseudacanthicus spinosus</i> (Castelnau, 1855)	GB	Ch	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
Pimelodidae	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	GR/GB/MB	Ch	D / R	FM	PV	38,1	0,181	3,983	LAF	LAI	LAF
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i> Boulenger, 1898	GR/MB	Ch	D / R	FS	PV	11,9	(<0.1)	0,912	LAI		
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	GR/GB/MB	Ch	D / R	FM	PV	59,52	1,012	10,992	AF	LAI	LAF
	* <i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	PV	61,9	0,626	1,359	LAF	LAI	LAF
	* <i>Hypophthalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1840)	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FM	ZP	66,67	0,552	2,967	LAF	AF	LAF
	* <i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	GR/GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ZB	21,43	(<0.1)	0,231	LAI	LAI	LAI
	<i>Platystomatichthys sturio</i> (Kner, 1858)	GB	Ch / Tc	R	FS		9,52	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
	<i>Propimelodus eigenmanni</i> (Van der Stigchel, 1946)	GB	Tc	R	FS		2,38	(<0.1)	(<0.1)		LAI	
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus</i> sp.	MB	Ch	R			2,38	(<0.1)	(<0.1)			LAI
TETRAODONTIFORMES												
Tetraodontidae	<i>Colomesus asellus</i> (Müller & Troschel, 1849)	GB/MB	Ch / Tc	D / R	FS	ON	26,19	0,118	(<0.1)		LAI	LAI

3.4 Guilds

The analysis of the relative contribution (%) of each environmental guild found that freshwater stragglers (FS) were dominant in the Guamá River ($Iv = 37.2, 4.65 \pm 1.11$) and Guajará Bay and ($Iv = 47.2, 5.90 \pm 6.81$), while estuarine species (ES) predominated in Marajó Bay, $Iv = 37.3, 4.6 \pm 2.88$ (Fig. 6A). In the dry season, freshwater migrants (FM) and FS were dominant in the Guam River and Guajará Bay, while ES ($Iv = 37.0, 9.27 \pm 4.75$), marine stragglers (MS) and marine migrants, MM ($Iv = 14$) together predominated in Marajó Bay (Fig. 6B). During the rainy season, the contribution of MM and MS decreased in Marajó Bay ($Iv = 2.8$) (Fig. 6C).

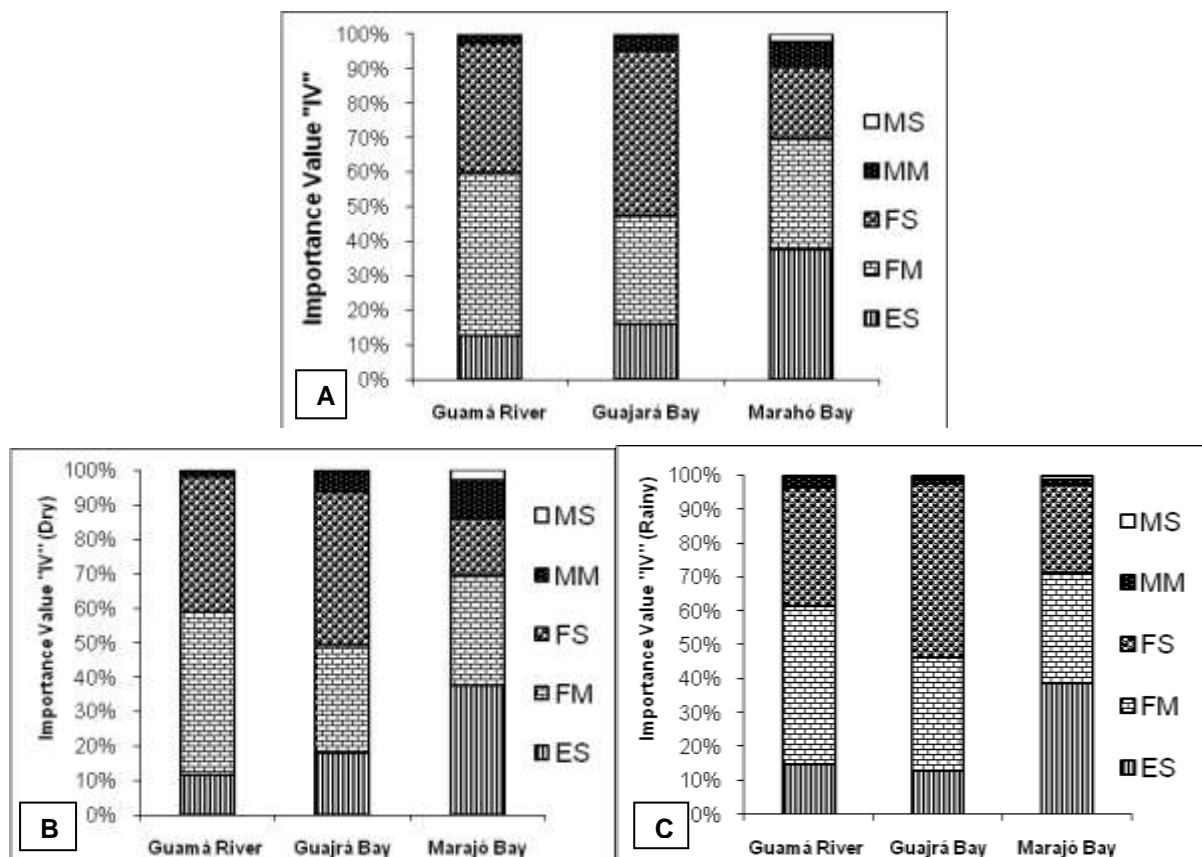


Fig. 6. Environment guild by zone and (A) year and by season - B) dry season and C) rainy season.

Piscivores and zoobenthivores were the dominant feeding functional groups in all the study zones (Fig. 7A). In Guajará Bay, herbivores were also relatively common, with $Iv = 25 (3.57 \pm 4.93)$. The contribution of zooplanktivores (Iv) decreased progressively between the Guam River and Marajó Bay. In Marajó Bay, a larger proportion of piscivore/zoobenthivores was recorded during the dry season (Fig. 7B).

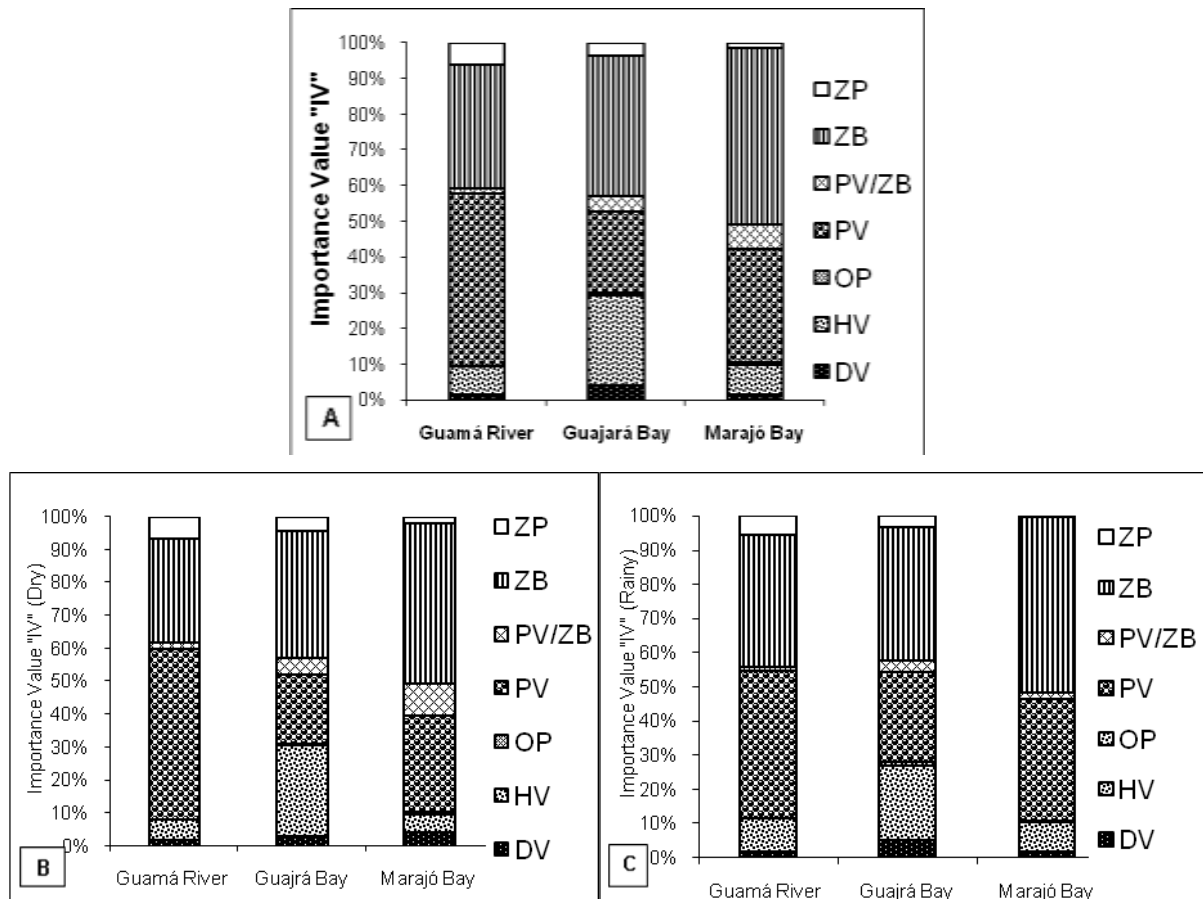


Fig. 7. Feeding guild by zone and (A) year and by season - B) dry season and C) rainy season.

3.5 Multivariate analysis

The multivariate analysis indicated significant differences among zones, considering both types of habitat (main channel and tidal creek), in terms of percentage abundance and biomass (ANOSIM, $p < 0.05$), and identified three distinct groups (Fig. 8 and Fig. 9). In relation to seasonal variation, significant differences in the composition of the fish assemblages were found only in percentage abundance and in tidal creeks (ANOSIM, $p < 0.05$).

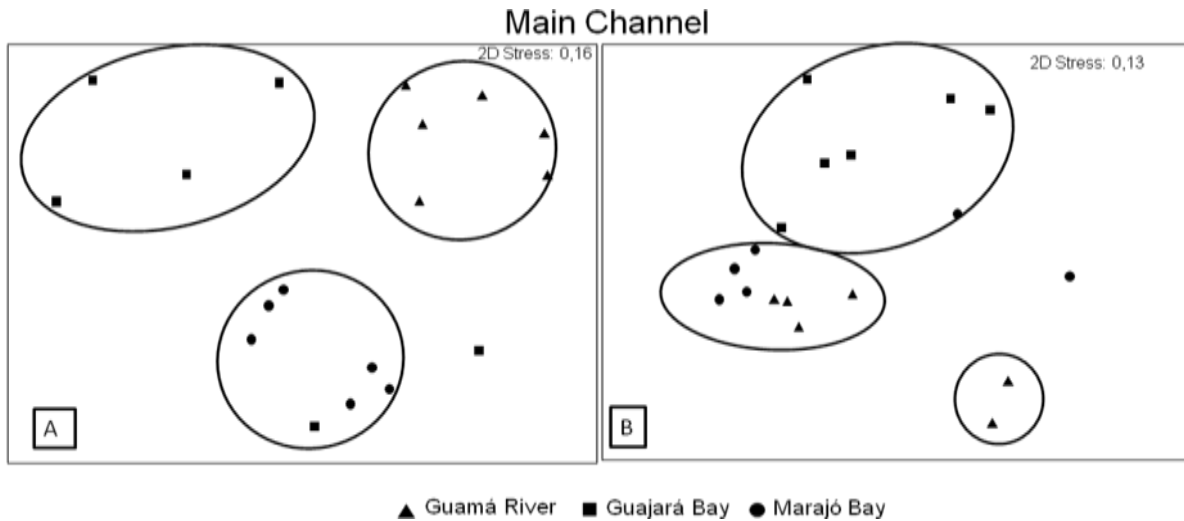


Fig. 8. Multivariate multidimensional scaling analysis by zone and main channel. A) Numerical percentage and B) Biomass percentage.

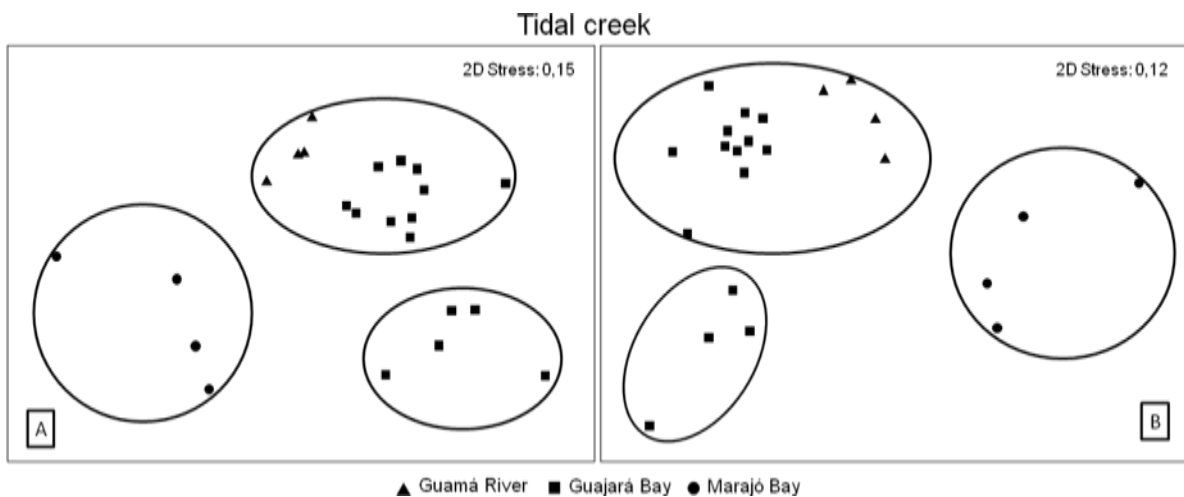


Fig. 9. Multivariate multidimensional scaling analysis by zone and tidal creek. A) Numerical percentage and B) Biomass percentage.

4. Discussion

Estuaries are highly dynamic environments with unique biological, geomorphological, and hydrological characteristics (Pritchard, 1955; Cameron and Pritchard, 1963; Devilleurs et al., 1991; Digby et al., 1998; Edgar et al., 2000), which have a fundamental influence on the composition of their fish assemblages (Whitfield, 1999). The Amazon Shelf is a particularly dynamic coastal environment, with considerable variation in hydrographic structure and currents, which result in

marked variations in the transportation and fate of sediments and other waterborne material (Geyer et al., 1991).

The present study, which focused on the transitional limnic-marine environment of the Amazon estuary, recorded significant differences in the composition of the fish assemblages among areas and between seasons. Species richness was lowest in the mouth of the Guamá River. While the input of freshwater is vital to the productivity and diversity of estuarine systems, Schlacher and Wooldridge (1996) and Livingston (1997) found that it may contribute to a decrease in species richness and diversity, which may not necessarily be related to saline stress, but rather to the composition and instability of the sediments (Elliott and Mclusky, 2002).

Marajó and Guajará bays presented the highest species richness, which may have been favored by the hydrodynamic conditions and the enhancement of high-salinity habitats (Nicolas et al., 2010a). The diversity of Guajará Bay may also be related to the presence of many small islands and tidal creeks, as well as the availability of feeding resources and habitat diversity in the Onças Archipelago. This swampy island, which is inundated by the tides (Carvalho et al., 1998), presents a wide variety of habitats, which are occupied by a large number of fish species (77). By contrast, the right margin of Guajará Bay is dominated by the city of Belém, with a metropolitan area occupied by 1.4 million inhabitants (IBGE, 2010), and a wide range of anthropogenic impacts, including a petrochemical complex, numerous ports and shipping lanes, and the widespread discharge of domestic and industrial effluents. These factors almost certainly contribute to the reduced species richness found in this area (40 species) (Table 1). By reducing habitat quality, anthropogenic factors may affect the survival or reproduction of many species, typically leading to reduced species richness and alterations in community structure (López-Rojas and Bonilla-Rivero, 2000; Smith and Barrella, 2000; Whitfield and Elliot, 2002; Cleto Filho, 2003). A similar pattern was observed in the vicinity of the Vila do Conde shipping terminal in the estuary of the Pará River, also in the southeastern Amazon estuary (Viana et al, 2012).

Sciaenids were the most abundant fishes in all study areas, but the catfishes siluriforms predominated in terms of body weight. The species of the families Scianidae and Pimelodidae are characterized by their considerable diversity and widespread distribution on the northern coast of Brazil (Barthem, 1985; Camargo and

Isaac, 2001), where they occur typically in environments with salinity of around 8 (Barthem, 1985), indicating that, while they have limnic habits, they are tolerant of estuarine conditions.

When the present study zones are considered separately, however, different patterns of dominance of both species and families are observed. In the Amazon estuary, there is a river-ocean gradient in the distribution of different species, reflecting their capacity to tolerate varying levels of salinity, and the presence of an essentially euryhaline community. However, seasonal changes in the composition of the community indicate an influx of freshwater species during the rainy season, while marine species predominate during the dry season, reflecting changes in salinity levels (Camargo and Isaac, 2001). This substitution of species, together with their capacity to range throughout the longitudinal axis of the estuary, may be related to their ability to engage in long-distance migrations, and may account for the predominance of rare and infrequent species in all three study areas, and of unique species in Marajó and Guajará bays.

The higher percentage of rare and infrequent species in the two bays reflects the sporadic nature of the assemblages in these areas. In the specific case of Guajará Bay, the area is bordered by numerous fish processing plants, petrochemical terminals and other industrial installations, and more than 35% of Belém's 1.4 million inhabitants lack adequate sanitation (IBGE, 2010). These factors have contributed to an increasing decline in the quality of local water and sediments in recent years (Ramos, 2004; Gregório and Mendes, 2009; Viana et al., 2010), making the environment inhospitable for permanent populations of many fish species. In Marajó Bay, salinity is the primary determinant of the composition of the fish community, given the known variations in salinity during the course of the year, related to the transition between limnic and mesohaline environments. This is reflected in the presence of transitory populations, with a major increase in the presence of freshwater species during the rainy season, when the increase in the discharge of the river reduces salinity to zero. During the dry season, increasing salinity leads to the substitution of some freshwater species by marine fishes, and a reduction in the abundance of other species (Barthem, 1985).

There are a few exceptions, however, such as *Cathorops spixii*, which was not only exclusive to Marajó Bay, but was both common and frequent in this area, as was *S. naso*, which was also found in the other zones in smaller numbers. These

species are common on the Brazilian coast, and are abundant in estuaries and lagoons (Figueiredo and Menezes, 1978). They are demersal species, which are able to penetrate the shallow waters of the estuaries, and tolerate reduced salinity during the spawning period (Camargo and Isaac, 2005; Mishima and Tanji, 1983). In Guajará Bay, the exclusive species were of limnic origin. The marine species *Menticirrhus americanus* was recorded in this area only during the dry season, and in reduced numbers. Only 2% of the species recorded in the Guam River were exclusive, by contrast, and fewer were occasional. This environment is more stable in terms of environmental parameters and anthropogenic disturbance, and was characterized by the presence of species of the order Gymnotiformes, which are typical of freshwater habitats, and are found primarily in the main channels of deepwater rivers (Mago-Leccia, 1970; Albert and Crampton, 2005). The Gymnotiformes were relatively well-represented in the present study, with four of the five families, and 10 of the 29 genera being recorded (Albert and Campos-da-Paz, 1998; Albert and Crampton, 2005).

Despite the clear differences in the fish communities observed between the study areas, *Plagioscion squamosissimus* and *Aspredo aspredo* were present in all zones, habitats, and seasons. *Plagioscion* species are endemic to the freshwater environments of South America, and are widely distributed in the Amazon, Magdalena, and Orinoco rivers, as well as the Paraná River basin, and the rivers of the Guianas (Reis et al., 2003). They are abundant and widely-distributed species, and appear to be able to range widely due to adaptive strategies that allow them to both exploit seasonal habitats and tolerate anthropogenic impacts (Granado-Lorencio et al., 2005; Viana et al., 2012). The family Aspredinidae is represented by both marine and estuarine species, which are benthic, and occur on both sandy and muddy bottoms in brackish coastal rivers (Friel, 2003).

The functionality of ecological guilds has been integrated into studies of fish communities only recently, with the first applications in Europe (Thiel et al., 2003; Selleslagh et al., 2009; Nicolas et al., 2010b), followed by Africa (Harrison and Whitfield, 2008; Ecoutin et al., 2010). The reviews of Elliott et al. (2007) and Noble et al. (2007) have been widely used to describe estuarine fish assemblages and offer an opportunity to compare and contrast estuaries from different geographical areas in a systematic fashion. In northern Brazil, the investigation of structural and functional differences in estuarine fish communities is still scarce, and is restricted to the

coastal zone of Pará (Krumme et al., 2004; Barletta and Blaber, 2007; Barros et al., 2011). In the present study, this approach proved effective for the investigation of fish diversity along a salinity gradient. The presence of all the different ecological guilds within the study area emphasizes its role as a contact zone between tidal currents, river discharge, and wave forces, in a highly-dynamic, mixed-energy environment (Corrêa, 2005; Gregório and Mendes, 2009). In particular, while freshwater stragglers predominated in the inner portions of the estuary (Guamá River and Guajará Bay), estuarine species were the major group in the outer portion (Marajó Bay), which was also characterized by higher proportion of marine stragglers and migrants in comparison with the other areas. The higher density of guilds occurs in mesohaline waters (Nicolas et al., 2010b).

The study area is known to be a transition zone between limnic and mesohaline environments. In the Pará River estuary, which is located at a similar longitude to the Guamá River and Guajará Bay, and presents similar habitats, Paz et al. (2011) recorded a community composed basically of freshwater stragglers and migrants (88%), although a number of coastal species, more tolerant of low salinity, were also found (Fig. 10). In this region, fisheries focus primarily on limnic species which are tolerant of estuarine environments, with a predominance of demersal fishes. Commercial fisheries are concentrated in Abaetetuba (01°43'05" S, 48°52'57" W), which is upriver from the present study area, where the primary is composed of limnic species (Thomé-Souza et al., 2007). The data on freshwater artisanal fishing indicate that *Hypophthalmus marginatus*, a demersal species typical of freshwater environments, predominates, with 87% of the total landed weight. In the opposite direction, in the outer portion of Marajó Bay (0°14'52.36" S, 48°7'39.61" W), Barthem (1985) recorded 65% estuarine and marine species (stragglers and migrants), a higher proportion than that recorded in the present study (42% marine and estuarine species) for the inner portion of the bay (Fig. 9). Marajó Bay is one of the most important fishing grounds in the Amazon estuary. In this part of the estuary, fisheries are essentially artisanal, using gillnets to capture primarily fluvial and estuarine species, such as *P. squamosissimus*, *P. surinamensis*, and *B. rousseauxii* (Oliveira and Lucena Frédou, 2011). In the outer part of the estuary, by contrast, fisheries are also artisanal, but with increased capacity, and harvest mainly marine species, such as *S. brasiliensis*, *C. acoupa*, *Mugil* sp., and *B. bagre* (Mourão et al., 2007; 2009).

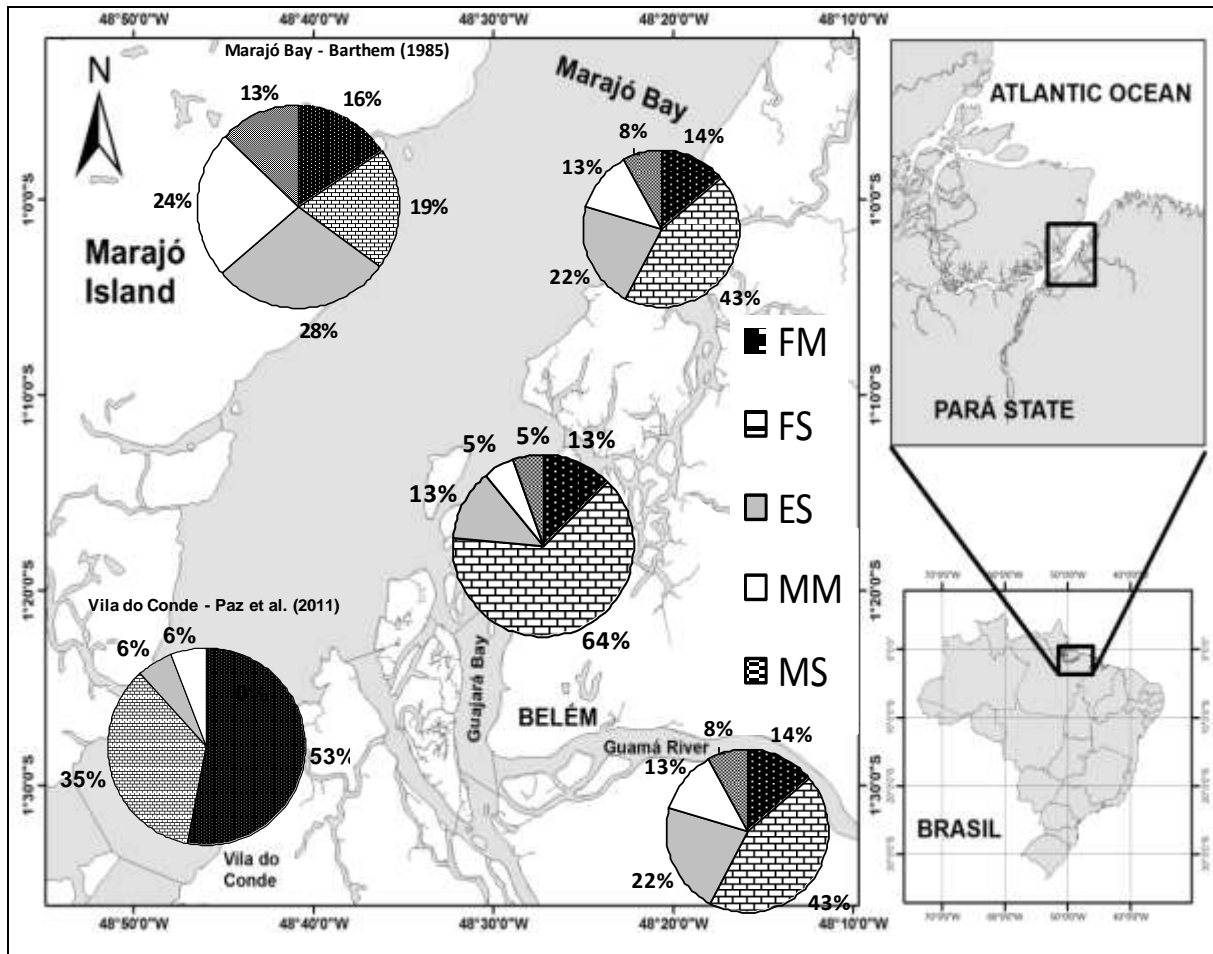


Fig. 10. Distribution of the ichthyofauna both environments limnics-marines by environment guild: Freshwater migrants (FM) and Freshwater stragglers (FS); Estuarine species (ES); Marine migrants (MM) and Marine stragglers (MS).

In estuaries, the feeding ecology of fishes is highly diversified, with all different trophic levels being represented, and a predominance of sediments rich in nutrients (Paiva et al., 2008). This trophic diversity was recorded in all the zones surveyed in the present study, although zoobenthivores and piscivores were predominant. The substrate within the study area is composed of mud (fluid and compact), fine- to medium-grained sand (Gregório and Mendes, 2009), and organic material (leaves), which is incorporated into the substrate of the channel, favoring the presence of a wide range of animals, which represent a feeding resource for fish (Uieda and Uieda, 2001). The composition of this substrate probably accounts for the relatively high percentage of zoobenthivores found in all areas, as predicted by Blaber (2000), who proposed that benthivores should predominate in all types of estuaries. The dominance of piscivores may have been related to the high biomass of pimelodid species in the study area. These species are considered to be second-

order carnivores, which feed primarily on fishes and invertebrates (Paiva et al., 2008).

Overall, then, a wide range of factors, such as habitat diversity, variations in salinity, the input of freshwater and sediments, anthropogenic impacts, and the presence of fishing grounds, contribute to the differentiation of the three areas surveyed during the present study, indicating that they should not be considered a homogeneous unit in terms of their biodiversity or fishery activities.

5. Conclusions

A wide range of factors, such as habitat diversity, variations in salinity, the input of freshwater and sediments, anthropogenic impacts and the presence of fishing grounds contribute to the differentiation of the three areas surveyed during the present study, indicating that they should not be considered a homogeneous unit in terms of their biodiversity or fishery activities.

References

- Albaret, J.J., 1999. Les peuplements des estuaires et lagunes. In: Lévêque, C., Paugy, D. (Eds.), Les poisons des eaux continentales africaines. IRD Editions, Paris, pp. 325-349.
- Albert, J.S., Campos-da-Paz, R., 1998. Phylogenetic systematics of Gymnotiformes with diagnoses of 58 clades: a review of available data. In: Malabarba, L.R., Reis, R.E., Vari, R.P., Lucena, Z.M.S., Lucena, C.A.S. (Eds.), Phylogeny and classification of neotropical fishes. Edipucrs, Porto Alegre, pp. 419-446.
- Albert, J.S., Crampton, W.G.R., 2005. Diversity and phylogeny of neotropical electric fishes (Gymnotiformes). In: Bullock, T.H., Hopkins, C.D., Popper, A.N., Fay, R.R. (Eds.), Electroreception. Springer, New York, pp. 360-403.
- Barletta, M., Saint-Paul, U., Barletta-Bergan, A., Ekau, W., Schories, D., 2000. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichtidae) and associated fish fauna, in a North Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia* 426, 65-74.
- Barletta-Bergan, A., Barletta, M., Saint-Paul, U., 2002. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 193-206.

- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal Fish Biology* 66, 45-72.
- Barletta, M., Blaber, S.J. M., 2007. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science* 80, 647-680.
- Barros, D.F., Torres, M.F., Lucena Frédou, F., 2011. Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico). *Biota Neotropica* 11, 367-373.
- Barthem, R., 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía do Marajó, estuário Amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 6, 15-28.
- Bentes, B., Martinelli, J.M., Souza, L.S., Cavalcante, D.V., Almeida, M.C., Isaac, V.J., 2011. Spatial distribution of the Amazon River Shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Brazilian Journal of Biology* 71, 925-935.
- Blaber, S.J.M., 2000. *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, exploitation and conservation*. Chapman and Hall, London, 367 pp.
- Camargo, M., Isaac, V., 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 17, 113-153.
- Camargo, M., Isaac, V., 2005. Reproductive biology and spatio-temporal distribution of *Stellifer rastriifer*, *Stellifer naso* and *Macrodon ancylodon* (Sciaenidae) in the Caeté estuary, Northern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 53, 13-21.
- Cameron, W.M., Pritchard, D.W., 1963. Estuaries. In: Hill, M.N. (Ed.), *The sea*. John Wiley and Sons, New York, pp. 306-324.
- Carvalho, C.J.R., Rombold, J., Nepstad, D.C., Sá, T.D.A., 1998. Relações hídricas do açazeiro em mata de várzea do Estuário do Amazonas. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 10, 213-218.
- Cervigón, F., 1991. *Los peces marinos de Venezuela*. Fundación Científica los Roques, Caracas, 425 pp.
- Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibald, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G., Rodriguez, B., 1992. *Guía de campo de las especies comerciales marinas y de agua salobres de la costa septentrional de Sur America*. FAO, Roma, 513 pp.
- Coelho, P.A., Porto, M.R., Koenig, M.L., 1980. Biogeografia e bionomia dos crustáceos do litoral equatorial do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* 15, 7-138.

- Corrêa, I.C.S., 2005. Aplicação do diagrama de Pejrup na interpretação da sedimentação e da dinâmica do estuário da baía de Marajó-PA. *Pesquisas em Geociências* 32, 109-118.
- Costa, L.T.R., 1996. Sedimentação holocênica no estuário do Rio Araguari-AP. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Clarke, R.K., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: An Approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, UK, 144 pp.
- Cleto Filho, S.E.N., 2003. Urbanização, poluição e biodiversidade na Amazônia. *Ciência Hoje* 33, 72-75.
- Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 345, 101-118.
- Colwell, R.K., Mao, C.X., Chang, J., 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85, 2717-2727.
- Colwell, R.K., 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. (University of Connecticut, Storrs, USA), version 8.2.0, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Cordeiro, C.A., 1987. Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém – Mosqueiro. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Devilleurs, P., Devilleurs-Terschuren, J., Ledant, J. P., 1991. CORINE Biotopes Manual: Habitats of the european community. Commission of the European Communities. Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Luxembourg, 300 pp.
- Digby, M.J., Saenger, P., Whelan, M.B., McConchie, D., Eyre, B., Holmes, N., Bucher, D., 1998. A physical classification of Australian estuaries. Technical report, Southern Cross University, Australia, unpublished.
- Ecoutin, J. M., Simier M., Albaret, J. J., Lae, R., Tito de Morais, L., 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87, 284-292.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., Graddon, D.J., Last, P.R., 2000. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. *Biological Conservation* 92, 383-397.
- Egler, W.A., Schawassmann, H.O., 1962. Limnological studies in the Amazon Estuary. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 1, 2-25.

- Elliott, M., Mclusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55,815-827.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.
- Espírito Santo, R.V., Isaac, V.J., Abdon, L.M.S., Martinelli, J.M., Higuchi, H., Saint-Paul, U., 2005. Peixes e Camarões do Litoral Bragantino, Pará-Brasil. MADAM, Pará, 268 pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1978. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil.II.Teleostei 1. Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1980. Manual dos peixes marinhos do sudeste do Brasil.III.Teleostei 2. Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 pp.
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P., 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354, 219-228.
- Friel, J.P., 2003. Family Aspredinidae. In: Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris Jr., C.J. (Eds.), Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre, pp. 261-267.
- Froese, R., Pauly, D., 2007. Fishbase: World wide web electronic publication. WWW Page, <http://www.fishbase.org>.
- Furtado, L.G., Sousa, M.A.M., 2006. Belém, ocupação humana e uso de recursos no estuário. In: Castro, E. (Ed.), Belém de Águas e Ilhas. UFPA/NAEA, Belém, pp. 161-177.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio *El niño* 1997-1998. *Atlântica* 23, 133-152.
- Geyer, W.R., Beardsley, R.C., Candela, J., Castro, B.M., Legeckis, R.V., Lentz, S.J., Limeburner, R., Miranda, L.B., Trowbridge, J.H., 1991. The physical oceanography of the Amazon outflow. *Oceanography* 4, 8-15.
- Giarrizzo, T., Krumme, U., 2007. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, North Brazil. *Bulletin of Marine Science* 80, 739-754.
- Giarrizzo, T., Krumme, U., 2008. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in Northern Brazil. *Journal of Fish Biology* 72, 773-779.
- Giarrizzo, T., Krumme, U., 2009. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in North Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52, 679-688.

- Granado-Lorencio, C., Lima, C.R.M.A., Lobón-Cerviá, J., 2005. Abundance-distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. *Ecography* 28, 515-520.
- Gregório, A.M.S., Mendes, A.C., 2009. Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). *Continental Shelf Research* 29, 609-618.
- Harrison, T.D., Whitfield A.K., 2008. Geographical and typological changes in fish guilds of South African estuaries. *Journal of Fish Biology* 73, 2542-2570.
- IBGE., 2010. Censo demográfico 2010. WWW Page, <http://www.ibge.gov.br>.
- Keith, P., Le Bail, O.Y., Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau Douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris, 286 pp.
- Krumme U., Saint-Paul U., 2003. Observation of fish migration in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil using 200-kHz split-beam sonar. *Aquatic Living Resources* 16, 175-184.
- Krumme, U., Saint-Paul, U., Rosenthal, H., 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal creeks in northern Brazil. *Aquatic Living Resources* 17, 215-229.
- Le Bail, P.Y., Keith, P., Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau Douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris. 307 pp.
- Livingston, R.J., 1997. Trophic responses of estuarine fishes to longterm changes of river runoff. *Bulletin of Marine Science* 60, 984-1004.
- López-Rojas, H., Bonilla-Rivero, L., 2000. Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. *Biodiversity Conservation* 6, 757-765.
- Mago-Leccia, F., 1970. Estudios preliminares sobre la ecología de los peces de los Llanos de Venezuela. *Acta Biológica Venezolana* 7, 71-102.
- Magurran, A.E., 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Magurran, A.E., 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd, Oxford, 256 pp.
- Martinho, F., Leitão, R., Viegas, I., Dolbeth, M., Neto, J.M., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 537-546.
- Martins, M.L.R., 2000. Os Desafios da gestão municipal democrática-Belém 1997-2000- O Desenho da cidade no terceiro milênio. Poles, São Paulo, 112 pp.

- Meade, R.H., Nordin, C.F.Jr., Curtis, W.F., Rodrigues, F.M.C., Vale, C.M., Edmond, J.M., 1979. Sediments loads in Amazon River. *Nature* 278, 162-164.
- Milliman, J.D., Meade, R.H., 1983. World-Wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology* 91, 1-21.
- Mishima, M., Tanji, S., 1983. Fatores ambientais relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). *Boletim do Instituto de Pesca* 10,17-27.
- Monteiro, M.D.R., Melo, N.F.A.C., Alves, M.A.M.S., 2009. Composição e distribuição do microfitoplâncton do Rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 4,341-351.
- Mourão, K.R.M., Frédou, F.L., Espírito Santo, R.V., Almeida, M.C., Silva, B.B., Frédou, T., Isaac, V., 2009. Sistema de produção pesqueira pescada amarela - *Cynoscion acoupa* Lacèpede (1802): um estudo de caso no litoral nordeste do Pará - Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 35, 497-511.
- Mourão, K.R.M., Pinheiro, L.A., Lucena, F., 2007. Organização social e aspectos técnicos da atividade pesqueira no município de Vigia - PA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia* 20, 38-52.
- McLusky, D.S. and Elliott, M., 2004. *The estuarine ecosystem. ecology, threats and management*, third ed. Oxford University Press, 214 pp.
- MMA, 2007. Áreas Prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, unpublished. 301 pp.
- Nicolas, D., Lobray, J., LePage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010a. Fish under influence: a macroecological analysis of relations between species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 137-147.
- Nicolas, D., Lobry, J., LePape, O., Boët, P., 2010b. Functional diversity in European estuaries: relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88, 329-338.
- Noble, R.A. A., Cowx, I.G., Goffaux, D., Kestemont, P., 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology* 14, 381-392.
- Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó estuário Amazônico. *Arquivos de Ciências do Mar* 44, 40-53.
- Paiva, R.S., Eskinazi-Leça, E., Passavante, J.Z.O., Silva-Cunha, M.G.G., Melo, N.F.A.C., 2006. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do

- Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi 2, 133-146.
- Paiva, A.C.G., Chaves, P.T., Araujo, M.E., 2008. Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista Brasileira de Zoologia* 25, 647-661.
- Paz, A.C., Lucena Frédou, F., Frédou, T., 2011. Caracterização da atividade pesqueira em Vila do Conde (Barcarena, Pará), no estuário Amazônico. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 6, 307-318.
- Pinheiro, R.V.L., 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará (PA). MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Pritchard, D.W., 1955. Estuarine circulation patterns. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 81, 1-11.
- Prost, M.T.R.C., Rabelo, B.V., 1996. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 8, 101-121.
- Ramos, J., 2004. Poluição e contaminação da orla de Belém-PA. In: Uhly, S., Sousa, E.L. (Eds.), *A questão da água na grande Belém*. Casa dos estudos germânicos, Belém, pp. 120-151.
- Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris Jr., C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, 742 pp.
- Ribeiro, K.T.S., 2004. *Água e saúde humana em Belém*. Cejup, Belém, 280 pp.
- Root, R.B., 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37, 317-350.
- Sanyo Techno Marine, 1998. Draft final report for the Fishery Resources Study of the Amazon and Tocantins River Mouth Areas in the Federative Republic of Brazil. JICA, Tokyo, 334 pp.
- Schlacher, T.A., Wooldridge, T.H., 1996. Patterns of selective predation by juvenile, benthivorous fish on estuarine macrofauna. *Marine Biology* 125, 241-247.
- Selleslagh, J., Amara, R., Laffargue, P., Lesourd, S., Lepage, M., Girardin, M., 2009. Fish composition and assemblage structure in three Eastern English Channel macrotidal estuaries: a comparison with other French estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 149-159.
- Sioli, H., 1966. General features of the delta of the Amazon. In: UNESCO (Ed.), *Humid Tropics Research: Scientific Problems of the Humid Tropical Zone Deltas and their Implications*. Proceedings of the Dacca Symposium. UNESCO. New York, pp. 381-390.

- Smith, W.S., Barrella, W., 2000. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba River, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. *Revista Brasileira de Biologia* 60, 627-632.
- Spach, H.L., Santos, C., Godefroid, R.S., 2003. Padrões temporais nas assembléias de peixes na Gamboa do Sucuriú, baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20, 591-600.
- Thiel, R., Cabral, H., Costa, M.J., 2003. Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofaunas of large European estuaries - a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *Journal of Applied Ichthyology* 19, 330-342.
- Thomé-Souza, M.J.F., Raseira, M.B., Ruffino, M.L., Silva, C.O., Batista, V.S., Barthem, R.B., Amaral, E.S.R., 2007. Estatística pesqueira do Amazonas e Pará - 2004. IBAMA, Manaus, 76 pp.
- Uieda, W., Uieda, V.S., 2001. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. *Brazilian Journal of Biology* 61, 377-388.
- Vazzoler, A.E.A., 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática*. SBI/EDUEM, São Paulo, 169 pp.
- Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., Torres, M.F., Bordalo, A.O., 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon Estuary. *Journal of Fish Biology* 76, 467-486.
- Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., 2012. Measuring the ecological integrity of an industrial district in the Amazon estuary, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 64, 489-499.
- Whitfield, A.K., 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151-186.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229-250.
- Yañez-Arancibia, A., 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Universidad Nacional Autónoma de México* 2, 1-306.
- Yañez-Arancibia, A., 1986. *Ecología de la zona costera*. AGT Editor, México, 187 pp.
- Venice System, 1958. Symposium on the classification of brackish waters. *Archives Oceanography and Limnology* 11, 1-248.

Anexo 1: Lista de espécies.



Brachyplatystoma vaillantii



Brachyplatystoma platynemum



Aspistor sp



Brachyplatystoma filamentosum



Auchenipterus nuchalis



Lithodoras dorsalis



Brachyplatystoma rousseauxii



Bagre bagre



Cetopsis coecutiens



Cathorops spixii



Amphiarus phrygiatus



Ageneiosus inermis



Cathorops sp



Hypophthalmus marginatus



Rhamdia quelen



Ageneiosus ucayalensis



Sciades herzbergii



Platystomatichthys sturio



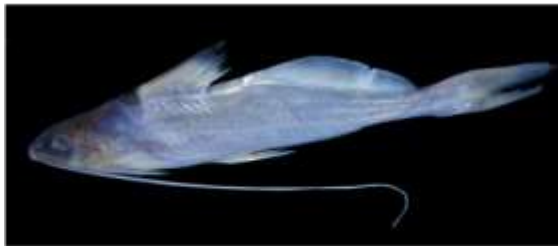
Pimelodus blochii



Ancistrus sp



Pseudacanthicus histrix



Pimelodella gr.altipinnis



Peckoltia sp



Aspredinichthys filamentosus



Trachelyopterus galeatus



Loricaria cataphracta



Aspredo aspre do



Aspredinichthys tibicen



Plagioscion squamosissimus



Cynoscion sp



Boulengerella cuvieri



Plagioscion auratus



Stellifer naso



Plagioscion surinamensis



Cynoscion acoupa



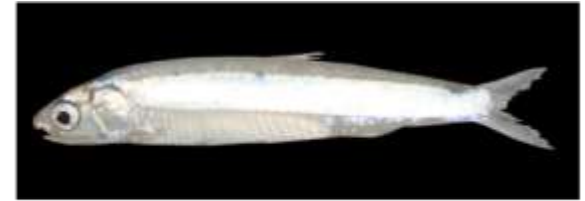
Stellifer rastriifer



Macrodon ancylodon



Triportheus elongates



Anchoiella cayennensis



Nebris microps



Rhinosardinia amazônica



Pellona flavipinnis



Pterengraulis atherinoides



Anchoa spinifer



Pellona castelnaeana



Acestrocephalus sp



Crenicichla lugubris



Leporinus friderici



Hoplias malabaricus



Crenicichla johanna



Geophagus proximus



Crenicichla semifasciata



Leporinus fasciatus



Geophagus surinamensis



Geophagus sp



Mugil sp



Trachinotus carolinus



Astyanax fasciatus



Colomesus asellus



Oligoplites palometa



Curimata inomata



Raphiodon vulpinis



Genyatremus luteus



Achirus achirus



Apionichthys dumerili



Gobioides broussonnetii



Scomberomorus brasiliensis



Trichiurus lepturus



Sternopygus macrurus



Sternarchella terminalis



Sternarchella schotti



Sternarchella sima



Rhamphichthys marmoratus



Rhabdolichops eastward



Sternarchogiton sp



Rhamphichthys rostratus



Steatogenys elegans



Sternarchorhynchus cf. *roseni*



Apteronotus albifrons



Sternarchorhamphus muelleri



Orthosternarchus tamandua



Potamotrygon orbignyi



Potamotrygon sp. 1



Plesiotrygon sp



Potamotrygon sp



Plesiotrygon iwamae



Plesiotrygon sp 1

CAPÍTULO II

SEASONAL VARIATION IN FISH ABUNDANCE, DIVERSITY AND HABITAT USE IN THE INNER PORTION OF THE AMAZON ESTUARY IN THE BRAZILIAN STATE OF PARÁ

Artigo elaborado e editado para publicação no periódico ***ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE*** ISSN: 0272-7714 (impresso). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos para a revista.

Seasonal variation in fish abundance, diversity and habitat use in the inner portion of the Amazon estuary in the Brazilian state of Pará

Keila Renata M. Mourão ^{a*}, Flávia Lucena Frédou ^b

^a Universidade Federal do Pará, Av. Bernado Sayão, n 1, Guamá, 66075-110 Belém-PA, Brazil.

^b Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Departamento de Pesca e Aqüicultura – DEPAQ. Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos - CEP: 52171-900 - Recife/PE.

*Correspondence: Keila Renata M. Mourão, Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos, Av. Perimetral, 2651, CEP: 66077-530, Universidade Federal do Pará, Brazil.

Email: kmourao@yahoo.com.br

ABSTRACT

The present study analyzes the distribution patterns and ecological functions of the fish species that occur in three important areas of the Amazon estuary – Guajará and Marajó bays, and the Guamá River and adjacent islands. Specimens were collected in the main channel and tidal creeks located within each area between 2004 and 2011 during both the dry (July-December) and rainy seasons (January-June). The fish were captured using gillnets, trawls, and block nets. The abundance of individuals and biomass (CPUE) were the basic parameters analyzed for each community in each zone, habitat, and season. The diversity of the community and the relative use of different habitats by the fish species for breeding, feeding, and nursery areas were also examined. A total of 41,516 specimens were collected, representing 136 species belonging to 38 families and 12 orders. In the main channel, the highest values for abundance and biomass were recorded in Marajó Bay, whereas the highest biomass was recorded in Guajará Bay. The highest species richness (S) was recorded in Marajó Bay, while the lowest diversity indices (Margalef's D and Shannon's H') were observed in Guajará Bay. Small-bodied specimens (Total Length < 5 cm) predominated in Marajó Bay (76% of individuals), although the largest specimens were also collected in this bay. More than 90% of the individuals used the main channel as a breeding ground and nursery for juveniles.

Keywords: Estuary, Nursery, CPUE

1. Introduction

Understanding the biological diversity of an estuarine system, in particular the fish community, and its spatial-temporal variation is fundamentally important, given that some species are strictly dependent on the integrity of specific habitats, such as channels or inlets, in which they pass specific stages of their life cycle (Amezcu-Linares and Yañez-Arancibia, 1980; Freire and Agostinho, 2000; Teixeira et al., 2005). Fish populations are the principal natural resource found in estuaries, in terms of their value as a source of animal protein, and the quantity of biomass available (Yañez-Arancibia, 1978). Estuaries also form breeding grounds for adult fishes and nurseries for the juveniles, and provide a rich variety of feeding resources (Blaber, 2000). The effective management of estuarine systems depends on a good working knowledge of their different habitats and the effects of these environments on the diversity of species, and their abundance, demographic and migratory patterns within the system (Laffaille et al., 2000; Minello et al., 2003).

The estuary of the Amazon River the endpoint of the World's largest hydrographic basin is located in northern Brazil (Costa, 1996). This system is formed by the discharge of the Amazon to the north of Marajó Island, and the Tocantins River to the south of the island (Sioli, 1966). The annual confluence of 6,300 km³ of river water and 9.3 x 10⁸ tons of sediment with the waters of the Atlantic Ocean (Meade, et al., 1979) makes this singular system an appropriate environment for a wide variety of both marine and freshwater fish species (Milliman et al., 1983). An estimated 303 fish species belonging to 86 families distributed in 23 orders are found along the Amazon coast, which straddles the mouth of the Amazon, between São Marcos Bay in Maranhão to the east and Cape Orange in Amapá to the west (Camargo and Isaac, 2001). The enormous volume of water, solutes, and suspended particles, and the complexity of the ecosystems that constitute this environment (Barletta et al., 2010) combine to make the Amazon estuary both singular, and one of the most complex estuaries in the world (Paiva, 1997; Smoak et al., 2005). These characteristics are fundamental to the diversity of its fauna (Coelho, 1980; Camargo and Isaac, 2001) and flora (Prost and Rabelo, 1996).

The Brazilian city of Belém – the capital of the state of Pará – is located in the intermediate portion of the Amazon estuary, and represents the principal focal point of the transition between the eastern, central, and western regions of the Amazon

basin (Furtado and Sousa, 2006). The 43 islands adjacent to the city make up 65% of its total area (MARTINS, 2000), and represent a vast area of swamps, rivers, bays, channels and tidal creeks, which contain an ample variety of marine and freshwater fishes and crustaceans, which are exploited intensively by the local artisanal fishermen as a source of both subsistence and income (Barthem, 1985; Barthem and Goulding, 1997; Bentes et al., 2011; Viana et al., 2010; Oliveira and Lucena Frédou, 2011).

Despite the considerable ecological and economic value of this estuarine system, which is included in an area of “extreme biological importance” by the Brazilian Environment Ministry (MMA, 2007) due to its considerable biodiversity, it suffers from an ongoing process of degradation resulting from diverse and widespread anthropogenic impacts. These impacts include busy shipping lanes, unregulated urban development and inadequate public sanitation, ports and industrial installations, all of which contribute to the discharge of domestic and industrial effluents into the waters of the estuary (Ribeiro, 2004; Gonçalves et al., 2006; Gregório and Mendes, 2009; Viana et al., 2010). In the present study, patterns of diversity and the ecological characteristics of the fish communities of three principal areas of the internal portion of the Amazon estuary were analyzed in order to identify the principal factors determining the distribution and abundance of fish species in these areas.

2. Material and Methods

2.1 Study area

The study area encompasses the aquatic environments surrounding the northern Brazilian city of Belém, including three zones: mouth of the Guamá River; Guajará and Marajó bays, in the southeast of the Amazon Estuary (Fig. 1A). This fluvial complex, which includes 43 islands, is influenced by oceanic tides (Cordeiro, 1987; Pinheiro, 1987) and occupies 330 km², representing approximately two-thirds (65.6%) of the study area (Martins, 2000). For each of the three focal zones, an adjacent island was included in the data collection in order to guarantee the standardization of the samples. These islands were: 1B) Mosqueiro; 1C) Onças and

1D) Combu, representing the Guamá River, Guajará Bay and Marajó Bay, respectively.

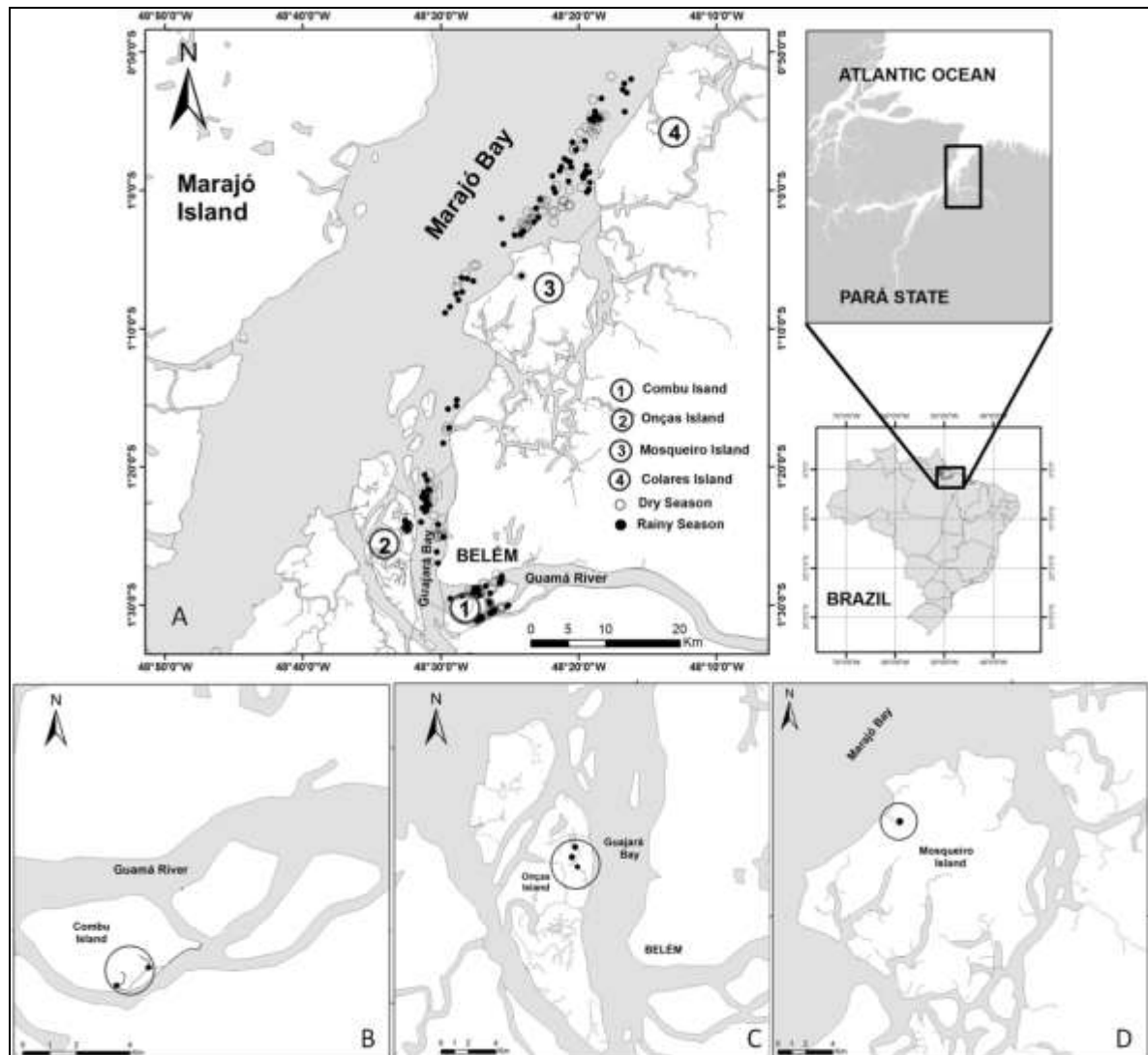


Fig.1. (A) Location map of study area and its adjacent islands: (B) Combu; (C) Onças and (D) Mosqueiro

The Guamá River has a total length of approximately 700 km, but is subject to deposits of sediments from Guajará Bay, and the influence of oceanic tides. At its mouth, salinity varies between 0.04 and 0.42 (Paiva et al., 2006), with a tendency to become brackish at the peak of the dry season (Monteiro et al., 2009). According to the Venice classification system (see Elliott and Mclusky, 2002), this is a tidally-influenced area of river (tidal fresh: salinity < 0.5–limnetic). Combu Island, which is adjacent to the Guamá, is located within the local Environmental Protection Area (APA), and covers an area of 15 km², with a predominance of freshwater swamps (“várzeas”), subject to seasonal inundations from the river (Ribeiro, 2004).

Guajará Bay, which is relatively narrow and well-protected, is delimited to the east by the city of Belém, to the west by Onças Island, and connects to Marajó Bay in the north, close to Mosqueiro Island, which is approximately 100 km from the Atlantic Ocean (Pinheiro, 1987). Within this area, salinity does not exceed 1, even during the driest months, especially near the bottom, indicating that saltwater infiltrates into the estuary in the form of a wedge (Pinheiro, 1987), which is almost non-existent during the rainy season (Gregório and Mendes, 2009). This part of the study area is also classified as tidal fresh (salinity < 0.5–limnetic) in the Venice system (1958, see Elliott and Mclusky, 2002). Onças Island, which is adjacent to this bay, is approximately 19 km long, and divided into a number of smaller islands divided by tidal creeks, which suffer extensive flooding, especially during equinoctial tides.

Marajó Bay is the area closest to the Atlantic Ocean, and is located to the south of Marajó Island, where it receives the whole discharge of the Tocantins River, and part of that of the Amazon, as well as a number of minor local tributaries (Barthem, 1985). The region is exploited intensively by artisanal fishermen and encompasses a large number of fisheries throughout its area (Oliveira and Lucena Frédou, 2011). The salinity of this bay varies considerably, ranging from 0 to 0.5 during the rainy season, but increasing to over 2 in the dry season, often reaching 10 at its mouth (Barthem, 1985). This region can be classified as mesohaline (salinity 5-18) in the Venice system (see Elliott and Mclusky, 2002). Mosqueiro, located on Marajó Bay, is the largest of the islands, with a total area of approximately 212 km² (Martins, 2000). One of the principal economic activities of the island is artisanal fishing, and it has an important fishery terminal (Sanyo Techno Marine, 1998; Oliveira and Lucena Frédou, 2011), as well as two conservation units.

2.2 Data collection

Samples were collected from the local fish populations in the main channels (in both the rivers and bays, and within the islands) and the tidal creeks located along the margins of the main channel, which extend inland within the islands and are affected by the tidal cycle. Data were collected in the Guamá River and Combu Island in 2004-2005 and 2008-2009, in Guajará Bay and Onças Island in 2004-2005 and 2007-2008, and in Marajó Bay and Mosqueiro Island in 2008-2011. In all three

zones, samples were collected in both the dry (July to December) and rainy seasons, between January to June (Fig. 2 and Table 1, Egler and Schwassmann, 1962).

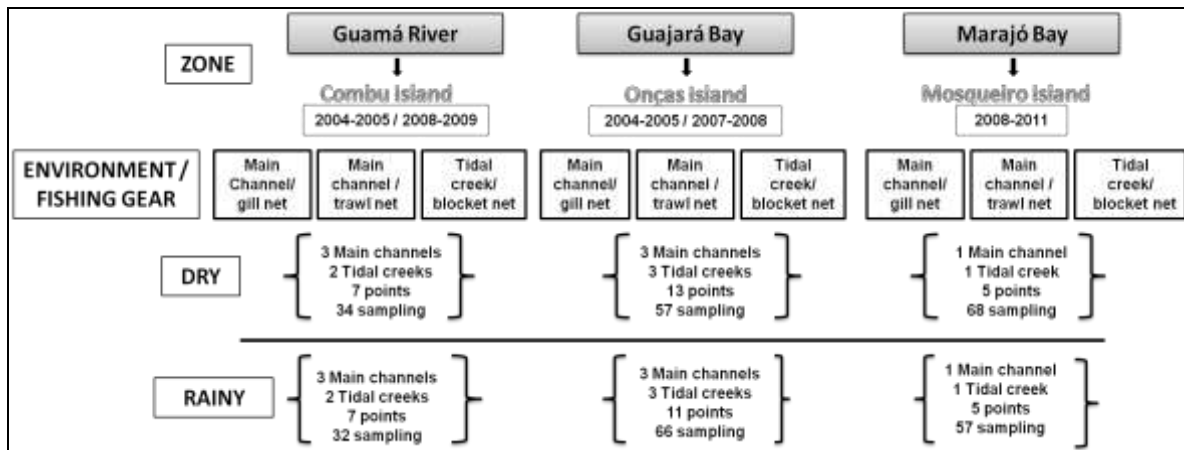


Fig. 2: Sampling design: zones (Guamá River, Guajará and Marajó Bays); environment (main channel and tidal creek) and seasonality (dry and rainy).

Distinct collection procedures were used in the different habitats, in order to provide the most reliable sample of the fish fauna, considering the unique characteristics of each area. In the main channels, monofilament gillnets (knot-to-knot meshes of 25 mm, 30 mm, 40 mm, and 50 mm) were used to capture specimens. In the specific case of Marajó Bay, nets with larger meshes (60 mm and 70 mm) were used, given the more favorable conditions – depth and extension – of this area. Multifilament nets were tested in the Guamá River and Guajará Bay, although they proved inoperable, due to the shallow depths and the frequent presence of submerged trunks and branches. In fact, not a single specimen was captured during these tests, which led to the procedure being abandoned. During the collection of specimens, a battery of monofilament nets was set in a random configuration twice for two to three hours at a time.

A second procedure applied in the main channel (except on the islands, due to the presence of submerged trunks and branches) was trawling with a net equipped with doors. This net had a mesh of 5 mm, length of 5.50 m, height of 0.60 m, and opening of 1.10 m. Three trawls of approximately 20 minutes were conducted in each study area at a mean velocity of 1.62 knots.

Multifilament block nets with with a 25 mm mesh were used in the tidal creeks. These nets were 50 m long and 5 m high. Blocking was initiated at the end of the high tide and continued throughout the entire ebb tide cycle, of approximately six

hours. The tidal creeks drain completely at low tide, and the specimens were either gilled in the net (smaller fishes) or collected manually from remaining pools.

All specimens were stored on ice and transported to the laboratory for processing. The specimens were sized (ST), weighed (WT) and had their gonads and stomach removed and weighed. Maturity was determined by the size and color of the gonads, based on Vazzoler (1996): stage A: immature; stage B: maturing; stage C: mature; stage D: spent. The specimens were identified to the lowest possible taxonomic level, based on Cervigón (1991), Cervigón et al. (1992), Figueiredo and Menezes (1980), Keith et al. (2000), Le Bail et al. (2000), Espírito Santo et al. (2005) and homepage Fishbase.org (Froese & Pauly, 2007).

Water samples were collected from the surface layer in two seasonal periods (rainy and dry). The temperature, salinity and pH were measured in the field using a multianalyzer. The analysis of nutrients – nitrate (NO_3 – mg/l), phosphate (PO_4 – mg/l) and ammonia (NH_4 – mg/l) – hardness was conducted on 2-liter samples of water, which were stored on ice for up to 24 hours prior to processing in a specialized laboratory.

2.3 Data analysis

The three study zones were compared taking seasonal variation the dry season is between July and December, and the rainy season, between January and June and differences in the configuration of the habitat (main channel or tidal creek) into consideration.

2.3.1 Abundance

The relative abundance of fish is expressed here as the CPUE (catch per unit effort) for either abundance (number of individuals, n) or biomass (total weight, b). In the main channels, where specimens were captured using gillnets, $\text{CPUE}_b = (b/At)*100$ and $\text{CPUE}_n = (n/At)*100$, where A = the total area of the net (m^2) and t = the time (hours) it was set. For the trawls, density was given by $D = n/A$ or $D = b/A$, where A = the area trawled (in m^2). For each sample, the area was estimated by $A = S - S_0*B$, where $S - S_0$ is the distance trawled (m) and B = the net opening (m). In the

case of the tidal creeks, the abundance value was obtained by dividing n or b by A_i , where A_i = the area flooded, estimated for each creek at the peak of the high tide.

2.3.2 Measures of diversity

Community structure was evaluated using species richness, i.e., total species present (S), diversity (Shannon's H' , Margalef's D , and Simpson's λ), and evenness (Pielou's J). Spatial and temporal differences (between seasons and among areas) in the indexes of diversity and abundance were tested using a one-way ANOVA and confirmed using Tukey's *post hoc* test (Zar, 1996). The Kruskal-Wallis nonparametric analysis of variance was used when the data did not satisfy the criteria for parametric analysis.

2.3.3 Habitat use

The set of species captured in each study zone was classified by size, based on the scheme of Viana et al. (2010). Species with a total length of less than 15 cm were classified as small, those between 15 cm and 30 cm in length as medium, and fish over 30 cm in length as large. The variation in the body size of the different species among zones was analyzed using the Kruskal-Wallis test.

The use of different areas as breeding grounds or nurseries for the juveniles was also classified according to the approach of Viana et al. (2010), in which individuals with mature and spent gonads (stages C and D, respectively) were considered to be using the area as a breeding ground, while the presence of individuals with immature gonads (stage A) was interpreted as evidence of the use of the area as a nursery.

2.3.4 Multivariate analysis

Multivariate multidimensional scaling (MDS) was used to compare species composition in relation to spatial and temporal variables. Groups were subsequently examined using the similarity percentages (SIMPER) analysis. SIMPER analysis allows the indication of the main species responsible for the dissimilarities (more influential species that discriminated the observed groups) within each group defined

in the MDS. All groups defined in the MDS were tested through similarity analysis (Two-way nested ANOSIM). This analysis explores the dissimilarities between groups and calculates the contribution of each species to this relationship, based on its relative occurrence in each group (Clarke and Warwick, 1994). The CPUE values were based on the numerical abundance as input of data. These analyses were run in Primer 6.1.6.

2.3.5 Environmental Parameters

A Principal Components Analysis (PCA) was used to evaluate the association relationship of the temperature, pH, salinity and the concentrations of phosphates, nitrates and ammonia in water. The data were first log-transformed ($\log(x+1)$) for analysis. The significance of the effect of the variables on the axes was tested using the method described by Legendre and Legendre (1998), in which the coordinates of a variable in relation to a factorial axis is equal to the coefficient of correlation between this variable and the axis. A variable is considered significant when its distance (d) from the center of the plane is equal to or greater than the square root ($\sqrt{2/m}$), where m is the number of variables (Valentin, 2000).

3. Results

3.1 *Composition and Abundance*

A total of 41,516 fish specimens were collected, representing 136 species, 38 families and 12 orders (Table 1). In general, the families Sciaenidae (10.9% of the species recorded), Loricariidae (10.9%), Engraulidae (8.7%), and Cichlidae (6.5%) were the most diverse. In relation to the areas were observed 55 species in Guamá River, 94 in Guajará Bay and 95 in Marajó Bay. The Scianidae was the most diverse family in the Guam River (14.5% of species) and Marajó Bay (13.6%), whereas loricaridae (12.6% of species) predominated in Guajará Bay.

Table 1

Composition of the ichthyofauna captured in the three sampling zones. Guamá River – GR; Guajará Bay – GB; Marajó Bay - MB. Main Channel - Ch and Tidal creek - Tc; Dry – D and Rainy – R.

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality	
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R	
ANGUILIFORMES					
Muraenidae	Not identified	MB	Ch	D	
BELONIFORMES					
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	GR / GB	Ch	D / R	
CHARACIFORMES					
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus</i> sp.	MB	Tc	R	
Anostomidae	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	GB	Ch	R	
	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	GR / GB	Ch / Tc	D / R	
Characidae	<i>Acestrocephalus</i> sp.	GR / GB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	GR / GB / MB	Tc	D / R	
	<i>Astyanax</i> sp.	GB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)	GB	Ch / Tc	D	
	<i>Serrasalmus</i> sp.	GR / MB	Ch / Tc	D	
	<i>Triportheus elongatus</i> (Gnther, 1864)	GB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Boulengerella cuvieri</i> (sp.ix and Agassiz, 1829)	GR / GB	Ch	D / R	
Ctenoluciidae					
Curimatidae	* <i>Curimata inornata</i> Vari, 1989	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R	
Cynodontidae	<i>Raphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	GB	Ch	D	
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	GR / GB / MB	Tc	D / R	
Gasteropelecidae	<i>Gasteropelecus levis</i> (Eigenmann, 1909)	GB	Ch	D	
CLUPEIFORMES					
Engraulidae	* <i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R	
	* <i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo, 1946)	MB	Ch	D / R	
	<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	GB / MB	Ch	D / R	
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	GB / MB	Ch	D / R	
	Engraulidae sp 1	MB	Ch	D	
	Engraulidae sp 2	GB	Ch	D	
	Engraulidae sp 3	MB	Ch	D	
	* <i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	MB	Ch	D	
	<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	GB / MB	Ch / Tc	D / R	
	<i>Rhinosardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879)	MB	Ch	D	
	Clupeidae				
	Pristigasteridae	<i>Pellona castelanaeana</i> Valenciennes, 1847	GB / MB	Ch	D
* <i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837)		GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R	
CYPRINODONTIFORMES					
Anablepidae	<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	GR / GB / MB	Tc	D / R	
GYMNOTIFORMES					

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R
Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	GR / GB	Tc	D / R
	<i>Orthosternarchus tamandua</i> (Boulenger, 1898)	GR / GB	Ch	D / R
	<i>Sternarchella schotti</i> (Steindachner, 1868)	MB	Ch	R
	<i>Sternarchella sima</i> Starks, 1913	GR / GB / MB	Ch	D / R
	* <i>Sternarchella terminalis</i> (Eigenmann and Allen, 1942)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Sternarchogiton</i> sp.	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Sternarchorhamphus muelleri</i> (Steindachner, 1881)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Sternarchorhynchus</i> cf. <i>roseni</i>	GR	Ch	R
Hypopomidae	<i>Steatogenys elegans</i> (Steindachner, 1880)	GR / GB / MB	Ch	D / R
Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys marmoratus</i> Castelnau, 1855	GB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
Sternopygidae	<i>Rhabdolichops caviceps</i> (Fernández-Yépez, 1968)	GR / GB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Rhabdolichops eastwardi</i> Lundberg and Mago-Leccia, 1986	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
MUGILIFORMES				
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	MB	Ch	D
	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	GB / MB	Ch	D
	<i>Mugil</i> sp.	GB / MB	Ch / Tc	D
PERCIFORMES				
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	MB	Ch	D
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	MB	Ch	D
Cichlidae	<i>Cichla</i> sp.	GB	Ch / Tc	D / R
	<i>Crenicichla cincta</i> Regan, 1905	GB	Ch / Tc	D / R
	<i>Crenicichla johanna</i> Heckel, 1840	GB / MB	Tc	D / R
	<i>Crenicichla lugubris</i> Heckel, 1840	GB	Tc	D
	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Perugia, 1897)	GR / GB	Tc	R
	<i>Crenicichla</i> sp.	GB / MB	Tc	D / R
	<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Geophagus</i> sp.	GB	Ch	D
	<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	GR / GB	Ch / Tc	D / R
	Gobiidae	<i>Gobioides broussonnetii</i> Lacepède, 1800	MB	Ch
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	MB	Ch	D
Sciaenidae	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	GB / MB	Ch	D
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	MB	Ch	D
	<i>Cynoscion</i> sp.	MB	Ch	D
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch and Schneider, 1801)	MB	Ch	D / R
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	GB	Ch	D
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	GR / GB / MB	Ch	D / R
	<i>Nebrius microps</i> Cuvier, 1830	MB	Ch	D
	<i>Ophioscion</i> sp.	GB	Ch	D

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R
	<i>*Pachypops fourcroy</i> (Lacepède, 1802)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>*Plagioscion auratus</i> (Castelnau, 1855)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>*Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>*Plagioscion surinamensis</i> (Bleeker, 1873)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	GR / GB / MB	Ch	D / R
	<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	GR / GB / MB	Ch	D / R
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	GR / GB / MB	Ch	D / R
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo and Zavala-Camin, 1978	MB	Ch	D
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	MB	Ch	D
PLEURONECTIFORMES				
Achiridae	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	GB / MB	Ch / Tc	D
	<i>*Apionichthys dumerili</i> Kaup, 1858	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	MB	Tc	D
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	GB	Ch	D
RAJIFORMES				
Potamotrygonidae	<i>Plesiotrygon iwamae</i> Rosa, Castello and Thorson, 1987	MB	Ch	D / R
	<i>Plesiotrygon</i> sp.	MB	Ch	D / R
	<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller and Henle, 1841)	MB	Ch	D / R
	<i>Potamotrygon</i> sp.	MB	Ch	D
	<i>Potamotrygon</i> sp.1	GB	Ch	R
	<i>Potamotrygon</i> sp.2	GB	Tc	R
	<i>Potamotrygon orbignyi</i> (Castelnau, 1855)	MB	Ch	R
	<i>Potamotrygonidae</i>	MB	Ch	R
SILURIFORMES				
Ariidae	<i>Amphiarus phrygiatus</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D / R
	<i>Aspistor</i> sp.	GR / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	MB	Ch	D
	<i>Cathorops</i> sp.	MB	Ch	D / R
	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	MB	Ch	D / R
	<i>Sciades couma</i> (Valenciennes, 1840)	GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>*Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
Aspredinidae	<i>Aspredinichthys filamentosus</i> (Valenciennes, 1840)	GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D / R
	<i>*Aspredo aspredo</i> (Linnaeus, 1758)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
Auchenipteridae	<i>*Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	GB	Tc	D
	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (spix and Agassiz, 1829)	MB	Tc	D
	<i>*Pseudoauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>*Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R

Ordem / Family	Species	Occurrence	Environment	Seasonality
		GR/GB/MB	Ch / Tc	D/R
Cetopcidae	<i>Cetopsis coecutiens</i> (Lichtenstein, 1819)	GR / MB	Ch	D
Doradidae	* <i>Lithodoras dorsalis</i> (Valenciennes 1840)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Lithodoras</i> sp.	GB / MB	Ch / Tc	D / R
Heptapteridae	* <i>Pimelodella</i> gr. <i>altipinnis</i>	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Pimelodella</i> sp.	GR	Ch	D
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard, 1824)	GR / GB / MB	Tc	D / R
Loricariidae	<i>Acanthicus hystrix</i> Agassiz, 1829	MB	Ch	R
	<i>Ancistrus</i> sp.	GB	Ch	R
	<i>Ancistrus</i> sp.1	GB	Tc	R
	<i>Ancistrus</i> sp.2	GB	Tc	D / R
	<i>Ancistrus</i> sp.3	GB	Tc	R
	<i>Farlowella</i> cf. <i>hasemani</i>	MB	Ch	D
	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	GB	Ch	D / R
	<i>Hypostomus punctatus</i> Valenciennes, 1840	GB	Ch	D
	<i>Hypostomus</i> sp.	GB	Tc	R
	<i>Limatulichthys griseus</i> (Eigenmann, 1909)	GB	Tc	D
	* <i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Peckoltia</i> sp.	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Peckoltia</i> sp.1	GB	Ch / Tc	D / R
	<i>Pseudacanthicus hystrix</i> (Valenciennes, 1840)	MB	Ch	D
	<i>Pseudacanthicus spinosus</i> (Castelnau, 1855)	GB	Ch	R
Pimelodidae	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	GR / GB / MB	Ch	D / R
	<i>Brachyplatystoma platynemum</i> Boulenger, 1898	GR / MB	Ch	D / R
	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	GR / GB / MB	Ch	D / R
	* <i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Hypophthalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1840)	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	* <i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	GR / GB / MB	Ch / Tc	D / R
	<i>Platystomatichthys sturio</i> (Kner, 1858)	GB	Ch / Tc	R
	<i>Propimelodus eigenmanni</i> (Van der Stigchel, 1946)	GB	Tc	R
Trichomycteridae	<i>Trichomycterus</i> sp.	MB	Ch	R
TETRAODONTIFORMES				
Tetraodontidae	<i>Colomesus asellus</i> (Müller and Troschel, 1849)	GB / MB	Ch / Tc	D / R

The CPUE for the main channels (obtained by gillnetting) was significantly different (ANOVA, $p < 0.05$) among the study zones only for biomass, with the highest value being recorded in Marajó Bay. For the trawls, significant differences (ANOVA, $p < 0.05$) were recorded among zones for both abundance and biomass, with the highest values being recorded once again in Marajó Bay (Fig. 3).

Seasonal differences were observed only in the case of abundance (based on the CPUE_n for gillnetting), with higher values being recorded during the dry season (ANOVA, $p < 0.05$). In the case of the trawl catches, however, biomass was significantly higher in the rainy season in Marajó Bay (ANOVA, $p < 0.05$), while abundance was higher in this same area in the dry season (Fig. 4).

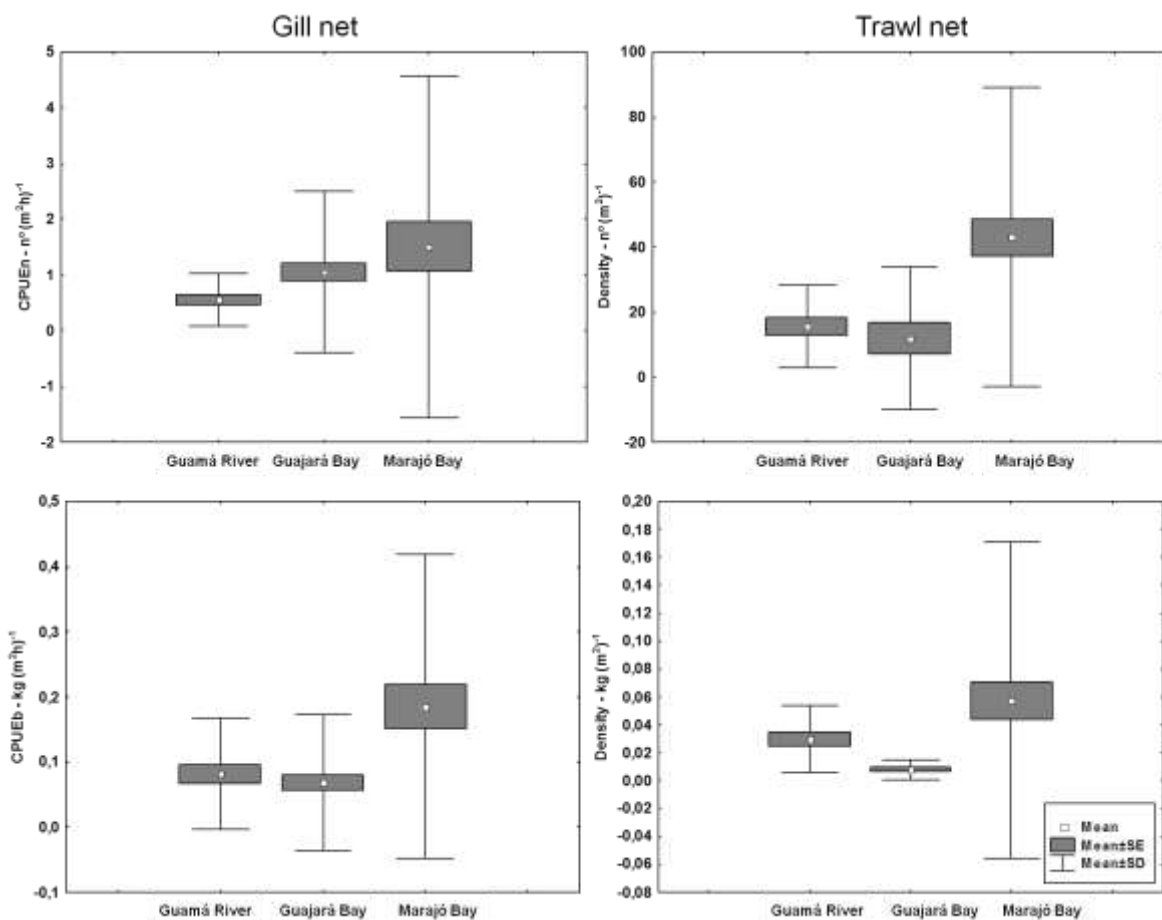


Fig. 3. CPUE values for both numerical abundance and: CPUE_n and CPUE_b, considering zone - GR (Guamá River), GB (Guajará Bay) and MB (Marajó Bay) and environment - Main Channel - Gill net (gn) and Trawl net (tw).

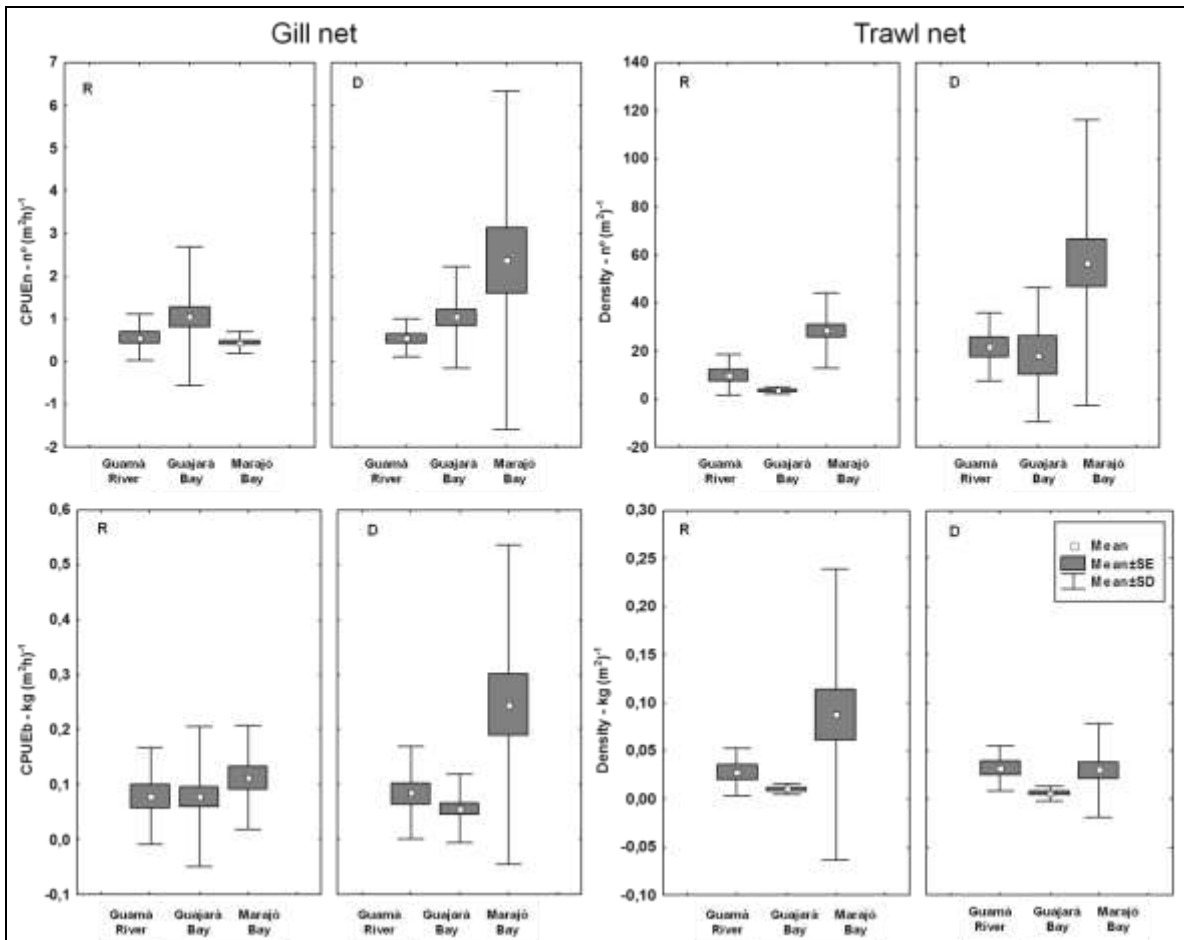


Fig. 4. CPUE values for both numerical abundance and: CPUE_n and CPUE_b, considering zone - GR (Guam River), GB (Guajará Bay) and MB (Marajó Bay), environment - Main Channel - Gill net (gn) and Trawl net (tw) and seasonality - Dry season (D) and Rainy season (R).

In the tidal creeks, only biomass varied significantly (ANOVA, $p < 0.05$), with the highest value being recorded in Guajará Bay, and the lowest in Marajó Bay. No significant (ANOVA, $p > 0.05$) seasonal variation in abundance was recorded (Fig. 5).

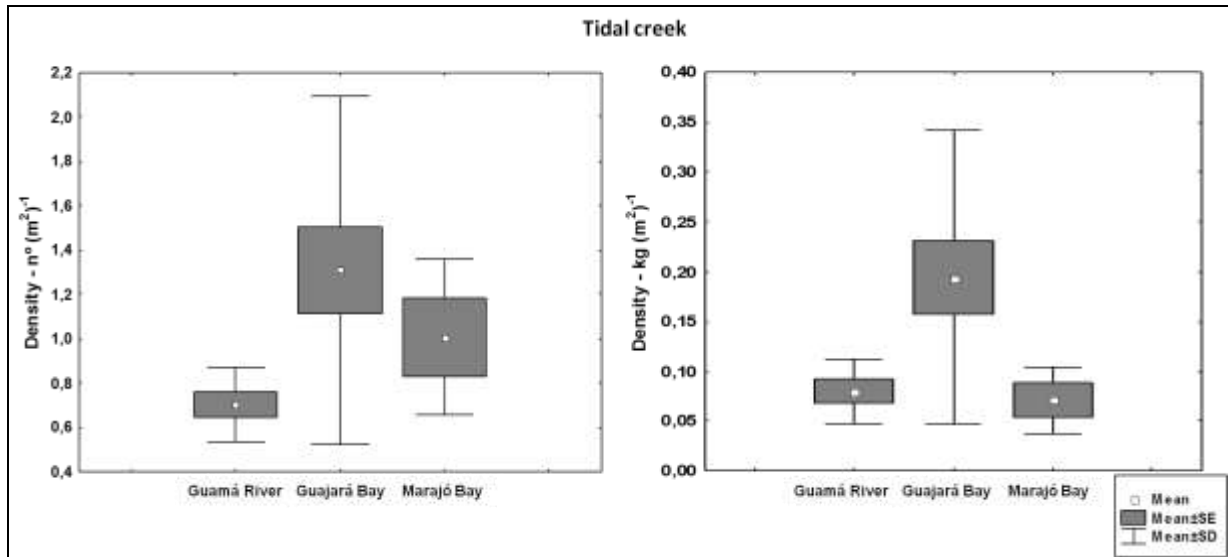


Fig. 5. CPUE values for both numerical abundance and: CPUE_n and CPUE_b, considering zone and environment.

3.2 Measures of diversity

A number of significant differences were found among zones in the parameters of species richness and diversity (ANOVA, $p < 0.05$). The post hoc test identified higher species richness (S) in Marajó Bay. Margalef's (D) and Shannon's (H') diversity indices were lowest in Guajará Bay. The results observed for Pielou's (J') and Simpson's (λ) indices were more similar among zones (Table 2), although relatively low values were recorded in Marajó Bay (ANOVA, $p < 0.05$). No significant seasonal variation was observed, however (ANOVA, $p > 0.05$).

Table 2

Mean Diversity index by zone: species richness (S); diversity Margalef's index (D); Pielou's evenness index (J'); diversity Shannon's index (H') and Simpson index (λ). Area: Guamá River, Guajará Bay and Marajó Bay and seasonality: Dry and Rainy season.

	Guamá River			Guajará Bay			Marajó Bay		
	Total	Dry	Rainy	Total	Dry	Rainy	Total	Dry	Rainy
S	11.10±5.26	10.75±5.46	11.52±5.16	7.77±6.03	7.88±5.68	7.66±6.40	14.33±5.23	14.46±6.30	14.18±3.61
D	2.38±0.89	2.23±0.94	2.55±0.80	1.89±1.05	1.83±0.93	1.95±1.16	2.39±0.86	2.27±0.95	2.53±0.72
J'	0.78 ±0.15	0.72±0.18	0.83±0.08	0.77±0.20	0.78±0.14	0.76±0.24	0.60±0.18	0.55±0.20	0.65±0.14
H'	1.73±0.56	1.57±0.57	1.91±0.49	1.39±0.58	1.42±0.49	1.35±0.66	1.56±0.52	1.44±0.57	1.71±0.41
λ	0.77±0.16	0.71±0.17	0.83±0.10	0.71±0.21	0.73±0.16	0.69±0.25	0.65±0.19	0.61±0.21	0.71±0.14

3.3 Habitat use

Small-sized fish (TL < 5 cm) predominated in Marajó Bay, with 76% of the total number of individuals (Fig. 6). However, the largest specimens were also captured in this area.

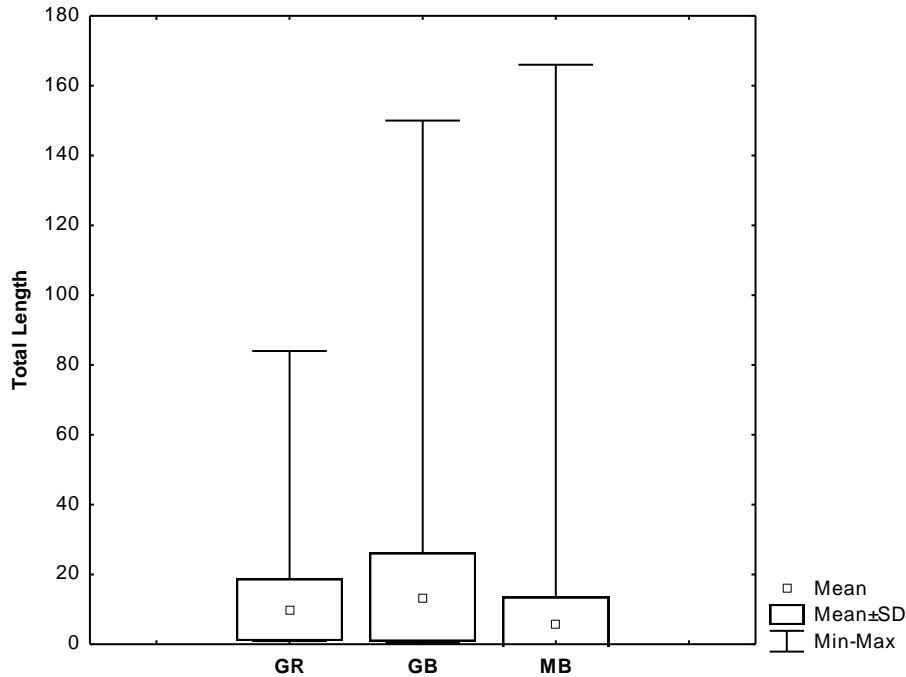


Fig. 6. Total length by zone: Guamá River (GR); Guajará Bay (GB) and Marajó Bay (MB).

The analysis of habitat use revealed that the fish species use the every study area mainly as a nursery (Fig.7). The same conclusion was reached when the main channels and tidal creeks were analyzed separately. In the main channel, more than 90% of the individuals were using the environment as a breeding ground and nursery for juveniles (Fig. 7). The tidal creeks were also used primarily as breeding grounds, especially in Marajó Bay and the Guamá River. No seasonal variation was found in the relative use of channels and creeks as breeding grounds or nurseries (Fig. 7).

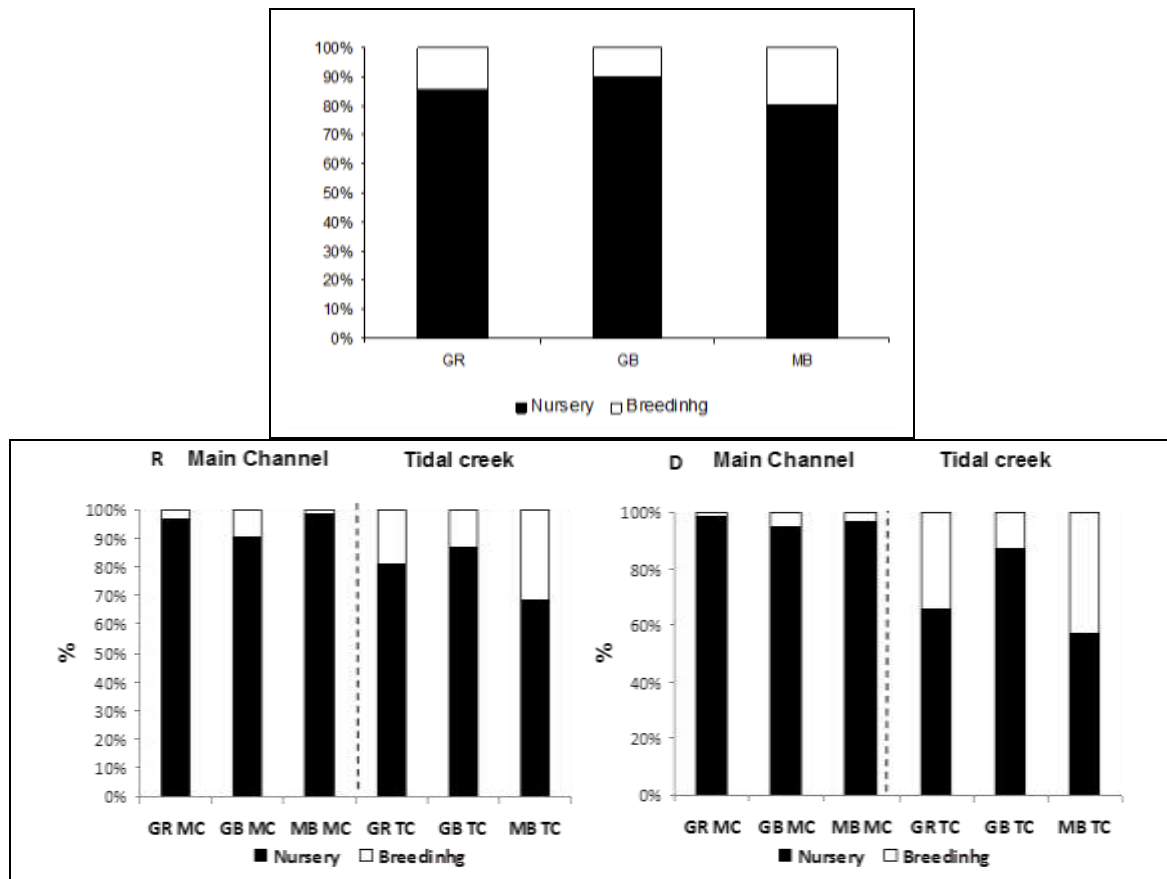


Fig. 7. Percentage of individuals by environmental and season using the zones (GR; GB and MB) as nursery and reproduction. R: rainy season; D: dry season; MC: Main Channel; TC: Tidal creek.

3.4 Multivariate analysis

Significant differences were observed between zones in both the main channels (gillnet and trawl) and tidal creeks (block net) for both abundance and biomass (ANOSIM, $p < 0.05$), resulting in the formation of three distinct groups (Fig. 8). Seasonally, significant differences were recorded only in abundance (CPUE_n from gillnets) for the main channels (ANOSIM, $p < 0.05$).

Anchoa spinifer, *P. squamosissimus*, *L. dorsalis*, *A. aspredo*, and *B. rousseauxi* are the main species responsible for the discrimination of these groups in the main channels (CPUE_n, gillnetting). In relation to biomass, by contrast, *H. margimatus*, *L. dorsalis*, *B. filamentosum*, *B. rousseauxi*, *P. squamosissimus*, and *P. flavipinis* were responsible for the principal contrasts (Table. 3).

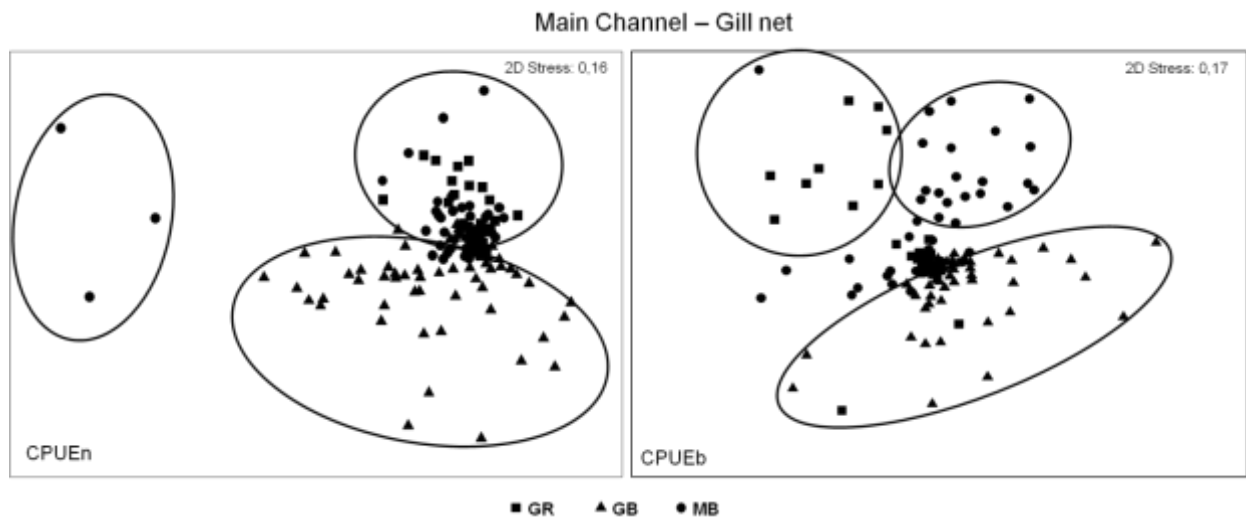


Fig. 8. Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for Main channel (Gill net).

Table 3

SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for main channel (gill net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.3 for CPUEn and Diss/SD>0.3 for CPUEb.

Main Channel – Gill net CPUEn						
Species	Guamá River x Guajará Bay		Guamá River x Marajó Bay		Guajará Bay x Marajó Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
	<i>A. ucayalensis</i>	4.14	0.96	4.47	1.02	3.68
<i>A. spinifer</i>	9.84	0.88	14.24	0.92	8.39	0.72
<i>A. aspreo</i>	16.28	0.69	4.95	0.76	15.65	0.71
<i>P. squamosissimus</i>	10.35	0.85	10.40	0.95	11.53	1.04
<i>L. dorslis</i>	5.51	0.83	8.32	1.05	5.76	0.91
<i>L. batesi</i>	5.59	0.79			4.60	0.65
<i>B. rousseauxi</i>	8.98	0.92	10.15	1.07	4.32	1.08
<i>C. inornata</i>	4.49	0.39			3.50	0.33
<i>H. marginatus</i>	3.96	0.44	4.15	0.40		
<i>C. spixii</i>			4.08	0.47		
<i>P. flavipinis</i>			3.81	0.83		

Main Channel – Gill net CPUEb						
Species	Guamá River x Guajará Bay		Guamá River x Marajó Bay		Guajará Bay x Marajó Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
	<i>H. margimatus</i>	10.40	0.40	8.57	0.39	
<i>L. dorsalis</i>	6.27	0.37	8.09	0.81	10.84	0.69
<i>S. couma</i>	4.62	0.16			4.75	0.19
<i>B. filamentosum</i>	14.19	0.66	12.89	0.72		
<i>B. rousseauxi</i>	11.97	0.61	14.86	1.02	12.60	1.04
<i>P. squamosissimus</i>	11.42	0.64	12.89	0.89	14.76	0.87
<i>P. surinamensis</i>			3.12	0.47	3.45	0.51
<i>P. flavipinis</i>	11.13	0.72	9.59	0.87	6.77	0.65

Two principal groups were discerned from the data set obtained using trawls, the first formed by the specimens from Marajó Bay, and the second by the species from the Guamá River and Guajará Bay (Fig. 9). The principal species that contributed to the formation of these two groups, in terms of both abundance and biomass, were *S. microps*, *S. naso*, *S. terminales*, *P. squamosissimus*, *P. altipinis*, and *Sternarchogiton* sp. (Table 4).

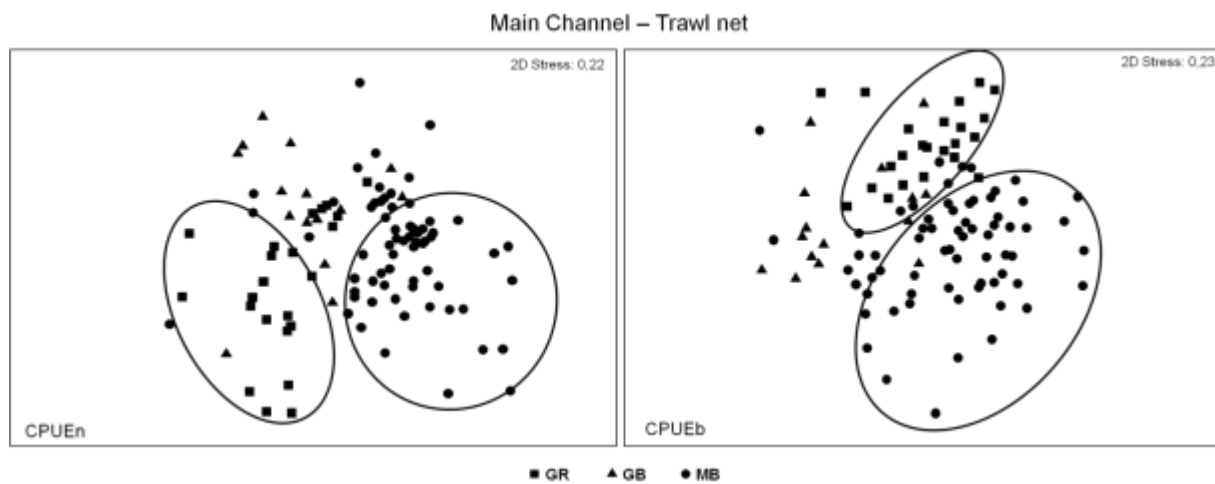


Fig. 9. Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for Main channel (trawl net).

Table 4

SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for main channel (trawl net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.3 for CPUE_n and Diss/SD>0.3 for CPUE_b).

Species	Main Channel – Trawl net CPUE _n					
	Guamá River x Guajará Bay		Guamá River x Marajó Bay		Guajará Bay X Marajó Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
<i>S. microps</i>	10.52	1.34	13.82	1.16	16.70	1.18
<i>S. naso</i>			11.50	1.18	13.52	1.11
<i>S. terminales</i>	8.44	0.94	6.09	0.92		
<i>Sternarchogiton</i> sp.	7.32	0.82	5.03	0.81	10.42	1.46
<i>P. squamosissimus</i>	16.09	1.17	9.68	1.00	13.04	1.12
<i>P. altipinis</i>	6.33	1.07	5.56	1.21	6.61	1.18
<i>S. rastrifer</i>	5.40	0.70	4.70	0.60	5.83	0.57
<i>A. aspredo</i>	5.19	1.26	8.18	1.43	3.28	0.40
<i>S. elegans</i>	4.64	0.87				
<i>R. eastwardi</i>	4.03	0.46				
<i>P. surinamensis</i>			3.59	0.52		
Species	Main Channel – Trawl net CPUE _b					
	Guamá River x Guajará Bay		Guamá River x Maraj Bay		Guajará Bay X Maraj Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
<i>S. microps</i>	3.72	0.67	6.91	0.67	10.78	0.77
<i>S. naso</i>			10.64	0.84	15.87	0.93
<i>S. terminales</i>	11.29	1.00	7.70	0.90		
<i>Sternarchogiton</i> sp.	9.99	0.96	6.45	0.82		
<i>P. squamosissimus</i>	7.94	0.74	5.29	0.66	7.48	0.61
<i>P. altipinis</i>	15.70	1.09	12.41	0.94	11.99	0.82
<i>R. eastwardi</i>	6.90	0.48	4.55	0.44		
<i>A. aspredo</i>			3.45	0.45	4.58	0.43
<i>A. phrygiatus</i>			3.25	0.31	4.13	0.32
<i>S. muelleri</i>					3.28	0.36
<i>B. vailanti</i>	4.81	0.50	4.92	0.51	3.02	0.30

In tidal creek habitats, three well-defined groups were observed for both abundance and biomass (Fig. 10). The species *A. anableps*, *L. dorsalis*, *P. squamosissimus*, and *A. ucayalensis* were responsible for the formation of groups based on abundance, whereas *L. dorsalis*, *P. squamosissimus*, and *A. anableps* were the principal species in terms of biomass (Table 5).

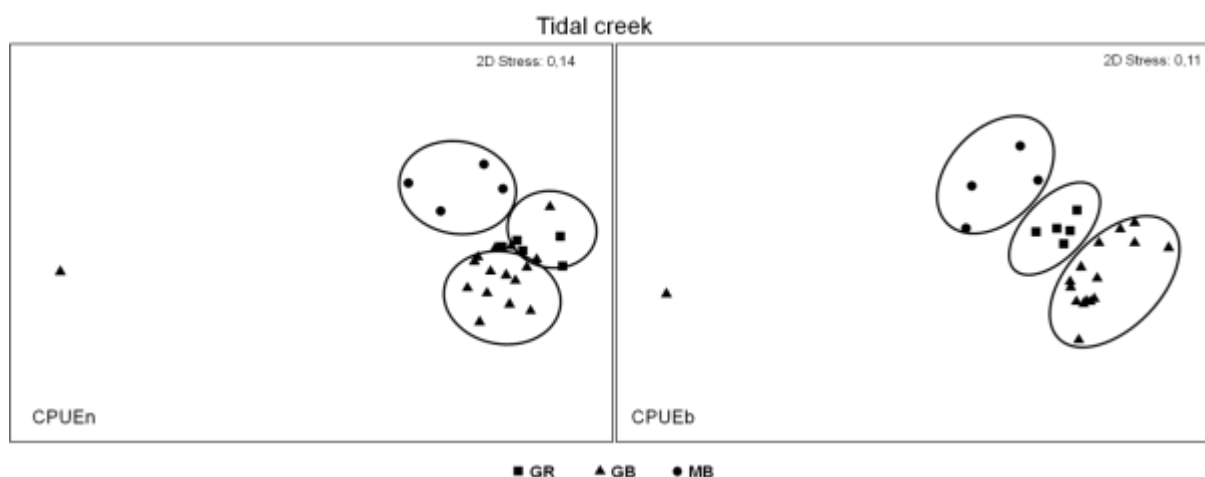


Fig. 10. Multivariate multidimensional scaling analysis by zone for tidal creek (blocket net).

Table 5

SIMPER analysis. Breakdown of average dissimilarity between zones for tidal creek (blocket net) into contributions from each species (dissimilarity ratio between standard deviation – Diss/SD>0.6 for CPUEn and Diss/SD>0.6 for CPUEb.

Tidal creek – blocket net CPUEn						
Species	Guam River x Guajará Bay		Guam River x Marajó Bay		Guajará Bay x Marajó Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
	<i>A. fasciatus</i>			6.30	1.11	5.23
<i>A. anableps</i>			10.28	2.36	9.06	1.86
<i>L. dorsalis</i>	15.58	1.17	8.75	1.86	11.14	0.94
<i>P. squamosissimus</i>	16.48	1.33	7.76	1.57	14.02	1.56
<i>A. ucayalensis</i>	8.40	0.99	8.23	1.06	7.79	0.96
<i>P. fourcroi</i>			6.60	0.92	5.66	1.00
<i>Peckoltia</i> sp.			5.58	1.96	4.34	1.40
<i>H. marginatus</i>	6.04	1.13	3.05	1.23	4.64	1.11
<i>P. surinamensis</i>	4.25	1.30	3.70	1.86		
<i>T. galeatus</i>	4.01	0.82	4.07	1.04	3.11	0.87
<i>P. altipinis</i>	3.35	0.69				
<i>L. batesi</i>	3.08	0.67	3.83	1.31	3.50	1.19

Tidal creek – blocket net CPUEb						
Species	Guam River x Guajará Bay		Guam River x Maraj Bay		Guajará Bay x Maraj Bay	
	%	Diss/SD	%	Diss/SD	%	Diss/SD
	<i>A. anableps</i>			10.54	2.28	8.15
<i>A. ucayalensis</i>	3.74	0.90	8.41	0.85	6.49	0.67
<i>H. margimatus</i>	3.91	0.93	3.14	1.36	3.07	0.90
<i>L. dorsalis</i>	45.15	1.45	18.05	1.05	35.60	1.25
<i>P. fourcroi</i>			5.28	0.97	3.94	0.88
<i>S. macrurus</i>			4.66	0.80		
<i>R. rostratus</i>	3.82	0.94	3.47	1.11	2.96	0.80
<i>P. squamosissimus</i>	12.74	1.02	11.98	1.49	12.60	1.24
<i>P. surinamensis</i>	3.02	1.15	4.80	3.18		
<i>B. vaillanti</i>	3.96	0.63	4.43	0.72		

3.5 Analysis of abiotic parameters

Similar mean surface temperatures were recorded in the main channels of the different study zones, except in Marajó Bay during the dry season, when lower values were recorded. The lowest average salinity was recorded in Marajó Bay during the dry season, when it was approximately 2. Similar mean pH values were also recorded among zones, although they were different between seasons. The highest phosphate and nitrate concentrations were recorded in Marajó Bay and the Guamá River, respectively, both during the rainy season. The lowest values for ammonia were recorded in the Guamá River in the dry season (0.12) and in Marajó Bay during the rainy season (0.10) (Table 6).

In the tidal creeks, salinity was zero throughout the study period in all cases. The highest pH was recorded in the Guamá River in the dry season. The highest concentrations of phosphates were recorded in Marajó Bay during both seasons, while the lowest concentrations of nitrates were also recorded in this zone throughout the year. The lowest mean values for ammonia were recorded in the dry season in both the Guamá River and Guajará Bay (Table 6).

Table. 6

Environmental parameters by zone - Guamá River, Guajará Bay and Marajó Bay; environment - Main channel and Tidal creek and seasonality - rainy season and dry season.

Area / Variable	Main channel - Dry									Main Channel – Rainy								
	Guam River			Guajará Bay			Marajó Bay			Guam River			Guajará Bay			Marajó Bay		
	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)
Temperature (C)	29.8	34.6	31.45 (1.302)	30.7	32	31.16 (0.374)	28.2	29.2	28.63 (0.363)	27.3	32	29.68 (1.741)	27.4	33.5	31.39 (1.846)	28.7	30	29.35 (0.65)
Salinity	0	0.2	0.08 (0.074)	0.1	0.75	0.3 (0.223)	0.7	2.9	1.87 (0.953)	0	0	0 (0)	0	0.15	0.01 (0.049)	0	0	0
pH	5.7	6.4	6.07 (0.263)	5.92	6.06	6.23 (0.261)	6.82	7.11	6.94 (0.108)	4.99	6.29	5.44 (0.411)	5.34	6.17	5.65 (0.260)	5.91	6.02	5.97 (0.055)
Phosphate (Mg L) ⁻¹	0.01	0.2	0.07 (0.066)	0.01	0.09	0.03 (0.028)	0	0	0	0	1.26	0.153 (0.371)	0	0.08	0.04 (0.028)	0.34	0.65	0.45 (0.155)
Nitrate (Mg L) ⁻¹	0.1	2.3	1.09 (0.671)	0	4.2	1.13 (1.23)	1.8	1.9	1.85 (0.05)	0.2	8.7	3.165 (2.085)	0	3.85	1.25 (0.988)	0.7	1	0.85 (0.15)
Ammonia (Mg L) ⁻¹	0.01	0.44	0.12 (0.139)	0.1	0.67	0.29 (0.2)	0.29	0.35	0.32 (0.03)	0.19	0.56	0.302 (0.108)	0.1	0.73	0.29 (0.192)	0.08	0.13	0.10 (0.025)
Area / Variable	Tidal creek - Dry									Tidal creek - Rainy								
	Guam River			Guajará Bay			Marajó Bay			Guam River			Guajará Bay			Marajó Bay		
	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Max	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	Max	\bar{x} (SD)	Min	
Temperature (C)	28.5	32.6	30.7 (1.687)				30.2			25.4	26.3	25.9 (0.406)	27.17	27.7	27.46 (0.290)		29.6	
Salinity	0	0	0				0			0	0	0	0	0	0		0	
pH	6.25	6.43	6.33 (0.075)				5.89			5.45	6.35	5.93 (0.390)	5.52	5.37	5.45 (0.075)		6.09	
Phosphate (Mg L) ⁻¹	0.01	0.46	0.16 (0.212)	0.1	0.1	0.1 (0)	0.52			0	0.02	0.01 (0.01)	0.01	0.01	0.01		0.63	
Nitrate (Mg L) ⁻¹	0.9	1	1.64 (0.967)	0	3.7	1.85 (1.85)	0.6			2.9	3.8	3.35 (0.450)	0	1.93	0.96 (0.965)		0.60	
Ammonia (Mg L) ⁻¹	0.08	0.27	0.15 (0.087)	0.14	0.19	0.16 (0.025)	0.47			0.42	0.57	0.495 (0.075)	0.33	0.44	0.38 (0.055)		0.22	

The first two axes of the PCA, which summarized the environmental data, represented 73.4% of the total variability found in the main channel (Table 7). The score for salinity correlated strongly with axis 1 of the PCA, which represents 45.4% of the variability, whereas pH was the parameter that correlated most strongly with axis 2, corresponding to 28.0% of the total variability of the data. In both cases, the correlation with the respective axis was negative in Marajó Bay (Fig. 11).

Table 7

Correlation between environmental variables on axes 1 and 2 (PCA) in the inner portion of the Amazon estuary.

VARIABLE	PC1 (45.4%)	PC2 (28.0%)
Temperature	0.29	0.33
pH	-0.41	-0.50
Salinity	-0.55	-0.29
Nitrate	-0.28	0.46
Ammonia	-0.44	0.45
Phosphate	0.39	-0.35

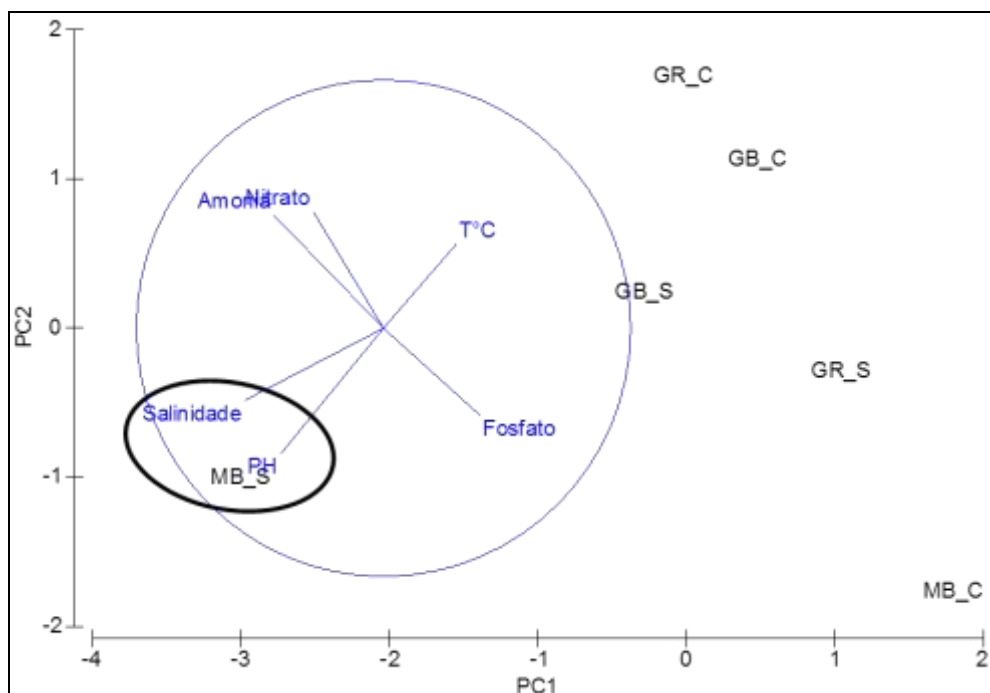


Figure 11: Principal Component Analysis of biotic and abiotic factors in Marajó Bay

4. Discussion

The fish fauna sampled in the Guamá River and Marajó and Guajará bays (and adjacent islands) was composed of 136 species belonging to 38 families and 12 orders, which compares favorably with the 303 fish species estimated for the whole of the Amazon coast (2,250 km in a straight line between Amapá and Maranhão: Souza Filho, 2005) by Camargo and Isaac (2001). This considerable diversity reflects both the variety of habitats available within the study area and the use of different fishing techniques for the collection of samples (gillnets, trawls, and block nets). The use of different techniques – in particular the combination of active and passive approaches – provides a more reliable sample of the fish community of a given area (Olin et al., 2008).

In general, the main channel of Marajó Bay returned the highest values for both abundance and biomass, especially during the dry season. This is a relatively productive zone, with nutrient concentrations varying from 5.0 to 7.0 mg/l. During the dry season, salinity increased from 2 to 6, resulting in the rapid flocculation of the larger sediment particles, which are deposited on the bottom, and the modification of the color of the water to greenish tones caused by the presence of a phytoplanktonic bloom. This phenomenon characterizes the area as a zone of high primary productivity, especially in the lower and upper reaches of Mosqueiro Island (Millimann et al., 1975; Barthem, 1985; Schwassmann et al., 1989), an area that was included in the present study. This area is also characterized as a transition zone between the limnetic and mesohaline portions of the estuary, in which the fish fauna is transitory, with an increase in the diversity and abundance of freshwater fishes occurring during the rainy season, when the bay becomes a freshwater environment. During this season, 21 species were recorded, in particular *L. dorsalis*, *B. filamentosum*, *B. rousseauxi*, *Sciades couma*, *Ageneiosus cf. ucayalensis*, and *H. margimatus* (Barthem, 1985), which contributed to the emphasis on biomass recorded during this period.

In the case of the tidal creeks, Guajará Bay was also characterized by relatively high biomass, which may have been related to the presence of islands within this zone, in particular, the Onças Archipelago, in the west of the bay, which is made up of a large number of tidal creeks, which criss-cross the islands and connect the main channel with the forests in their interior, forming tidal swamps (Morán, 1990,

Carvalho et al., 1998). These type of swamps provide important temporary habitats rich in feeding resources (fruit, seeds, insects, etc.) and refuges from predators for the juveniles (Lowe-McConnell, 1999).

Significant differences among zones were found in most of the ecological parameters. The higher species richness (S) recorded in Marajó Bay may be related to its much greater variation in salinity, which ranges from zero to 12 at the mouth (Barthem, 1985), supported by the occurrence of both marine and limnic species in this environment. This variation in species composition, in addition to the ability of some species to inhabit the across of the estuary, may reflect their capacity to tolerate fluctuations in salinity, based on adjustments of their osmoregulatory systems, leading to an increase in the diversity of fishes in this portion of the estuary. While the Remane model (Remane, 1934) predicts a reduced diversity of fish species in waters with salinity of 5-10, this may not hold true in tropical regions, which can support highly diverse fish assemblages (Whitfield et al., 2012), as observed in the present study. In tropical estuarine systems, salinity appears to be the principal abiotic factor determining the structure of fish communities, and limiting the occurrence of species (Blaber, 2000; Nordlie, 2003). The role of salinity in the structure of the fish communities was also emphasized by the results of the principal components analysis (PCA), in which this parameter represented 45.4% of the variability.

The low diversity (D and H') observed in Guajará Bay may have been related not only to reduced salinity (virtually zero) and fluvial discharge (Whitfield and Harrison, 2003), but also to the ongoing process of environmental degradation which has increasingly impacted the margins of the bay in recent years (Ribeiro, 2004; Gonçalves et al., 2006; Gregorio and Mendes, 2009; Viana et al., 2010). Diversity indices are an effective tool for the evaluation of the health of an aquatic ecosystem (Lopez-Rojas and Bonilla-Rivero, 2000; Whitfield and Elliot, 2002). A number of different factors may regulate the diversity of an ecosystem, including the stability of the environment, the complexity of its food chains, and niche overlap (Yanez-Arancibia, 1978). The equitability and dominance recorded in this zone were both high, which may be related to the resistance of some species to environmental degradation. Montes et al. (2010) observed that some specimens of *Brachyplatystoma rousseauxii* from Guajará Bay presented alterations of the gills which were consistent with the effects of man-made effluents that had been

discharged into the bay. In this zone, *B. rousseauxii* is one of the more predominant species in terms of both abundance and biomass (Viana et al., 2010).

Small-sized fishes (TL < 5 cm) predominated in all zones, which is an expected pattern for tropical estuaries, given the role of these systems as breeding and feeding grounds, and nurseries for an ample variety of species, which may find habitats suitable for a number of different stages of their life cycles (Yañes-Arancibia, 1986; Blaber, 2000; Elliott et al. 2007; Martinho et al. 2007). The presence of visitor species typical of marine or freshwater environments throughout the study area emphasizes the occasional nature of the fauna found in these bays, as recorded by Mourão et al. (in prep). The largest specimens were collected in Marajó Bay, which is an important fishery zone for artisanal operations based at a number of locations throughout the state of Pará. These fisheries target mainly the large catfish of the family Pimelodidae (*Brachyplatystoma rousseauxii* and *B. filamentosum*) and croakers, such as *Plagioscion squamosissimus* and *P. surinamensis*, which may also grow to a relatively larger size (Oliveira and Lucena Frédou, 2011).

The tidal creeks were used relatively more frequently as breeding grounds by some species than the main channels. The proportion of specimens with mature or spent gonads was also much greater in the Guamá River and Marajó Bay in comparison with Guajará Bay. The reduced proportion of breeding individuals in Guajará Bay may be related to the ongoing degradation of the environment on its urbanized margins. Contaminants may take longer to decompose in the tidal creeks in comparison with the main channels, given their more closed environments, which retain the substances for longer before they become diluted (Viana et al., 2010).

The study area represents a gradient between limnetic and mesohaline environments, as observed by Mourão et al. (in prep) based on the environmental guilds approach of Elliott et al. (2007). This gradient was also observed in the present study, in which higher species richness (S) and abundance were recorded in Marajó Bay. The ecological importance of the inner portion of this estuary, which is based on its diversity of habitats and species, has been reconfirmed by the present study. The natural variation in salinity observed within the estuary, which varies from limnetic to mesohaline (salinity of 0-1 in the Guamá River and Guajará Bay, and 0-8 in Marajó Bay) is a primary determinant of the composition of the local fish communities, and a positive factor for the maintenance of the diversity of fish species in this portion of the estuary. The transitory presence of freshwater, estuarine, and marine species in

larval, juvenile, and adult forms, breeding and feeding, emphasizes the ecological importance of this environment.

While the unique volume and forceful hydrodynamics of the Amazon estuary are capable of limiting or diluting any pollutants discharged into its waters (Viana et al., 2010), the present study identified clear differences among the study zones, which reinforces the need to manage each area according to its specific characteristics.

5. Conclusions

The area that encompasses the mouth of the Guamá River and Guajará Bay, an essentially fluvial system that suffers the influence of oceanic tides, is not only the smaller of the two main areas analyzed in the present study, but is also bordered by intense urban and industrial development along its entire eastern margin. The concentration of pollutants and potential contaminants derived from this area has a serious impact on the diversity of the neighboring aquatic environments, as shown by the relatively low species richness recorded in the present study. In both these zones, urgent measures are clearly needed to restrict the intensification of these impacts, which not only affect the local biota, but also the traditional populations of the islands, which depend on these natural resources for their subsistence.

Anthropogenic impacts are less pronounced in Marajó Bay, where the estuary is longer and wider, and closer to the sea. The considerable fluctuations in salinity observed in this environment, especially during the dry season, have a direct effect on its productivity. The richness, abundance, and biomass of fish species are much higher in this portion of the estuary in comparison with the other zones. These factors favor the bay as an important artisanal fishery zone, which is sourced intensively by operations from throughout the state of Pará. Despite its high productivity, the unregulated exploitation of the bay's fishery resources has already affected the abundance of some commercially important species. Given this, short-term measures designed to regulate fishery activities within the area should be encouraged.

References

- Amezcu-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A., 1980. Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 7, 68-118.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., Corrêa, M.F.M., 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76, 2118-2176.
- Barthem, R., 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da baía do Marajó, estuário Amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 6, 15-28.
- Barthem, R.B. and Goulding, M., 1997. Os Bagres Balizadores: Ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos. Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, 140 pp.
- Bentes, B., Martinelli, J.M., Souza, L.S., Cavalcante, D.V., Almeida, M.C., Isaac, V.J., 2011. Spatial distribution of the Amazon River Shrimp *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Brazilian Journal of Biology* 71, 925-935.
- Blaber, S.J.M., 2000. Tropical Estuarine fishes: Ecology, exploitation and conservation. Chapman and Hall, London, 367 pp.
- Camargo, M., Isaac, V., 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 17, 113-153.
- Carvalho, C.J.R., Rombold, J., Nepstad, D.C., Sá, T.D.A., 1998. Relações hídricas do açazeiro em mata de várzea do estuário do Amazonas. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 10, 213-218.
- Cervigón, F., 1991. Los peces marinos de Venezuela. Fundación Científica los Roques, Caracas, 425 pp.
- Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibald, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G., Rofriguez, B., 1992. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de agua salobres de la costa Septentrional de Sur America. FAO, Roma, 513 pp.
- Clarke, R.K., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, UK, 144 pp.

- Coelho, P.A., Porto, M.R., Koenig, M.L., 1980. Biogeografia e bionomia dos crustáceos do litoral equatorial do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* 15, 7-138.
- Cordeiro, C.A., 1987. Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém – Mosqueiro. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Costa, L.T.R., 1996. Sedimentação holocênica no estuário do Rio Araguari-AP. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Egler, W.A., Schawassmann, H.O., 1962. Limnological studies in the Amazon estuary. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 1, 2-25.
- Elliott, M., Mclusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55,815-827.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.
- Espirito Santo, R.V., Isaac, V.J., Abdon, L.M.S., Martinelli, J.M., Higuchi, H., Saint-Paul, U., 2005. Peixes e camarões do litoral bragantino, Pará-Brasil. MADAM, Pará, 268 pp.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.III.Teleostei 2. Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 pp.
- Freire, A.G., Agostinho, A.A., 2000. Distribuição espaço temporal de oito espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensis* 12, 105-120.
- Froese, R., Pauly, D., 2007. Fishbase: World wide web electronic publication. WWW Page, <http://www.fishbase.org>.
- Furtado, L.G., Sousa, M.A.M., 2006. Belém, ocupação humana e uso de recursos no estuário. In: Castro, E. (Ed.), *Belém de Águas e Ilhas*. UFPA/NAEA, Belém, pp. 161-177.
- Gonçalves, F.D., Souza Filho, P.W.M., Miranda, F.P., Paradella, W.R., 2006. Técnicas automáticas para geração de mapas de índices de sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo na baía de Guajará, Belém-PA. *Revista Brasileira de Cartografia* 58, 255-262.
- Gregório, A.M.S., Mendes, A.C., 2009, Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). *Continental Shelf Research* 29, 609-618.
- Keith, P., Le Bail, O.Y., Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris, 286 pp.

- Laffaille, P., Feunteun, E., Fefeuvre, J.C., 2000. Composition of fish communities in a european macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 21: 429-438.
- Le Bail, P.Y., Keith, P., Planquette, P., 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris. 307 pp.
- Legendre, P. and Legendre, L., 1998. *Ecologia numérica*. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- López-Rojas, H., Bonilla-Rivero, L., 2000. Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. *Biodiversity Conservation* 6, 757-765.
- Lowe-McConnell, R.H., 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Edusp, São Paulo, 534 pp.
- Martinho, F., Leitao, R., Viegas, I., Dolbeth, M., Neto, J.M., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 537–546.
- Martins, M.L.R., 2000. Os Desafios da gestão municipal democrática-Belém 1997-2000- O Desenho da Cidade no Terceiro Milênio. Poles, São Paulo, 112 pp.
- Meade, R.H., Nordin, C.F.Jr., Curtis, W.F., Rodrigues, F.M.C., Vale, C.M., Edmond, J.M., 1979. Sediments loads in Amazon River. *Nature* 278, 162-164.
- Milliman, J.D., Sunnerhays, C.P., Barretto, H.T., 1975. Oceanography and suspended matter off the Amazon River, February–March 1973. *Journal of Sedimentary Petrology* 45, 189-206.
- Milliman, J.D., Meade, R.H., 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology* 91, 1-21.
- Minello, T.J., Able, K.W., Weinstein, M.P., Hays, C.G., 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through metaanalysis. *Marine Ecology Progress Series* 246, 39-59.
- MMA, 2007. Áreas Prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, unpublished. 301 pp.
- Monteiro, M.D.R., Melo, N.F.A.C., Alves, M.A.M.S., 2009. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 4,341-351.
- Montes, C.S., Ferreira, M.A.P., Santos, S.S.D., Von Ledebur, E.I.C.F., Rocha, R.M., 2010. Branchial histopathological study of *Brachyplatystoma rousseauxii*

- (Castelnau, 1855) in the Guajará Bay, Belém, Pará State, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 32, 93-99.
- Morán, E.F.A, 1990. A Ecologia humana das populações da Amazônia. Vozes, Petrópolis, 311 pp.
- Mourão, K. R. M., Ferreira, V., Lucena Fredou, F. Composition of functional ecological guilds and their usefulness for the classification of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. (em prep).
- Nordlie F.G., 2003. Fish communities of estuarine salt marshes of eastern North America, and comparisons with temperate estuaries of other continents. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13, 281-325.
- Olin, M., Malinen, T., Ruuhijärvi, J., 2008. Gillnet catch in estimating the density and structure of fish community- comparison of gillnet and trawl samples in a eutrophic lake. *Fisheries Research* 96, 88-94.
- Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó estuário Amazônico. *Arquivos de Ciências do Mar* 44, 40-53.
- Paiva, M.P., 1997. Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. UFC Edições, Fortaleza, Brasil, 256 pp.
- Paiva, R.S., Eskinazi-Leça, E., Passavante, J.Z.O., Silva-Cunha, M.G.G., Melo, N.F.A.C., 2006. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 2, 133-146.
- Pinheiro, R.V.L., 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará (PA). MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Prance, G.T., 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31, 26-38.
- Prost, M.T.R.C., Rabelo, B.V., 1996. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi* 8, 101-121.
- Remane, A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 36, 34-74.
- Ribeiro, K.T.S., 2004. Água e saúde humana em Belém. Cejup, Belém, 280 pp.
- Ruffino, M.L., 2004. A Pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira. IBAMA, Manaus, 272 pp.

- Sanyo Techno Marine, 1998. Draft final report for the fishery resources study of the Amazon and Tocantins River mouth areas in the federative republic of Brazil. JICA, Tokyo, 334 pp.
- Schwassmann, H.O., Barthem, R.B., Carvalho, M.L., 1989. A note on the seasonally shifting zone of high primary production in the Bay of Marajo, Para, Brasil; 1983-1984. *Acta Botanica Brasilica* 2, 165-174.
- Sioli, H., 1966. General features of the delta of the Amazon. In: UNESCO (Ed.), *Humid Tropics Research: Scientific Problems of the Humid Tropical Zone Deltas and their Implications*. Proceedings of the Dacca Symposium. UNESCO. New York, pp. 381-390.
- Smoak, J.M., Krest, J.M., Swarzenski, P.W., 2005. Geochemistry of the Amazon estuary. In: Wangersky, P.J. (Ed.), *Estuaries Pollution. The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer Verlag, Berlin, pp. 71-90.
- Souza Filho, P.W., 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica* 23, 427- 435.
- Teixeira, T.P., Pinto, B.C.T.P., Terra, B.F., Estiliano, E.O., Garcia, D., Araújo, F.G., 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia* 95, 347-357.
- Valentin, J.L., 2000. *Ecologia numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Interciência, Rio de Janeiro, pp.
- Vazzoler, A.E.A., 1996. *Biologia da Reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. SBI/EDUEM, São Paulo, 169 pp.
- Venice System, 1958. Symposium on the classification of brackish Waters. *Archives Oceanography and Limnology* 11, 1-248.
- Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., Torres, M.F., Bordalo, A.O., 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon Estuary. *Journal of Fish Biology* 76, 467-486.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229-250.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S.J.M., West, R.J., 2012. Paradigms in estuarine ecology - A review of the remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 78-90.
- Whitfield, A.K., Harrison, T.D., 2003. River flow and fish abundance in a South African estuary. *Journal of Fish Biology* 62, 1467-1472.

Yañez-Arancibia, A., 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México 2, 1-306.

Yañez-Arancibia, A., 1986. Ecología de la zona costera. AGT Editor, México, 187 pp.

Zar, J.H., 1996. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey. 662 pp.

CAPÍTULO III

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA NO ESTUÁRIO AMAZÔNICO, BRASIL: UMA ABORDAGEM MULTICRITERIAL BASEADOS EM INDICADORES ECOLÓGICOS E ECONÔMICOS

Artigo elaborado e editado para publicação no periódico ***JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*** ISSN: 0301-4797 (impresso). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista.

Áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna no estuário Amazônico, Brasil: uma abordagem multicriterial baseada em indicadores ecológicos e econômicos

Keila Renata M. Mourão ^{a*}, Pedro Walfir Martins Sousa Filho ^b, Paulo José de Oliveira Alves ^b, Flávia Lucena Frédou ^c

^a Universidade Federal do Pará, Av. Bernado Sayão, n 1, Guamá, 66075-110 Belém-PA, Brazil. Laboratório de Biologia Pesqueira e manejo de Recursos Aquáticos.

^b Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Laboratório de Análises de Imagens do Trópico Úmido, Rua Augusto Corrêa 1, Campus da UFPA, CEP: 66075-110, Caixa-Postal: 8608 Belém, Pará, Brazil

^c Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Departamento de Pesca e Aqüicultura – DEPAQ. Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos - CEP: 52171-900 - Recife/PE.

*Correspondence: Keila Renata M. Mourão
Email: kmourao@yahoo.com.br

RESUMO

A priorização de áreas para a conservação da ictiofauna, proporcionalmente em relação aos recursos terrestres, ainda são pouco difundidas, embora os peixes sejam os grupos que mais sofrem pressão antrópica. Considerando fragilidade do gerenciamento em áreas relevantes no estuário Amazônico, este trabalho tem como objetivo identificar, utilizando critérios e indicadores relacionados aos aspectos ecológicos e econômicos da ictiofauna (integrados em ambiente SIG), as principais áreas destinadas à sua conservação. As coletas da ictiofauna ocorreram no canal principal e nos canais de maré entre os anos de 2004 a 2011 nos períodos seco (julho a dezembro) e o chuvoso (janeiro a junho) utilizando-se, como artes de pesca, a rede de emalhe, rede de arrasto e tapagem. Um total de 14 critérios ecológicos e econômicos foram agrupados em 5 indicadores da ictiofauna, a saber: diversidade do ambiente (DA), uso do habitat (UH), abundância relativa (CPUE), qualidade do ambiente (QA) e relação com a pesca (RP). Foram elaborados mapas com cenários ecológicos e econômicos que visam subsidiar a conservação da ictiofauna. Para todos os indicadores foram encontradas prioridades de conservação considerada média e alta, ao longo da área de estudo. Os cenários ecológicos e econômicos mostram que existe, respectivamente, uma prioridade considerada média-alta e alta-muito alta de conservação da ictiofauna na porção mais ao norte da baía de Marajó e para o período seco. A abordagem metodológica aplicada não tem precedentes para o estuário Amazônico, foi eficaz e oferece, através dos diferentes cenários, uma gama de opções que permite ao tomador de decisões explorar a problemática

da melhor forma possível ou então utilizá-la como parte integrante de um processo de tomada de decisão.

Palavras chave: Importância biológica, Tomada de decisão, Cenários, GIS

1. Introdução

A ação prejudicial do homem sobre o meio ambiente tem demandado inúmeras alternativas que visam à proteção e conservação da biodiversidade. Dentre outras, na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, em 1992, foi assinado o principal objetivo da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) que é o de assegurar a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos. Adicionalmente, ainda no âmbito dos propósitos da CDB, as áreas protegidas correspondem a uma área definida geograficamente destinada, ou regulamentada e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação da biodiversidade.

No entanto, a priorização de áreas para a conservação específica da ictiofauna, proporcionalmente em relação aos recursos terrestres, ainda são pouco definidas, embora os peixes sejam os grupos que mais sofrem pressão antrópica e estão bastante sujeitos a desastres ambientais. Trabalhos que visam à utilização de áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira e conservação da biodiversidade para a zona costeira e marinha vem sendo desenvolvidos (Fox and Beckley, 2005; Reese and Brodeur, 2006; MMA, 2007; Stelzenmüller et. al., 2007), bem como, especificamente para os sistemas aquáticos de água doce (Darwall and Vié, 2005; Moilanen et al., 2008; Hermoso et al., 2011, Strecker et al., 2011).

As técnicas de geoprocessamento espacial, modelagem matemática e aplicação de fatores ou critérios são as abordagens mais utilizadas na priorização de áreas (Trevisan et al., 2011). O uso dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) tem facilitado objetivamente a identificação de áreas prioritárias (Wood and Dragicevic, 2007) e tem sido amplamente utilizado para este fim, em uma variedade de situações (Store and Kangas, 2001). O principal componente desta ferramenta é a capacidade de interação e análise de diferentes planos de informação (características e/ou processos) que compõem o ambiente, bem como a produção

dos mapas de prioridade em curto espaço de tempo e com grande confiabilidade (Valente and Vettorazzi, 2008). Os fatores ou critérios são um conjunto pequeno e discreto de variáveis que permitem levar em consideração, simultaneamente, objetivos de diversas naturezas e, quando utilizados juntos (múltiplos critérios) agregam uma ampla variedade de informações que, uma vez combinados, detêm na sua estrutura o processo de tomada de decisão (Kangas et al., 2000; Braga and Ribeiro, 2006).

No Brasil, o estabelecimento de áreas protegidas com a criação de unidades de conservação (UCs) tem sido uma das ações mais importantes do governo brasileiro para a proteção da biodiversidade, somando, hoje, cerca de 100 milhões de hectares e 1.123 áreas já protegidas (Rylands and Brandon, 2005, MMA, 2007). O processo de atualização das áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade (MMA, 2007), identificou para a zona costeira e marinha do bioma Amazônia, 110 áreas prioritárias, destacando as ilhas da cidade de Belém e o braço sul do arquipélago do Marajó (Estuário Amazônico), identificados como áreas prioritárias de importância biológica extremamente alta, com urgência de ação extremamente alta e tendo como principal ação prioritária, o ordenamento.

A cidade de Belém (PA), situada no estuário Amazônico ocupa posição estratégica em relação ao litoral e as águas interiores da Amazônia Oriental, Central e Ocidental (Furtado and Sousa, 2006). Sua porção insular é composta por 43 ilhas que correspondem a 65% de sua área total (Martins, 2000). Possui uma extensa região de várzea, rios, baías, furos e canais de maré, que abrigam espécies de crustáceos e peixes marinhos e de água doce, intensamente utilizado pela população local como fonte de subsistência alimentar e renda através da atividade pesqueira artesanal (Barthem, 1985; Barthem e Goulding, 1997; Bentes et al., 2011; Viana et al., 2010; Oliveira and Lucena Frédou, 2011). Nesta porção insular destaca-se a Ilha de Mosqueiro por conter duas áreas de conservação: o Parque Municipal da Ilha do Mosqueiro (190ha) e a Estação Ecológica do Furo das Marinhas (composta por dez ilhas, totalizando 380ha) e Ilha do Combu por ser uma Área de Proteção Ambiental (APA - 1.500ha).

Diante do exposto e considerando a fragilidade de gerenciamento em áreas do estuário Amazônico, mesmo considerando as Unidades de Conservação existentes, este trabalho apresenta uma proposta alternativa de avaliar a importância das baías de Guajará e Marajó, foz do rio Guamá e ilhas no seu entorno, sob o

ponto de vista ecológico e econômico. Este estudo foi detalhado a partir da geração de mapas de prioridades com cenários que possam subsidiar a conservação e/ou o ordenamento da ictiofauna. A abordagem metodológica aplicada não tem precedentes para o estuário Amazônico.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a região insular da cidade de Belém, porção interna do estuário amazônico, especificamente em sua margem direita, subdivididas em três áreas e denominadas neste estudo de: foz do rio Guamá, baía do Guajará e baía do Marajó (Fig. 1A). Esta área é caracterizada como um ambiente fluvial que sofre influência das marés oceânicas (Gregório e Mendes, 2009). Para cada área, uma ilha adjacente foi utilizada para as coletas nos canais de maré: 1B) ilha do Combu; 1C) ilha das Onças e 1D) ilha de Mosqueiro.

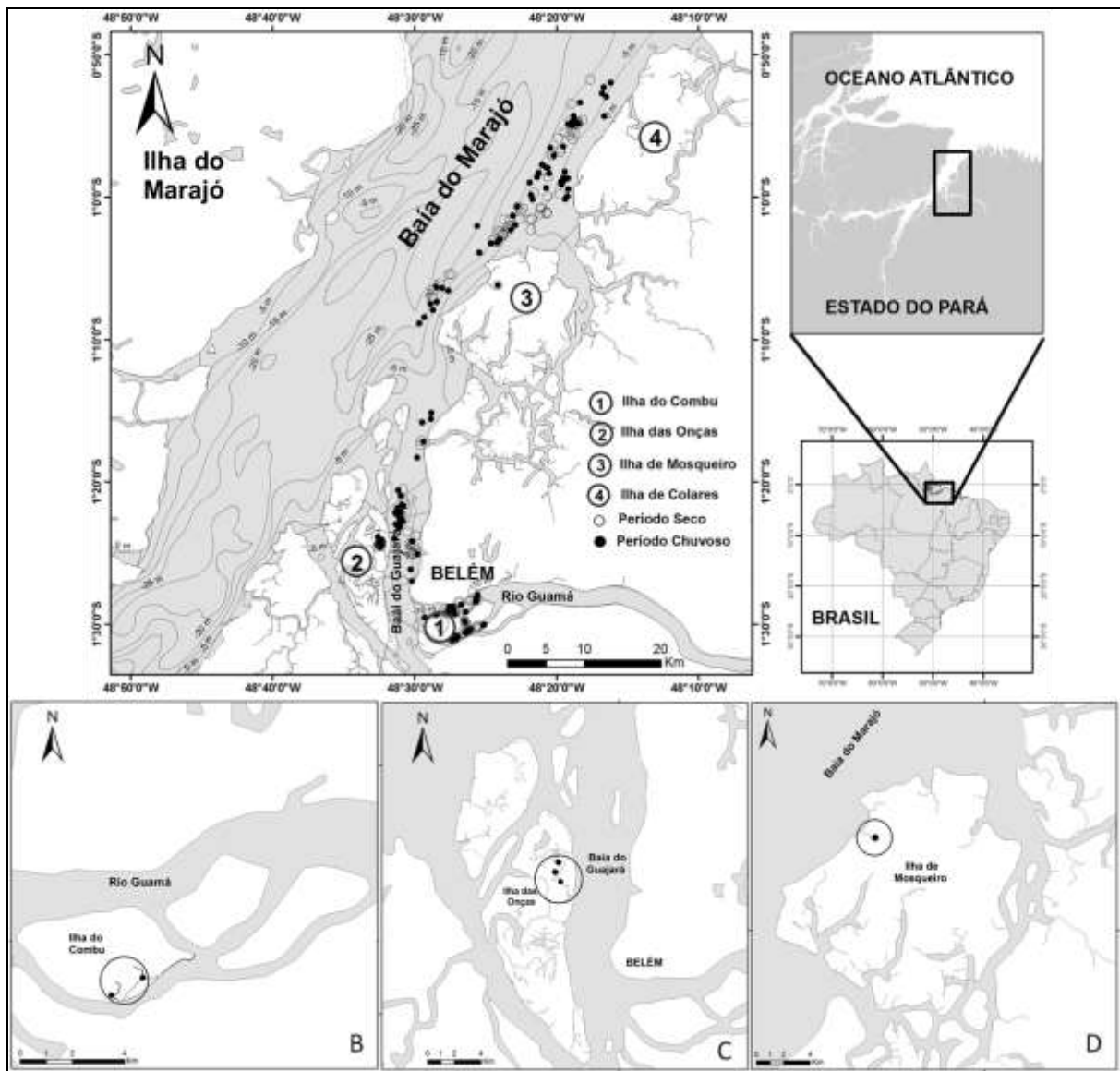


Fig. 1. (A) Mapa de localização da área de estudo mostrando os pontos de coleta no período seco e chuvoso; Amostragem no canal de maré: (B) ilha do Combu; (C) ilha das Onças e (D) ilha de Mosqueiro.

Na área de estudo, o regime de chuvas a que a região está sujeita, ocasionam variações periódicas que obedecem a um ciclo anual dos fenômenos de enchentes e vazantes (Corrêa, 2005). A maré é caracterizada como semi-diurna, com variação de altura de 2,3 m (quadratura) e 3,6 m (sizígia) (Gregório e Mendes, 2009). Estas variações de acordo com o Sistema de Classificação de Veneza (ver Elliott and McLusky, 2002; Gregório e Mendes, 2009), classificam a área como de rio com influência de marés oceânicas (salinidade < 0.5 – limnético) a (salinidade entre 2 e 18 – mesosalina). No período de vazante ou verão que compree os meses de junho a dezembro, os ventos predominantes são os de direção SE, com velocidades

entre 2,5 e 5,2 m/s e as correntes de maré vazante fluem para o norte da área e possuem velocidade máxima de 1,74 m/s nas marés de sizígia e 0,83 m/s nas marés de quadratura. No período de enchente ou inverno, predominam os ventos de NE, com velocidades médias superiores as de vazante, entre 5,2 e 7,7 m/s, adicionalmente, as correntes de maré neste período fluem para sul na baía do Guajará e leste na foz do rio Guamá. As velocidades máximas das correntes de enchentes são de 1,35 m/s na maré de sizígia e 0,95 m/s nas marés de quadratura (Pinheiro, 1987).

2.2 Coleta de dados

As informações utilizadas neste estudo foram adquiridas a partir de duas fontes de dados: (1) coleta de dados sobre a ictiofauna e observações sobre área de estudo e (2) coleta de dados secundários disponibilizados pela bibliografia científica e conhecimento empírico.

Nas três áreas de estudo, a amostragem da ictiofauna foi realizada no canal principal com a utilização de redes de emalhe e arrasto. As coletas aconteceram entre 2004-2005/2008-2009 no Rio Guamá; 2004-2005/2007-2008 na baía do Guajará e na Baía do Marajó em 2008-2011. Os períodos de coleta foram verão (julho a dezembro) e inverno (janeiro a junho) (Fig. 2), aqui denominado de seco e chuvoso, respectivamente (Egler and Schwassmann, 1962).

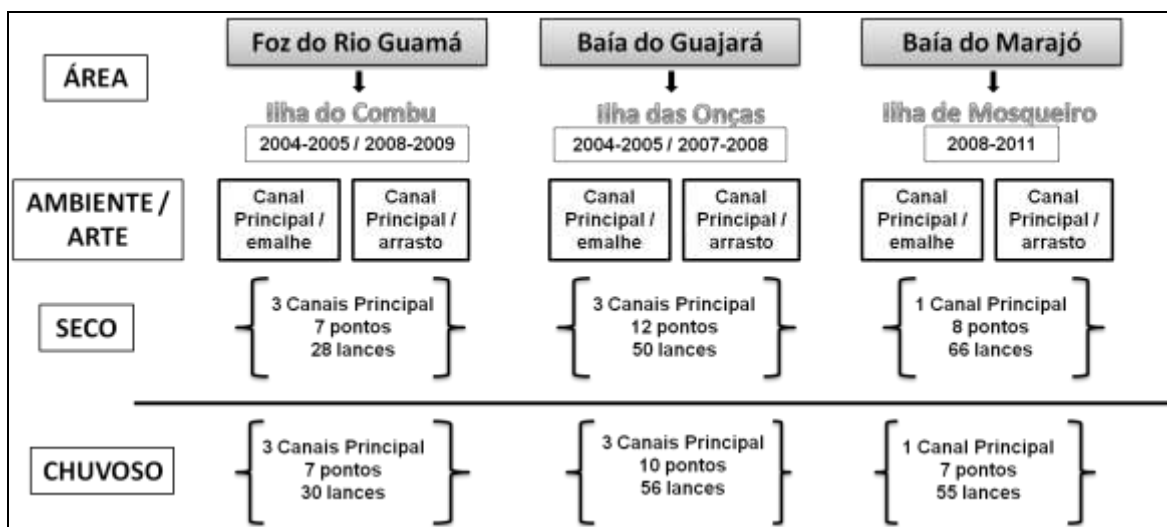


Fig. 2. Desenho amostral: área (rio Guamá, baía do Guajará e baía do Marajó), ambiente (canal principal) e sazonalidade (períodos seco e chuvoso).

2.3 Coleta da ictiofauna

Com o objetivo de se obter a maior representatividade possível e considerando as especificidades de cada área, diferentes protocolos de amostragem foram utilizados, entretanto, os mesmos foram padronizados por área. Durante a coleta da ictiofauna, no canal principal foram utilizadas redes de emalhe (monofilamente com malhas de 25 mm, 30 mm, 40 mm, 50 mm) entre nós adjacentes. Na baía de Marajó, redes de malha multifilamento com 60 mm e 70 mm (medidas entre nós adjacentes) também foram utilizadas dadas às características favoráveis de largura, extensão e profundidade da área. As redes foram unidas de forma aleatória formando uma bateria de redes, lançadas duas vezes com tempo de imersão entre uma e três horas. Na foz rio Guamá e baía do Guajará, as redes com malhas de multifilamento foram testadas, no entanto, a operacionalização da rede foi precária dada a pouca profundidade da área e presença de troncos e galhos. Adicionalmente, não foi capturado nenhum exemplar durante os testes com a utilização destas redes nestas áreas, sendo as mesmas, portanto excluídas nas coletas.

Ainda no canal principal, exceto no interior das ilhas devido à presença de troncos e galhos de árvores, foram realizados também arrastos com portas. A rede de arrasto possui malha de 5 mm entre nós adjacentes, comprimento de 5,50 metros, altura da lateral 0,60 cm e abertura da boca de 1,1 metros. Para cada ponto de coleta foram realizados três lances de pesca com duração aproximada de 20 minutos e velocidade média de 1,62 nós.

Os peixes coletados foram armazenados em gelo e transportados para o laboratório para processamento. Os peixes foram medidos (comprimento total - CT), pesados (peso total - PT) e as gonadas e estômagos removidos e pesados. O estágio de maturação foi determinado pelo tamanho e cor das gônadas, baseado em Vazzoler (1996): estágio A: imaturo; estágio B: maturando; estágio C: maturo; estágio D: desovado. Os peixes foram identificados até o menor nível taxonômico possível, segundo Cervigón (1991), Cervigón et al. (1992), Figueiredo and Menezes (1980), Keith et al (2000), Le Bail et al (2000) e Espírito Santo et al (2005) e a página do Fishbase.org (Froese & Pauly, 2007) para atualização dos nomes taxonômicos.

As informações sobre as espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração foram retiradas da lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração (Instrução Normativa Nº 5 / 2004). A classificação das espécies em guildas tróficas foi baseado nos trabalhos de Krumme et al. (2004) e Elliot et al. (2007).

2.4 Geoespacialização das amostragens

Para cada ponto de amostragem do canal principal o lançamento e recolhimento das redes de emalhe e arrasto foram georreferenciados com um sistema de posicionamento global (GPS), usando o sistema de coordenadas geográficas e datum SAD 69. Uma imagem LANDSAT TM5 órbita / ponto 22/61, nas bandas 3, 4 e 5 foi utilizada para a elaboração do mapa da área de estudo. O processamento dos dados foi realizado no programa ArcGIS 9.3.

2.5 Abordagem metodológica

A abordagem metodológica aplicada adotou a utilização de múltiplos critérios, denominada de multicriterial ou multiobjetivo que permite levar em consideração, simultaneamente, objetivos de cunho social, econômico, ambiental e político por grupos de interesse diversos (Malczewski, 1996; Malczewski and Jackson, 2000; Braga and Ribeiro, 2006). A escolha do critério é o tópico mais importante para este tipo de análise (Trevisan et al., 2011).

Para a elaboração dos indicadores de diversidade, os valores dos critérios foram normalizados em níveis de prioridade (alta, média e baixa) seguindo-se a metodologia utilizada por Andrade et al. (2010), adaptada para este estudo.

Neste estudo, o método escolhido para a elaboração dos mapas de cenários ou prioridades foi a Média Ponderada (Bonham-Carter, 1996), considerando que a mesmo permite maior flexibilidade para refletir o julgamento de um especialista ou na combinação dos pesos de importância para cada classe com base em dados estatísticos. A maior desvantagem incide possivelmente no caráter linear da ponderação.

Os pesos, por sua vez, são valores de importância atribuídos aos critérios, que indicam a relevância de um critério em relação aos outros e principalmente sobre a hipótese considerada. Embora não exista uma regra consensual para a atribuição de seus valores, geralmente são dados de forma sistemática, ou pela consulta a especialistas, ou pela consulta à comunidade envolvida, ou pelo tomador de decisão (Rodrigues et al., 2004; Geneletti and Duren, 2008). Entretanto o método conhecido como Análise Hierárquica Analítica (Saaty, 1977) é um dos mais aplicados. Neste estudo, como não há precedentes para a referida área, aliada a escassez de informações sobre a ponderação de critérios para parâmetros da ictiofauna; os valores dos pesos foram definidos seguindo uma escala de 1 a 10, baseado no conhecimento empírico dos autores em relação ao ambiente e prioridades de conservação.

2.6 Protocolo metodológico

Para a realização da identificação de áreas prioritárias de conservação da ictiofauna na porção interna do estuário Amazônico, seis etapas do protocolo metodológico foram realizadas:

- (1) definição dos indicadores, que por sua vez seguiram critérios ecológicos e econômicos (Fig. 3);
- (2) avaliação e valoração dos critérios em forma de rank, de acordo com os valores obtidos no dados coletados ou na literatura científica;
- (3) normalização dos critérios em níveis de prioridade (alta, média e baixa), em função de sua importância na determinação dos indicadores;
- (4) combinação dos níveis de prioridades dos critérios originando um valor único para cada indicador de diversidade;
- (5) elaboração do índice de prioridade: *Índice de Prioridade Ecológica* baseado na média ponderada dos valores obtidos para os respectivos indicadores e;
- (6) integração dos dados em ambiente SIG e geração de mapas em escala local (1:400.000), com cenários para conservação e tomada de decisão.

Para a definição de cada indicador, os pontos ou lances de coleta da ictiofauna (rede de emalhe e rede de arrasto) foram utilizados como unidade amostral na entrada dos dados. Os lances que não foram quantificados (vazios), ou seja, não apresentaram resultados para determinado critério, tiveram seus níveis de

prioridades considerados baixos (1), como forma de ponderar todos os critérios. Esta normalização em baixa prioridade indica que existe uma ictiofauna capturada e presente na área de estudo, entretanto as características ecológicas para determinado critério, não estão presentes no lance amostrado.

2.7 Análises de dados

Para a definição do índice de prioridade foram utilizados os indicadores: diversidade do ambiente (DA), uso do habitat (UH), abundância relativa (CPUE), saúde do ambiente (SA) e relação com a pesca (RP).

Um total de 14 critérios ecológicos e econômicos foram agrupados nos 5 indicadores citados (Fig. 3).

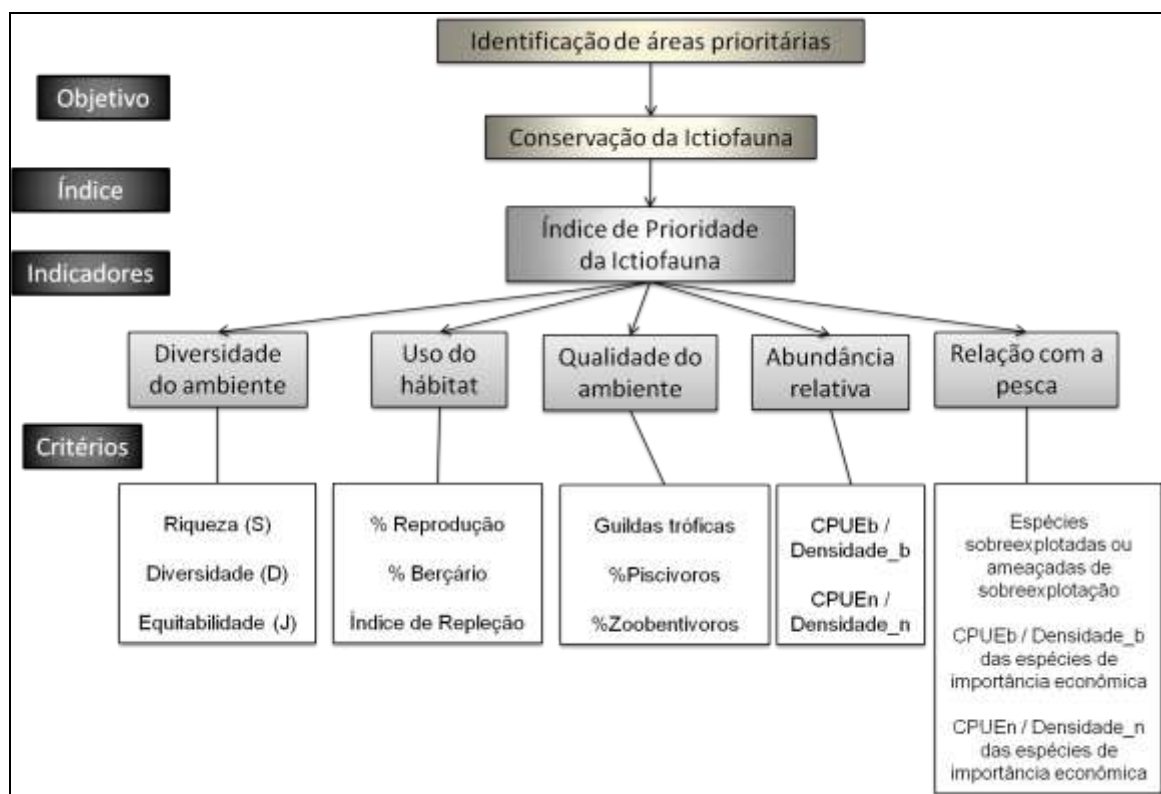


Fig. 3: Esquema sintetizado para a definição dos mapas de prioridade para a conservação da ictiofauna.

2.7.1 Definição dos indicadores

a) Diversidade do Ambiente (DA)

Os critérios utilizados para definir a diversidade do ambiente foram escolhidos com base nos índices de diversidade (Magurran, 1988):

1- Riqueza (S) - a abundância numérica de uma determinada área geográfica, região ou comunidade.

2- Diversidade de Margalef (D) - A diversidade de espécie de Margalef (D) refere-se à variedade de espécies e organismos vivos de uma determinada comunidade e número total de indivíduos coletados.

3- Equitabilidade de Pielou (J') - expressa o quão igualmente os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies. De modo geral, a equitatividade é a relação entre a diversidade observada (H ou H') e a diversidade máxima, situando-se estes valores entre 0 e 1 (Rosso, 1996). A equitabilidade alcança o seu valor máximo (1) quando todas as espécies na amostra são igualmente abundantes e decresce em direção a zero quando a abundância relativa das espécies diverge para longe da igualdade, isto é, existe uma ou mais espécies dominantes.

A diversidade e a equitabilidade foram ranqueados com base na literatura (Margalef, 1956; Rosso, 1996). Entretanto, a riqueza teve seu rank em função do valor mínimo e máximo encontrado (Tabela 1). A partir dos ranks, três níveis de prioridades, alta - 3, média - 2 e baixa - 1, foram utilizados para normalizar cada critério (Tabela 1). Riqueza (S) maior ou igual a 10 foi considerada de alta prioridade para conservação. A proteção de locais com alta riqueza de espécies é uma forma eficiente para conservar biodiversidade global sendo a chave de sustentação das funções ecológicas (Scott et al, 1987; Myers et al, 2000). A riqueza de espécies é considerada como um indicador de valor de conservação (Meir et al., 2004).

Valores do índice de Margalef inferiores a 2,0 denotam áreas de baixa diversidade (em geral, como resultado de efeitos antropogênicos) e valores superiores a 5,0 são considerados como indicadores de grande biodiversidade, logo, de alta prioridade para a conservação (Margalef, 1958). Valores de equitabilidade entre 0,80 e 1 foram considerados como de alta prioridade, uma vez que a uniformidade da amostra revela que os efeitos da poluição ou do estresse ambiental ainda não afetaram o ambiente. A análise dos índices de diversidade são uma maneira eficaz de avaliar a saúde de um ambiente aquático (López-Rojas & Bonilla-Rivero, 2000; Whitfield & Elliott, 2002), seus elevados valores, normalmente estão

associados com a qualidade ambiental (Bruschi Jr. et al., 1998; Ferreira and Casatti, 2006; Flores-Lopes et al., 2010).

O cálculo utilizado para o indicador diversidade do ambiente deu-se através da equação:

$$\text{Diversidade do ambiente} = \sum (\text{Np_riqueza}, \text{Np_diversidade}, \text{Np_equitabilidade})/3$$

onde "Np" refere-se ao nível de prioridade dos diferentes critérios.

Tabela 1
Características que definem o indicador diversidade do ambiente (DA).

Critério	Rank	Prioridade	Nível de prioridade
Riqueza (S)	$S \geq 10$	Alta	3
	$5 \leq S < 10$	Média	2
	$S < 5$	Baixa	1
Diversidade (D)	$D \geq 5$	Alta	3
	$2 \leq D < 5$	Média	2
	$D < 2$	Baixa	1
Equitabilidade (J')	$0,80 \leq J' = 1$	Alta	3
	$0,20 \leq J' < 0,80$	Média	2
	$0 < J' < 0,20$	Baixa	1

b) Uso do Habitat (UH)

O descritor uso do habitat pela ictiofauna foi elaborado com base em critérios utilizados como descritores de comunidade:

1- Reprodução (%R) - caracterizado pela porcentagem de indivíduos com gônadas maduras e desovada (C e D respectivamente segundo Vazzoler, 1996).

2- Berçário (%B) - caracterizado pela porcentagem de indivíduos com as gônadas classificadas em estágio A (imaturo segundo Vazzoler, 1996).

3- Índice de repleção estomacal (IR) - com base na presença de indivíduos com itens alimentares nos estômagos, sendo o índice foi calculado pela razão entre o peso do estômago e o peso total do peixe.

Os ranks dos critérios relacionados ao uso de habitat foram avaliados com base na escala de valores máximos e mínimos encontrados nos dados.

A função ecológica dos estuários no fornecimento de zonas de berçários, alimentação e reprodução para numerosas espécies é de extrema importância e reflete a disponibilidade de habitat favorável para vários estágios do ciclo de vida e rotas migratórias (Yañes-Arancibia, 1978; Elliott et al., 2007). Estas evidências justificam a utilização deste indicador para a conservação da diversidade ictiológica. Sendo assim, porcentagens de reprodução (%R) \geq 50, porcentagens de indivíduos imaturos (%B) \geq 50 e elevados valores do Índice de repleção estomacal (que indicam o uso intenso da área para alimentação; Zavala-Camin, 1996), foram consideradas como de alta prioridade para conservação (Tabela 2). O indicador “uso do habitat” foi obtido com base na seguinte fórmula:

$$\text{Uso do hábitat} = \sum (\text{Np}_{\% \text{reprodução}}, \text{Np}_{\% \text{berçario}}, \text{Np}_{\text{índice de repleção}}) / 3$$

onde "Np" refere-se ao nível de prioridade dos diferentes critérios.

Tabela 2

Características que definem o indicador uso do habitat (UH).

Critério	Rank	Prioridade	Nível de prioridade
% Reprodução	%R \geq 50%	Alta	3
	20% \leq %R < 50%	Média	2
	%R < 20%	Baixa	1
% Berçário	%A \geq 50%	Alta	3
	20% \leq %A < 50%	Média	2
	%R < 20%	Baixa	1
Índice de Repleção	IR \geq 4%	Alta	3
	2% \leq %IR < 4%	Média	2
	IR < 2%	Baixa	1

c) Qualidade do Ambiente (QA)

A escolha dos critérios relacionados à qualidade do ambiente foi norteadada pelo conhecimento empírico da área de estudo, coleta da ictiofauna em campo e literatura científica. Na elaboração deste índice três critérios foram utilizados:

1- Número de guildas tróficas – as espécies coletadas foram classificadas de acordo com as estratégias alimentares baseado em Elliott et al. (2007) e Krumme et al. (2004) e adaptadas ao presente estudo. As categorias utilizadas foram: zooplânctívoro (ZP); detritívoro (DV); piscívoro (PV); zoobentívoro (ZB); oportunista/onívoro (OP); piscívoro/zoobentívoro (PV/ZB) e insetívoro (IS). A estrutura de guildas tróficas de uma comunidade tem sido considerado um bom indicador da integridade trófica, mostrando que quanto maior número de guildas, maior a integridade do ambiente (Deegan et al, 1997; Elliot et al, 2007, Viana et al. 2012). Neste sentido o maior número de guildas tróficas caracterizam o ambiente como em equilíbrio e portanto considerados de alta prioridade para conservação. O rank foi estabelecido pelos números mínimos e máximos de guildas troficas encontradas nas amostras (Tabela 3).

2- Percentual de Piscívoros e 3- Percentual de Zoobentívoros – os piscívoros e zoobentívoros são dominantes em estuários abertos e com influência de maré (Blaber, 2000), características estas encontradas na área de estudo. Adicionalmente, são bons indicadores de saúde do ambiente. A contribuição relativa de piscívoros e zoobentívoros para a abundância total do lance foi utilizada para classificar o ambiente como saudável. O maior percentual de piscívoros e zoobentívoros, indicaram alta prioridade de conservação. O ordenamento do rank foi obtido com base nos valores mínimos e máximos obtidos nos dados (Tabela 3). O cálculo para o indicador trófico foi avaliado com base na seguinte fórmula:

$$\text{Saúde do Ambiente} = \sum (\text{Np_N}^\circ \text{ guildas, Np_}\% \text{piscívoros, Np_}\% \text{zoobentívoros}/3$$

onde "Np" refere-se ao nível de prioridade dos diferentes critérios.

Tabela 3

Características que definem o indicador Qualidade do Ambiente (QA).

Critério	Rank	Prioridade	Nível de prioridade
Guildas tróficas	Presença de 7 ou 6 guildas	Alta	3
	Presença de 5 ou 4 guildas		
	Presença de menos de 3 guildas		
%Piscívoros	%Piscívoros \geq 50%	Alta	3
	20% \leq %Piscívoros < 50%		
	%Piscívoros < 20%		
%Zoobentívoros	% Zoobentívoros \geq 50%	Alta	3
	20% \leq % Zoobentívoros < 50%		
	% Zoobentívoros < 20%		

d) Abundância relativa (CPUE)

A CPUE (captura por unidade de esforço) em biomassa (CPUEb) e número (CPUEn) foi utilizada para acessar a abundância relativa da ictiofauna. Áreas com os maiores valores de CPUEb e CPUEn foram caracterizadas por alta prioridade para a conservação da diversidade.

Para a rede de emalhe, CPUE foi obtida como $CPUEb = (b/At)*100$ e $CPUEn = (n/At)*100$, onde A é a área da rede (m^2) e t é o tempo de imersão (horas). Para os arrastos, a densidade foi dada pela equação: $D = n/A$ ou $D = b/A$, onde A é a área arrastada em (m^2).

Os ranks foram determinados de acordo com os valores máximos e mínimos obtidos nos dados (Tabela 4). O cálculo deste indicador foi avaliado com base na seguinte fórmula:

$$\text{Abundância relativa} = \sum (Np_CPUEb, Np_CPUEn, \text{Densidade}_n, \text{Densidade}_b)/4$$

onde "Np" refere-se ao nível de prioridade dos diferentes critérios.

Tabela 4

Características que definem o indicador Abundância relativa (CPUE).

Critério	Rank	Prioridade	Nível de prioridade
CPUE _b emalhe	CPUE _b ≥ 1000 kg/m ²	Alta	3
	300 kg/ m ² ≤ CPUE _b < 1000 kg/m ²	Média	2
	CPUE _b < 300 kg/m ²	Baixa	1
CPUE _n emalhe	CPUE _n ≥ 10 ind/m ²	Alta	3
	2 ind/m ² ≤ CPUE _n < 10 ind/m ²	Média	2
	CPUE _n < 2 ind/m ²	Baixa	1
Densidade _b arrasto	Densidade _b ≥ 0,01 kg/area	Alta	3
	0,002 kg/ area ≤ Densidade _b < 0,01 kg/area	Média	2
	Densidade _b < 0,002 kg/ area	Baixa	1
Densidade _n arrasto	Densidade _n ≥ 100 ind/area	Alta	3
	40 ind/area ≤ Densidade _n < 100 ind/area	Média	2
	Densidade _n < 40 ind/area	Baixa	1

e) Relação com a Pesca (RP)

Este descritor foi elaborado utilizando critérios baseados em dados da bibliografia disponível e dados da ictiofauna capturada neste estudo.

1- Espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração – para este critério foi realizada uma consultada à Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração (Instrução Normativa Nº 5 / 2004). A sobrepesca de um determinado recurso pesqueiro afeta diretamente a biomassa, a reprodução, a sustentabilidade e conseqüentemente a relação econômica com a pesca. O rank foi distribuído com relação ao número de espécies comerciais presentes na lista. Neste sentido, o maior número de espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração de importância comercial foram indicadas como de alta prioridade para conservação.

2- Abundância relativa em biomassa e número das espécies de importância comercial (CPUE_b e CPUE_n) respectivamente - a identificação das espécies de importância comercial foi alcançada através da lista de espécies desembarcadas obtidas das estatísticas oficiais entre os anos de 2008 a 2010 (Projeto Estatística Pesqueira do Estado do Pará – MPA/SEPAQ). O cálculo da abundância relativa (CPUE_b e CPUE_n; Densidade_n e Densidade_b) foi obtido pela mesma equação

utilizada no tópico (c) deste relatório. As maiores abundâncias para as espécies de importância comercial foram caracterizadas por alta prioridade para conservação. Os ranks foram determinados de acordo com os valores máximos e mínimos obtidos nos dados (Tabela 5). O cálculo para este indicador foi obtido com base na média ponderada dos níveis de prioridade das abundâncias de acordo com a equação abaixo:

$$\text{Relação com a pesca} = \sum (\text{Np_Esp.SobreExplotadas}, \text{Np_CPUE}_n, \text{Np_CPUE}_b, \text{Np_Densidade}_n, \text{Np_Densidade}_b/5)$$

onde "Np" refere-se ao nível de prioridade dos diferentes critérios.

Tabela 5
Características que definem o indicador Relação com a Pesca (RP).

Critério	Rank	Prioridade	Nível de prioridade
Espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração	Presença de 3 ou mais espécies	Alta	3
	Presença de 2 espécies	Média	2
	Presença de apenas 1 espécie	Baixa	1
CPUE _b – emalhe	CPUE _b ≥ 0,50 kg/m ²	Alta	3
	0,01 kg/ m ² ≤ CPUE _b < 0,50 kg/m ²	Média	2
	CPUE _b < 0,01 kg/m ²	Baixa	1
CPUE _n – emalhe	CPUE _n ≥ 0,5 ind/m ²	Alta	3
	0, 1 ind/m ² ≤ CPUE _n < 0,5 ind/m ²	Média	2
	CPUE _n < 0,1 ind/m ²	Baixa	1
Densidade _b arrasto	Densidade _b ≥ 0,01 kg/area	Alta	3
	0,001 kg/ area ≤ Densidade _b < 0,01 kg/area	Média	2
	Densidade _b < 0,001 kg/ area	Baixa	1
Densidade _n arrasto	Densidade _n ≥ 20 ind/area	Alta	3
	5 ind/area ≤ Densidade _n < 20 ind/area	Média	2
	Densidade _n < 5 ind/area	Baixa	1

2.7.2 Definição do Índice de Prioridade da Ictiofauna - IPI

O Índice Prioridade da Ictiofauna (IPI) foi produzido pela integração da média ponderada (Bonham-Carter, 1996) também conhecida como *Index Overlay*, de todos os diferentes indicadores da ictiofauna.

$$IPI = \frac{\sum (DA * w + UH * w + CPUE * w + QA * w + RP * w)}{\sum w}$$

Onde: DA é Diversidade do Ambiente, UH é Uso do habitat, CPUE é Abundância relativa, QA é Qualidade do Ambiente, RP é Relação com a pesca e w é o peso dado a cada indicador.

A partir do Índice Prioridade da Ictiofauna (IPI) foram hipotetizados cenários (Tabela 6) capazes de mostrar o status da ictiofauna integrando os cenários ecológicos e de importância econômica. Foram atribuídos pesos aos indicadores, que variaram de 1 a 10 e foram determinados pela importância de cada indicador para a hipótese idealizada. Foram arquitetados dois cenários, um ecológico e outro econômico, cada um com cinco mapas de prioridades.

1- Cenários Ecológicos, a importância dos estuários no fornecimento de zonas de berçário, alimentação, reprodução e crescimento para numerosas espécies de hábitos límnicos, estuarinos e marinhos foi determinante para deliberar o elevado valor dos pesos aos indicadores DA, UH, QA e CPUE. Nos cenários de 1 a 4, os indicadores supracitados receberam pesos entre 7 e 10, enquanto o indicador relação com a pesca recebeu peso entre 1 e 4. No cenário 5, exceto o indicador relação com pesca que recebeu peso mínimo 1, os demais indicadores receberam peso máximo 10 (Tabela 6).

2- Cenários de Importância Econômica, nas três áreas de estudo existe uma relação com a pesca caracterizada como artesanal comercial e artesanal de subsistência, entretanto, as proporções entre os tipos de pesca são bastante diferentes entre as áreas (Schallenberger, 2010; Oliveira and Lucena Frédou, 2011). Neste sentido, um maior peso dado ao indicador “relação com a pesca”, permite

identificar qual área representa o cenário mais favorável à produtividade pesqueira. Nos cenários de 1 a 4, os indicadores DA, UH, QA e CPUE receberam pesos entre 1 e 4, enquanto o indicador RP recebeu pesos mais elevados entre 7 e 10. No cenário 5, o indicador RP recebeu peso máximo 10, enquanto os demais receberam peso mínimo 1 (Tabela 6).

A definição das classes de prioridade foi dada a partir dos resultados de dispersão dos pontos. Como se restringiram a um intervalo entre 1 e 3 em função da normalização dos critérios (Andrade et al., 2010), a partir da média, foi adotada uma variação decimal de 0,49 centésimos por classe. Após a divisão dos intervalos as classes foram distribuídas em quatro prioridades: baixa, média, alta e muito alta prioridade.

Tabela 6
Pesos definidos aos indicadores para a construção dos mapas de cenários.

INDICADOR	Cenário Ecológico					Hipótese
	1	2	3	4	5	
	Pesos					
Diversidade do Ambiente	10	9	7	8	10	Ambiente extremamente rico, diverso e abundante, com baixa atividade pesqueira para fins comercial.
Uso do Habitat	9	10	8	7	10	
Qualidade do Ambiente	8	7	10	9	10	
CPUEs	7	8	9	10	10	
Relação com a pesca	1	2	3	4	1	
INDICADOR	Cenário de Importância Econômica					
	1	2	3	4	5	
	Pesos					
Diversidade do Ambiente	1	4	3	2	1	Ambiente produtivo, muito utilizado para a pesca de espécies com importância comercial.
Uso do Habitat	2	1	4	3	1	
Qualidade do Ambiente	3	2	1	4	1	
CPUEs	4	3	2	1	1	
Relação com a pesca	10	9	8	7	10	

3. Resultados

3.1 Mapas de critérios e indicadores

a) Indicador Diversidade do Ambiente

Em relação ao critério riqueza das espécies, os maiores valores ocorreram no período seco, com um gradiente crescente no sentido sul-norte da área de estudo (Fig. 4B). O mesmo é registrado para o critério diversidade (Fig. 4D). Em relação à equitabilidade, o inverso foi observado. Maiores valores foram observados no período chuvoso e ao longo de toda a área de estudo (Fig. 4E).

Considerando os vários critérios, o indicador diversidade do ambiente (DA) mostrou que a região toda representa uma área de alta prioridade para a conservação da ictiofauna para os dois períodos do ano (Fig. 5).

b) Indicador Uso do Habitat

Em relação ao critério “uso da área para berçário”, observa-se que, os peixes usam toda a área de estudo como berçário sem nenhum padrão espacial nem temporal evidente (Fig. 6A e 6B). Entretanto, para o critério “reprodução”, de uma maneira geral, menos de 50% reproduzem nesta área (Fig. 6C e 6D). Para o uso da área como zona de alimentação, observa-se que os peixes apresentam baixa atividade alimentar ao longo de toda a área de estudo (Fig. 6E e 6F).

Estes critérios, que resultaram no indicador Uso do Ambiente (UA), mostraram que a região da foz do rio Guamá até a baía do Marajó apresenta ao longo de toda sua extensão boas referências quanto ao uso do ambiente pela ictiofauna, indicando neste caso, em maior proporção, média e alta prioridade para conservação (Fig. 7).

c) Indicador Qualidade do Ambiente

Em relação ao número de guildas tróficas como critério, observou-se que durante o período chuvoso (Fig. 8A), a área é relativamente uniforme, com número de guildas variando entre 1 e 5. No período seco, observa-se uma maior quantidade

de guildas, especialmente próximo à Colares, baía do Marajó (Fig. 8B). Com relação aos piscívoros os maiores percentuais são observados na região mais interna da área (baía do Guajará e foz do rio Guamá) para ambos períodos sazonais (Fig. 8C e 8D). Observa-se que o percentual de zoobentívoro é superior, tanto no verão como no inverno, na baía do Marajó (Fig. 8E e 8F).

Estes critérios resultaram no indicador Qualidade do Ambiente que apresentou distribuição uniforme da ictiofauna, com prioridades de conservação entre média e alta (Fig. 9).

d) Indicador Abundância Relativa

Para todas as CPUEs (em número e biomassa para a rede de emalhar e Densidade_n do arrasto) observou-se maiores valores na estação seca e ao norte da área de estudo (Fig. 10B, 10D e 10F). A exceção foi registrada para o critério Densidade_b arrasto (Fig. 10G e 10H).

Os critérios utilizados para o cálculo da abundância relativa (CPUE) como indicador mostrou maiores valores de prioridade média e alta para ambos os períodos ao longo de toda a área de estudo (Fig. 11).

e) Indicador Relação com a Pesca

O critério Espécies Sobre-exploradas ou Ameaçadas de Sobre-exploração mostra a ocorrência de espécies em toda a área de estudo, entretanto com maior número no período seco para a baía do Marajó (Fig. 12B). Com relação as CPUEs das espécies de importância comercial (em número e biomassa) para a rede de emalhe, foi observado, no geral, uniformidade na distribuição ao longo de toda a área, entretanto ao norte da baía do Marajó foi registrado alguns locais com valores mais elevados na estação seca (Fig. 12D e 12F). Com relação aos arrastos os maiores valores das densidades (em número e biomassa) ocorreu para a baía do Marajó no período seco (Fig. 12H e 12J).

Considerando os critérios supracitados, este indicador mostra que a baía do Guajará e foz do rio Guamá, possui maiores índices de prioridade, principalmente no período seco (Fig. 13).

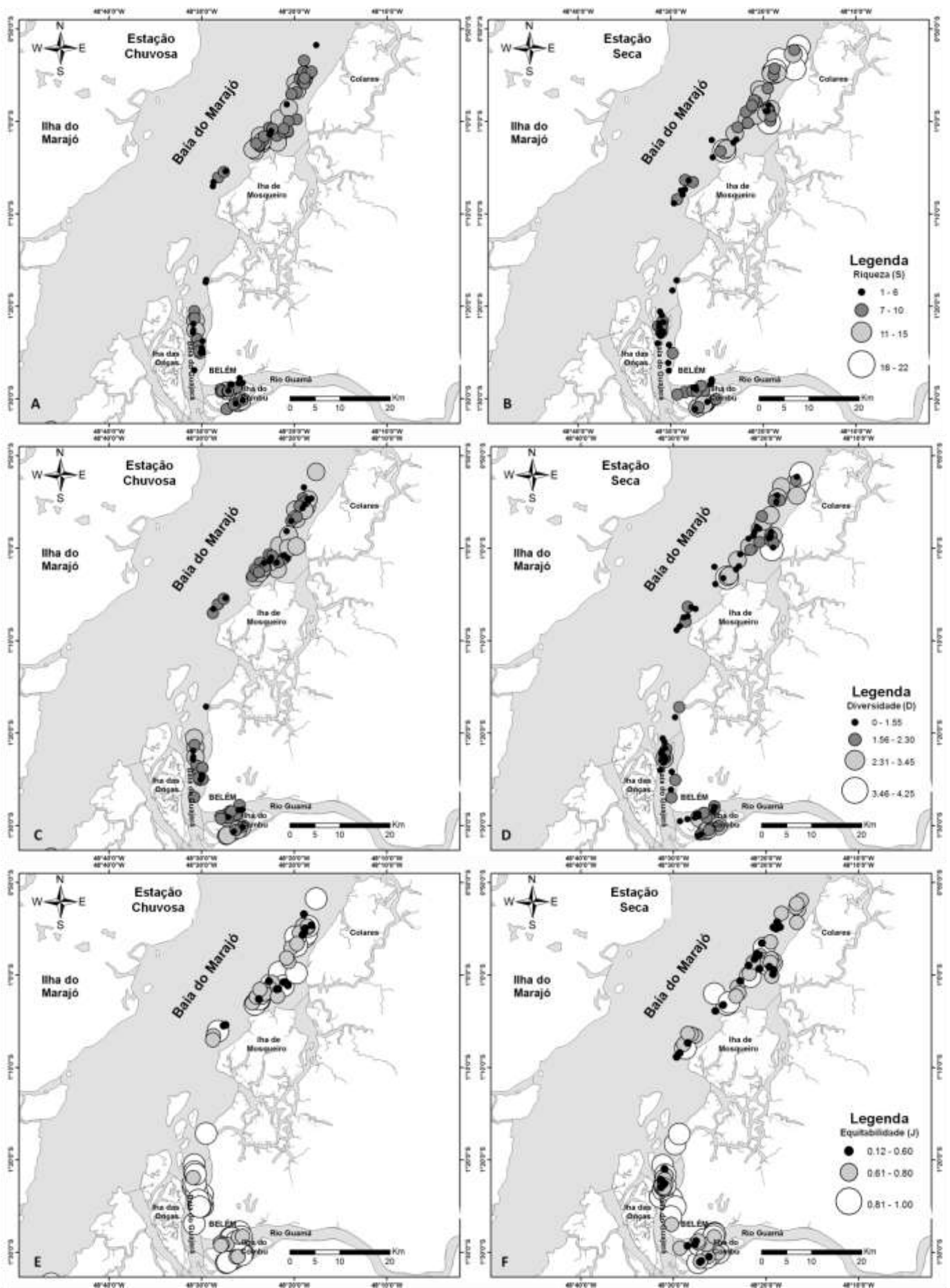


Fig. 4: Mapas de critérios sazonais: A e B - riqueza (S), C e D - diversidade (D), E e F - equitabilidade (J').

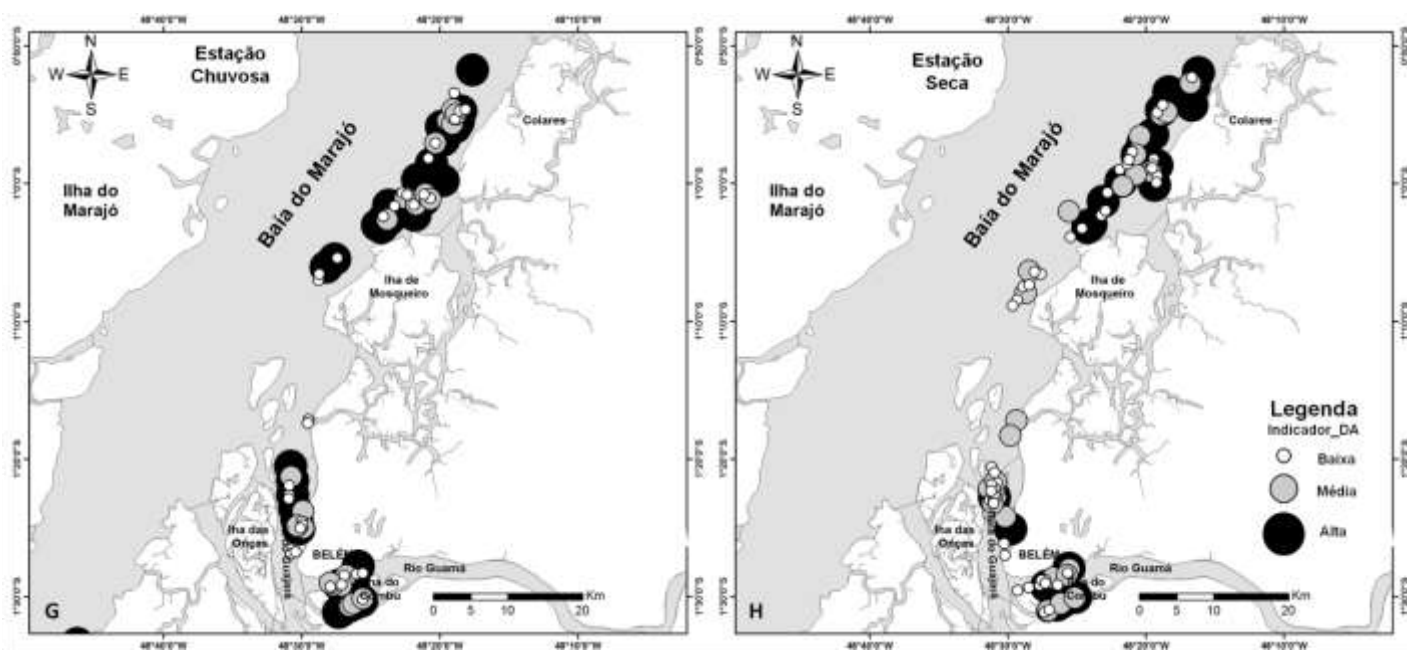


Fig. 5: Indicador Diversidade do Ambiente (DA).

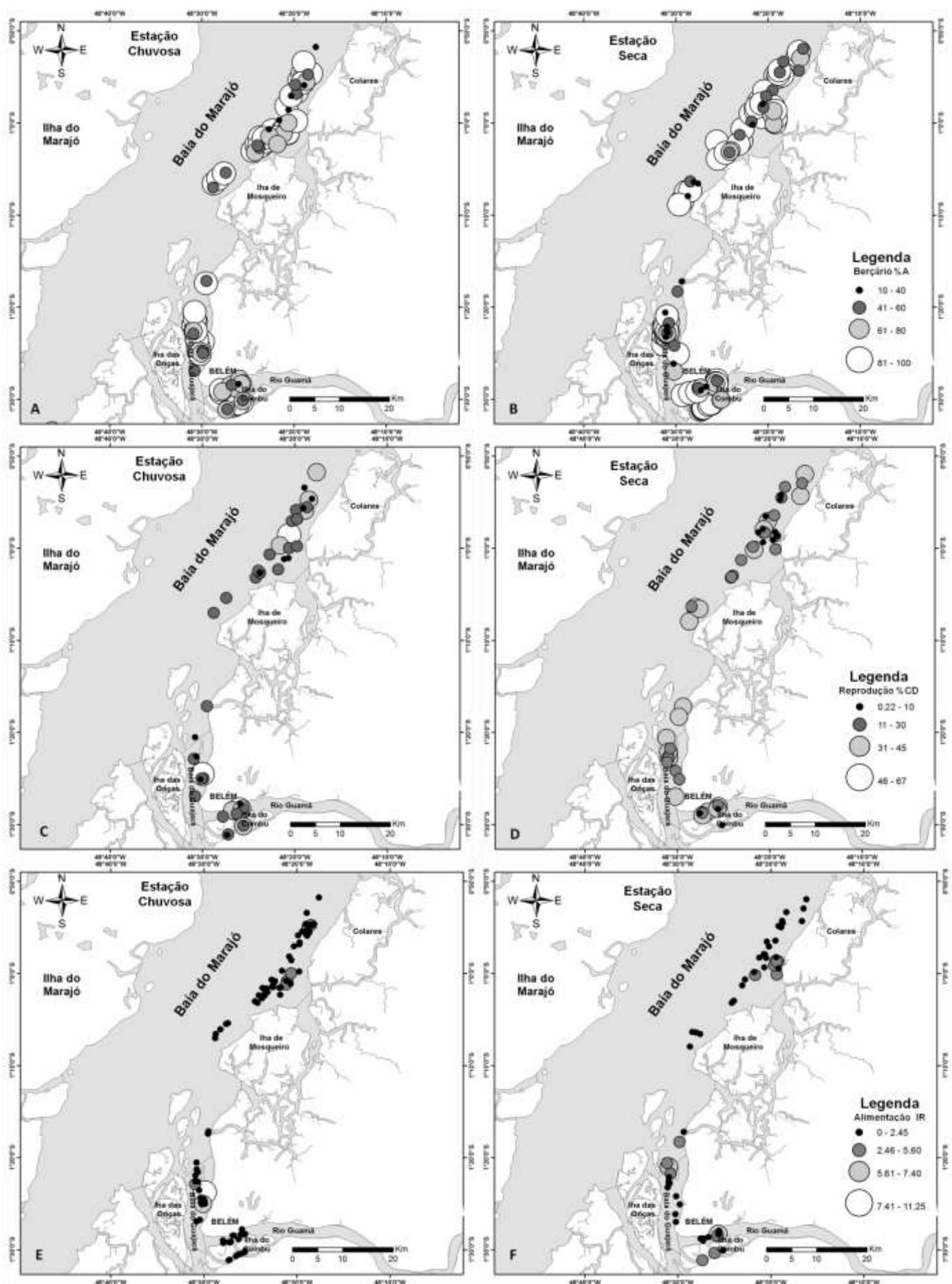


Fig.6: Mapas de critérios sazonais: A e B - berçário (%A), C e D - reprodução (%CD), E e F - índice de repleção (RI).

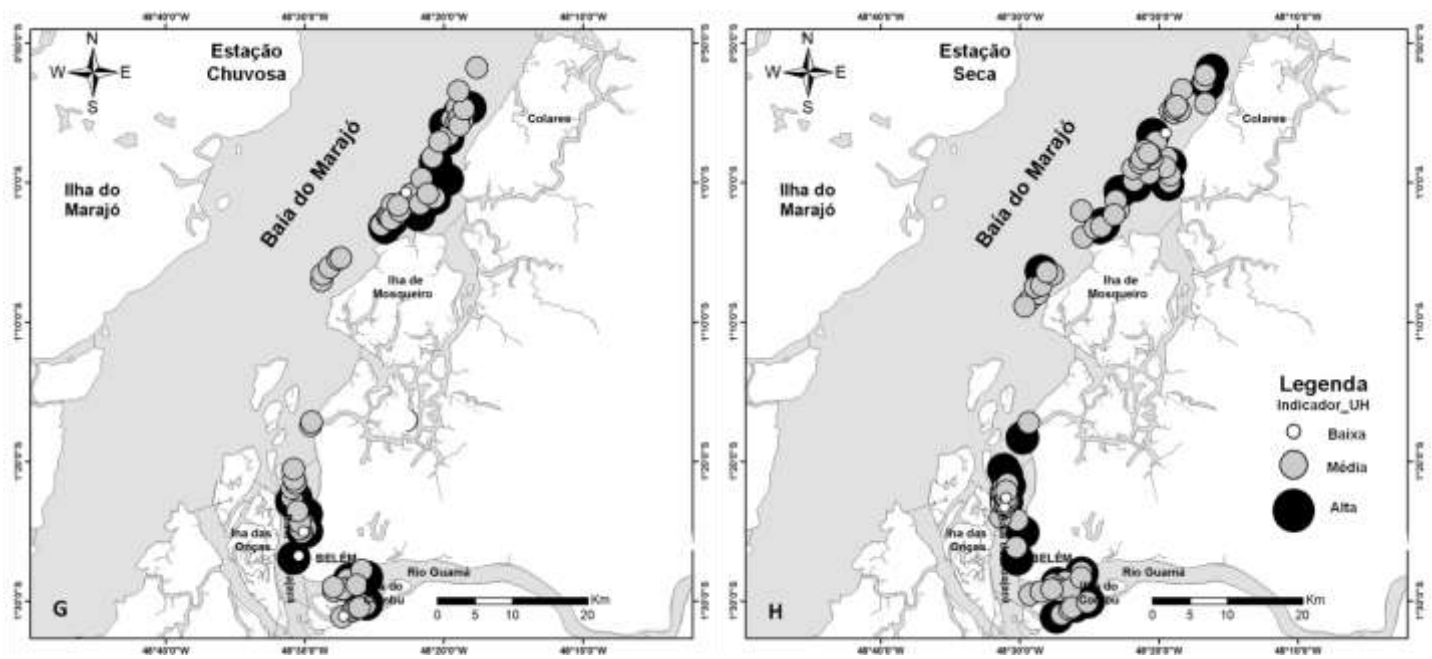


Fig. 7: Indicador Uso do Habitat (UH).

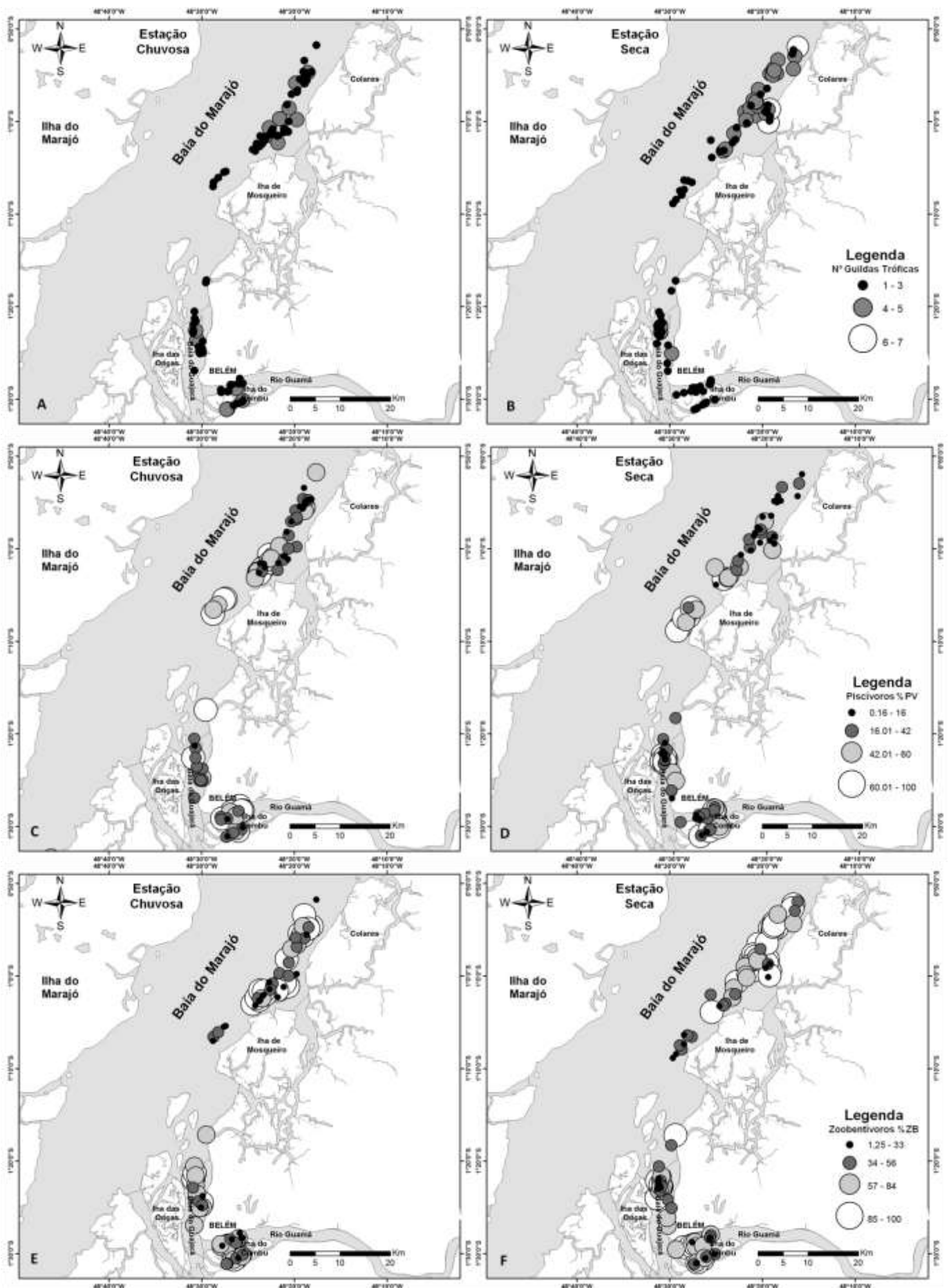


Fig. 8: Mapas de critérios sazonais: A e B - N° de guildas tróficas, C e D - Piscívoros (%PV), E e F - Zoobentívoros (%ZB).

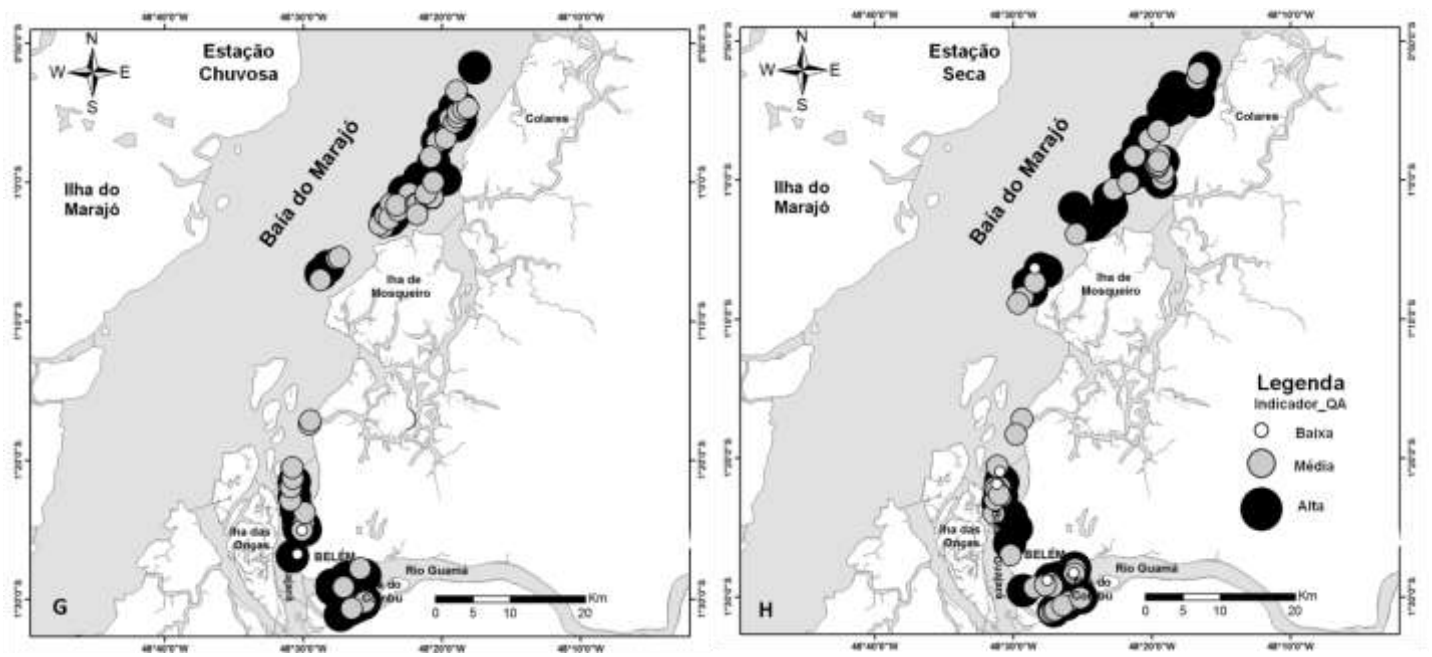
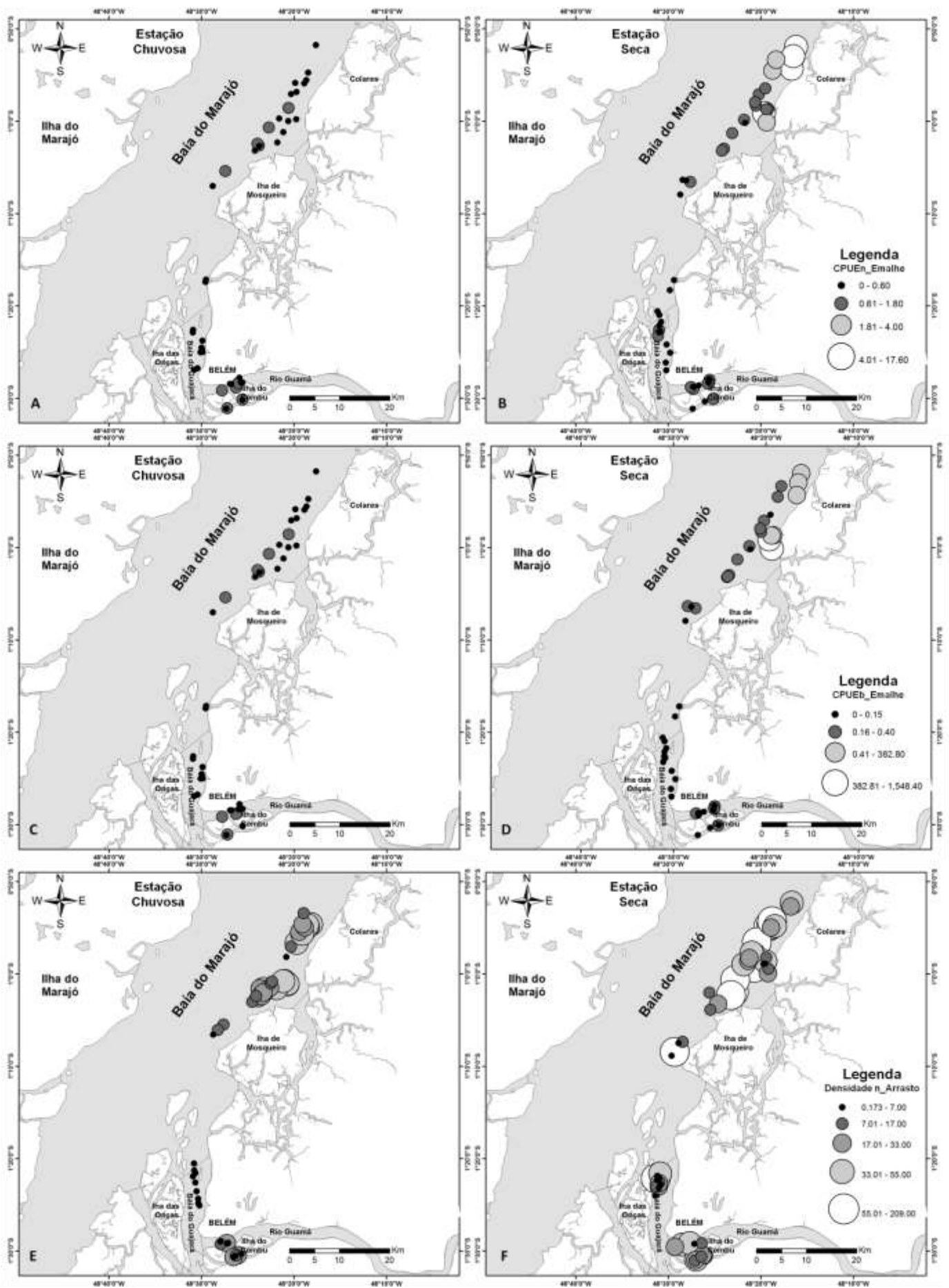


Fig. 9: Indicador Qualidade do Ambiente (QA).



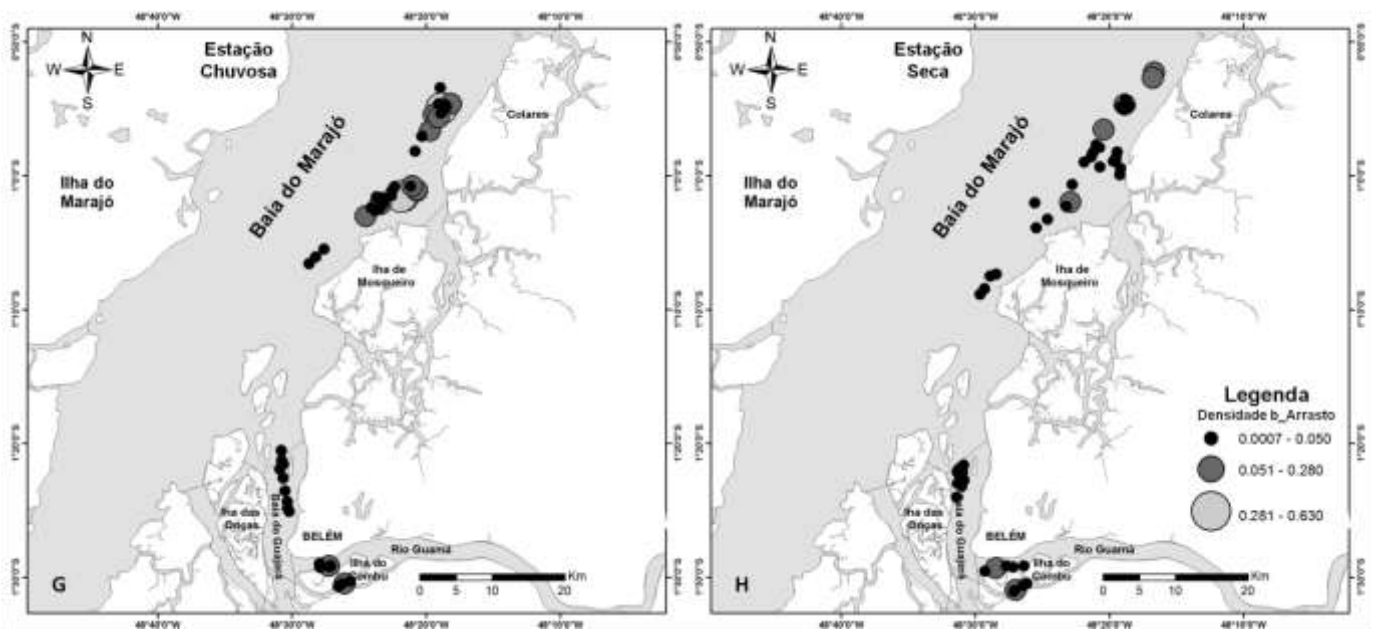


Fig. 10: Mapas de critérios sazonais: A e B - CPUE_n emalhe, C e D - CPUE_b emalhe, E e F - Densidade_n arrasto, G e H - Densidade_b arrasto.

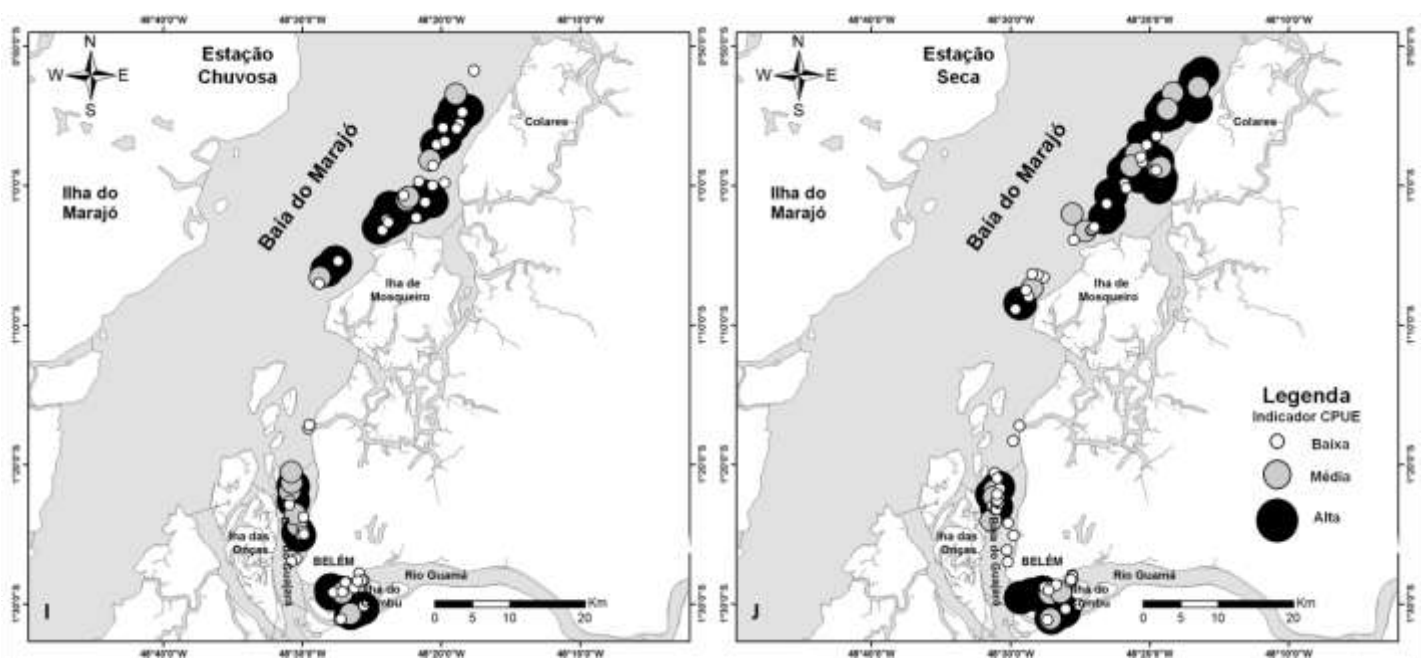
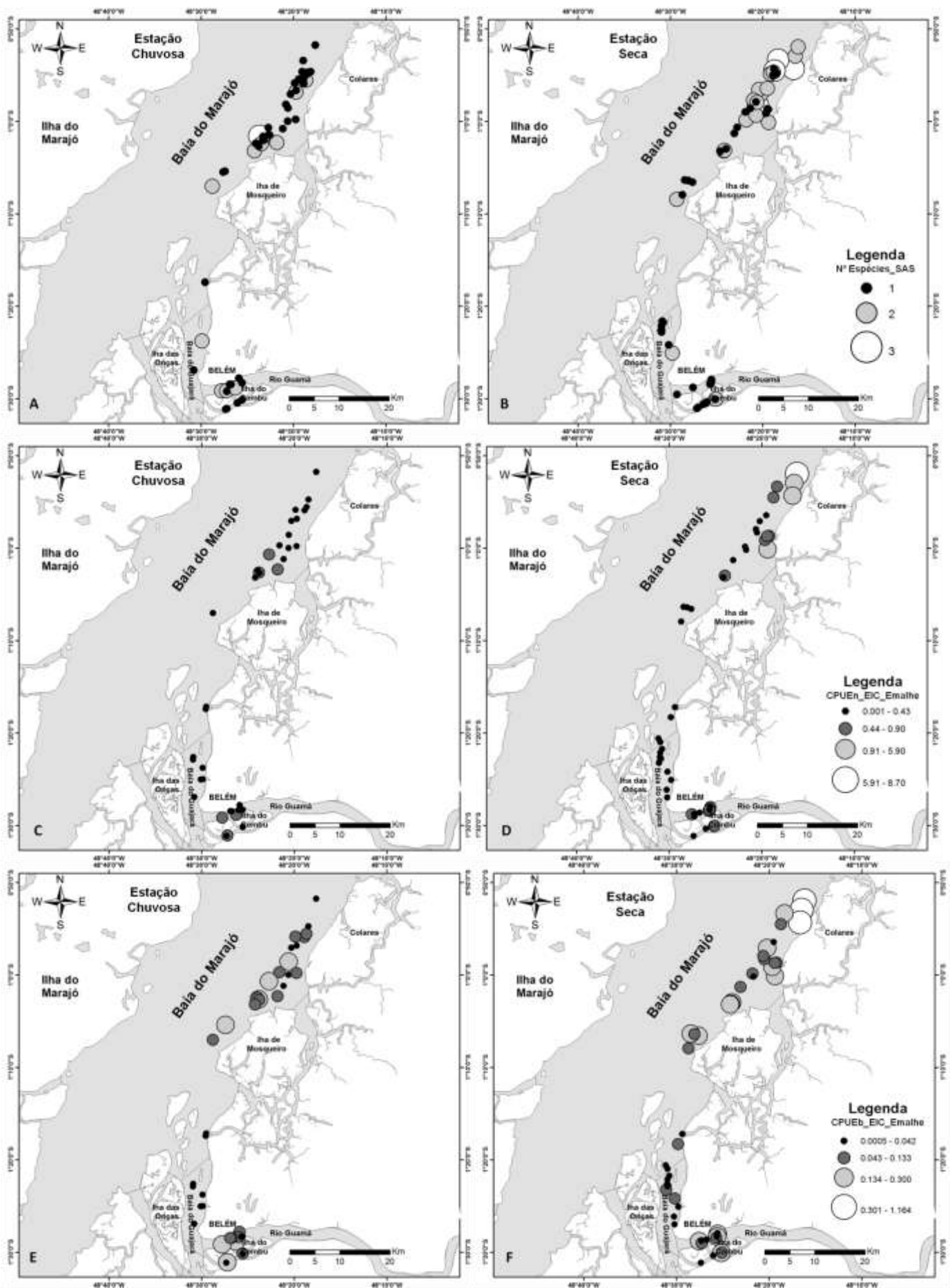


Fig. 11: Indicador Abundância Relativa (CPUE).



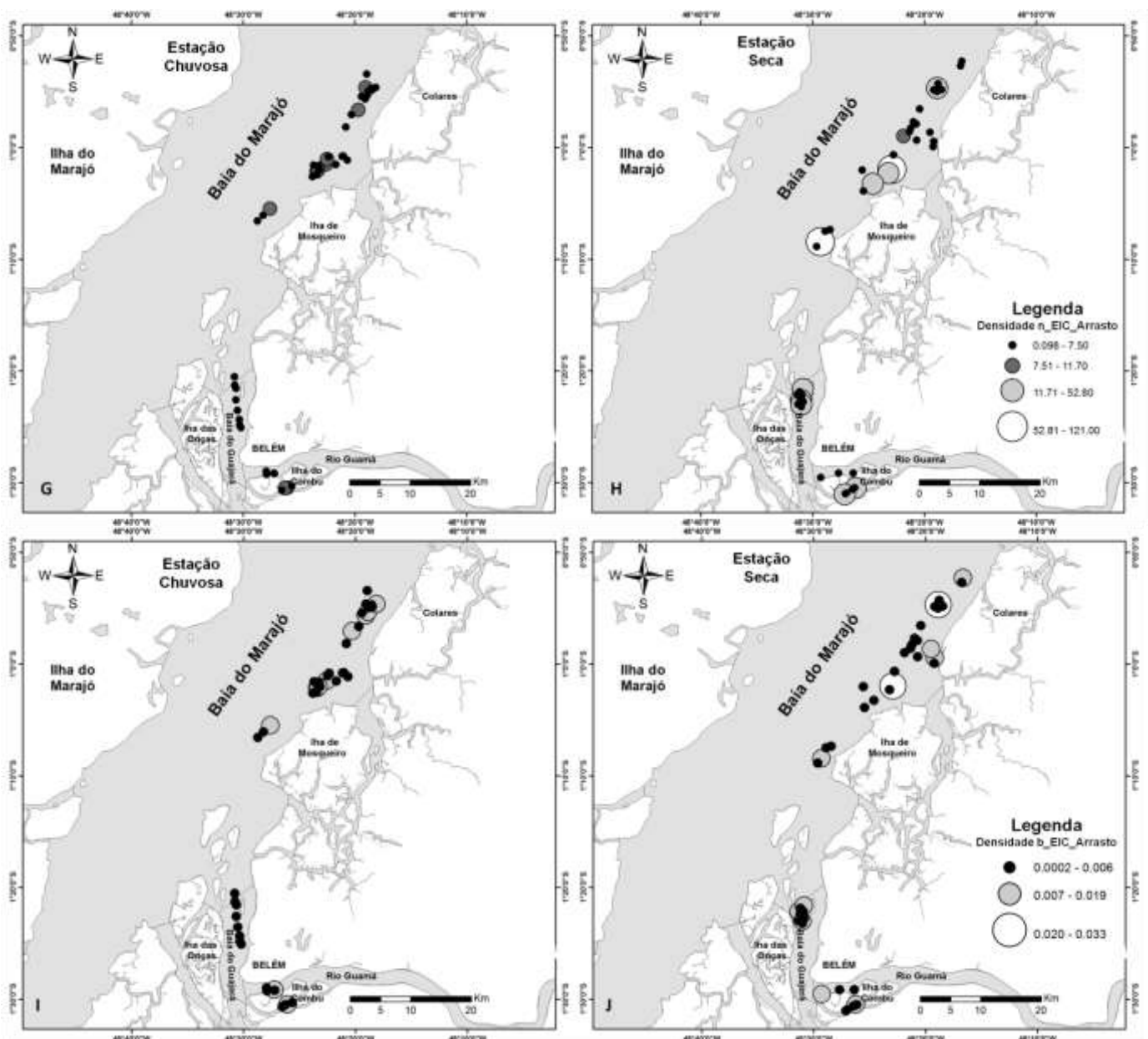


Fig. 12: Mapas de critérios sazonais: A e B – Nº Espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração (SAS); C e D - CPUE_n emalhe; E e F - CPUE_b emalhe; G e H – Densidade_n arrasto; I e J – Densidade_b arrasto. EIC – Espécies de Importância Comercial.

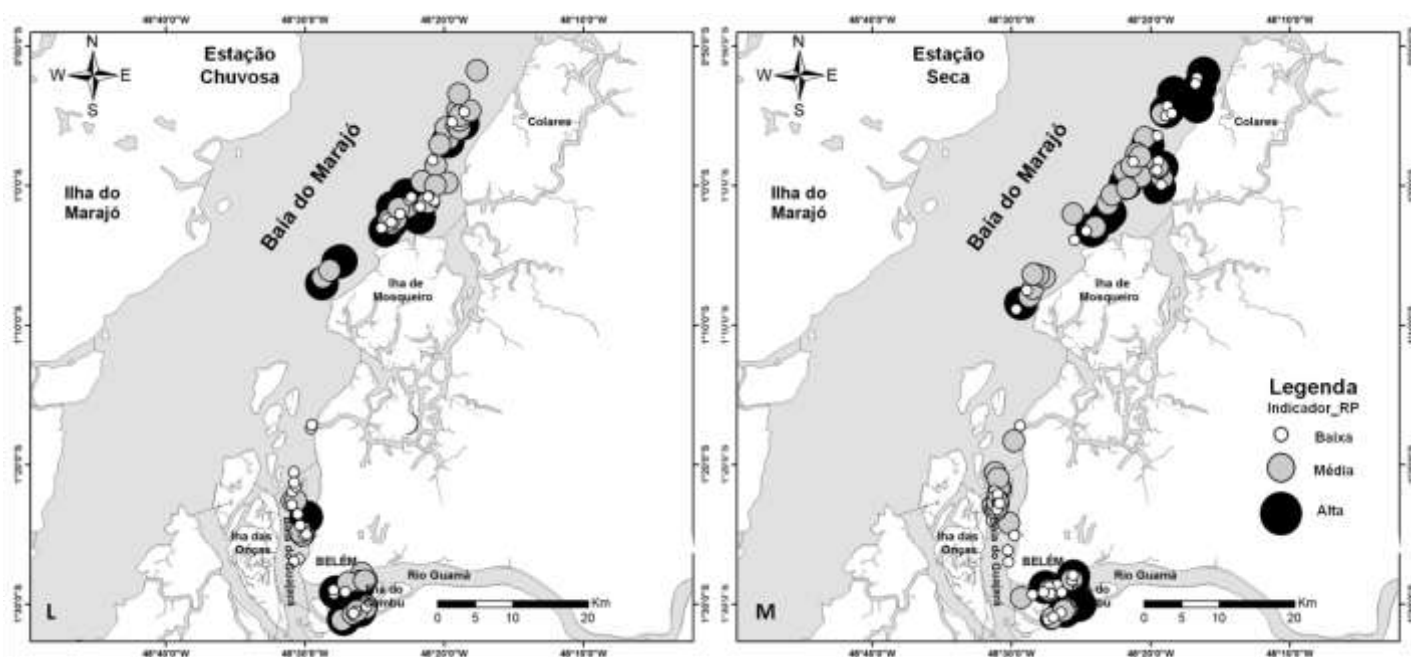


Fig. 13: Indicador Relação com a Pesca (RP).

3.2 Mapas de cenários com as áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna

O mapa do *Índice de Prioridade da Ictiofauna* (IPI) (Fig. 14) formado pelos indicadores sem a compensação de pesos, mostra que a área de estudo apresenta prioridades médias e baixas de conservação, no período chuvoso e média e alta, no período seco, especialmente na baía do Marajó.

Os cinco mapas com cenários ecológicos (Fig. 15) mostram que ao longo de toda a área de estudo, existe uma prioridade considerada média e alta para conservação da ictiofauna. Entretanto, na porção mais ao norte da baía de Marajó e no período seco fica mais evidente a elevada prioridade (Fig. 15 – B, D, F, H e J).

Com relação aos cenários de importância econômica, fica visível a extrema relevância da baía do Marajó como área de grande produtividade pesqueira no período seco, logo com prioridades consideradas altas e muito altas para a conservação da ictiofauna de importância comercial (Fig. 16 - B, D, F, H e J).

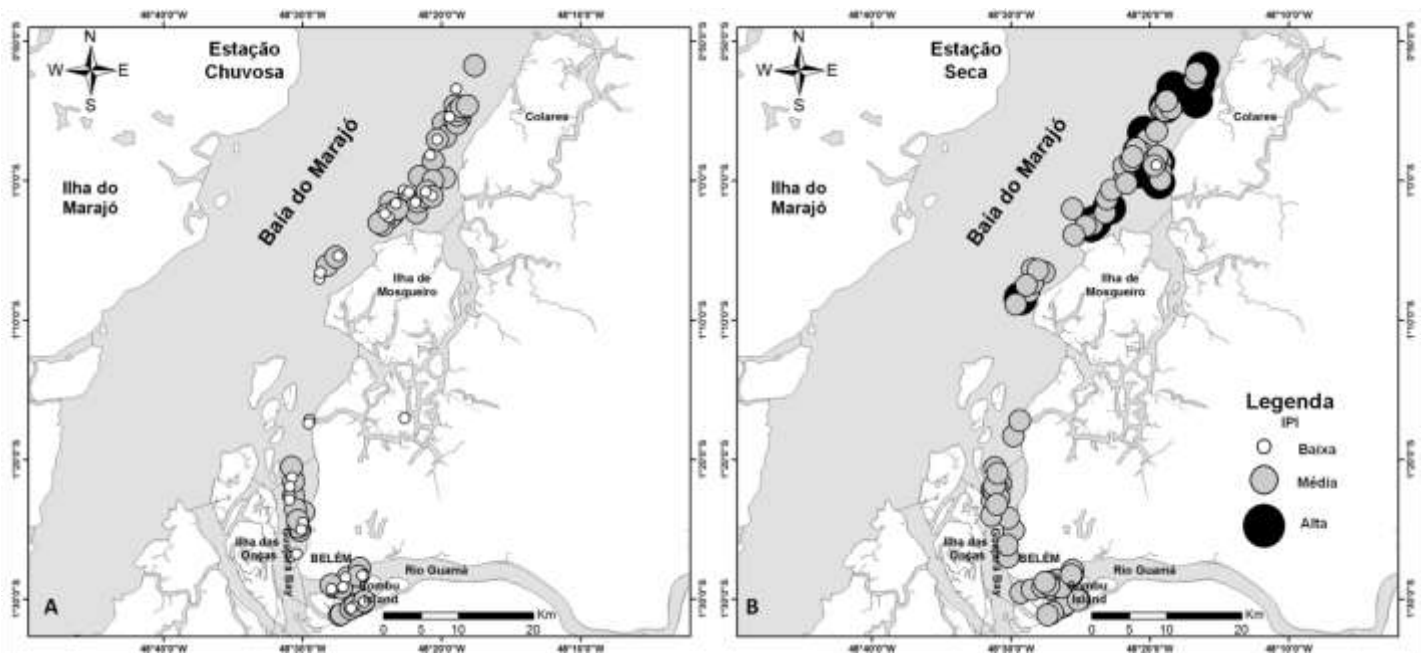
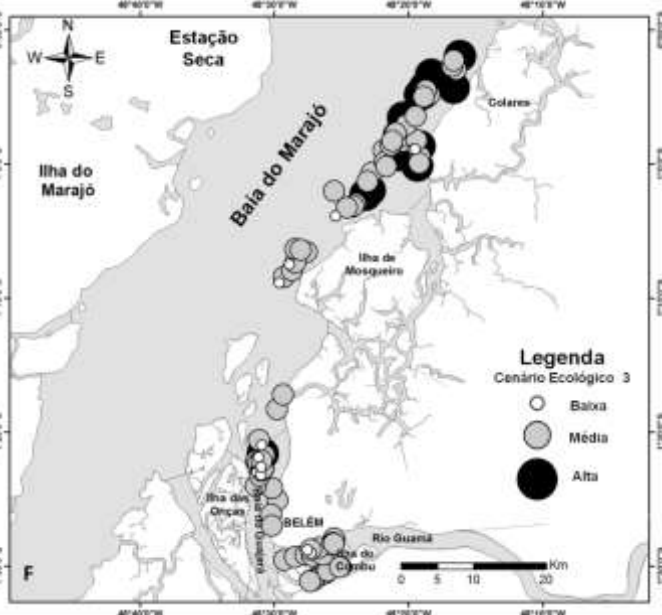
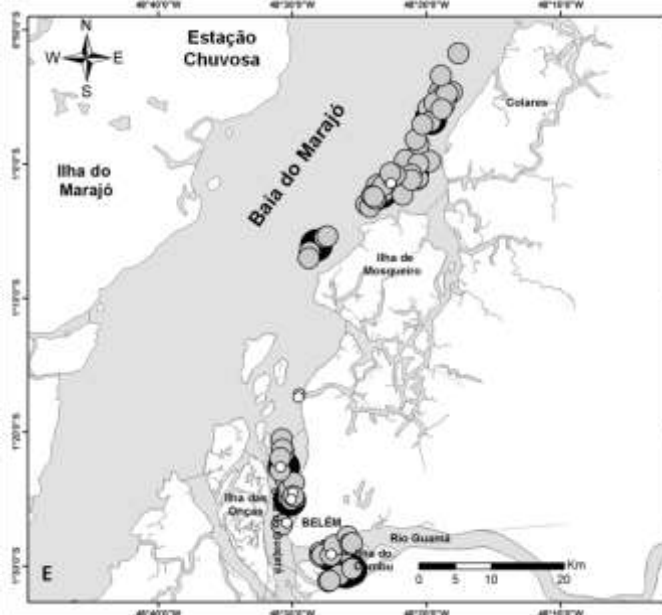
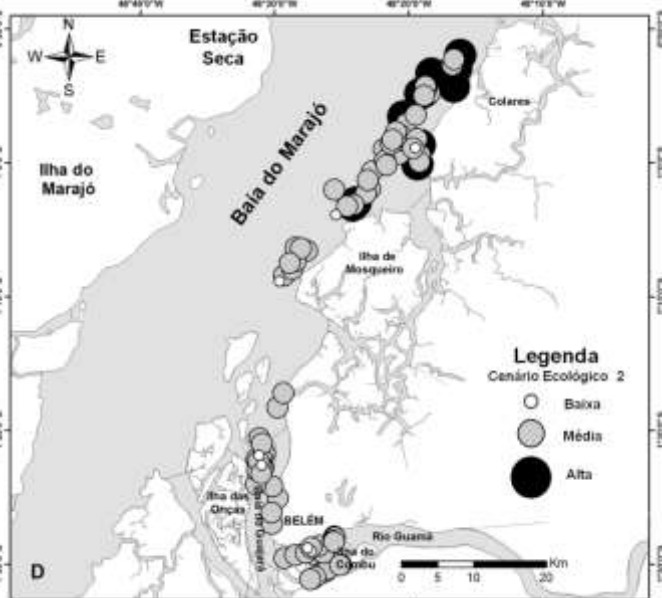
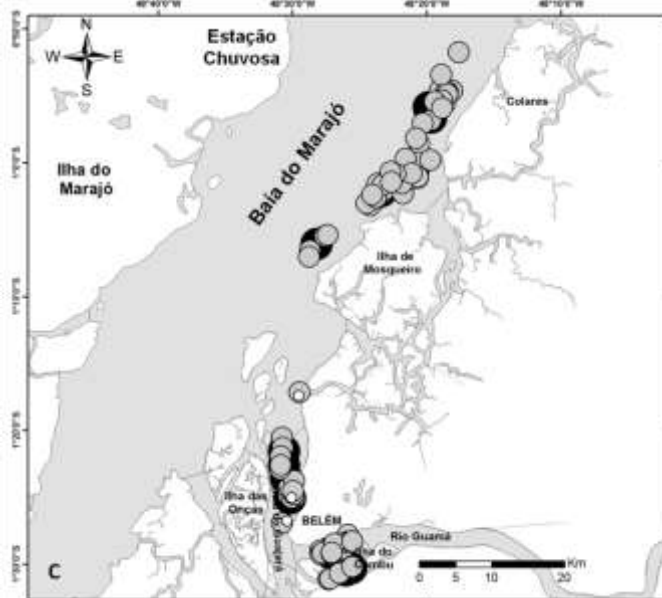
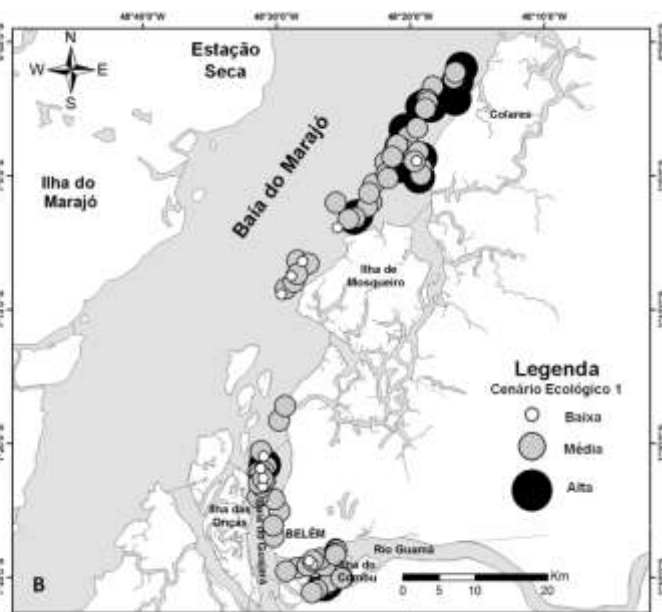
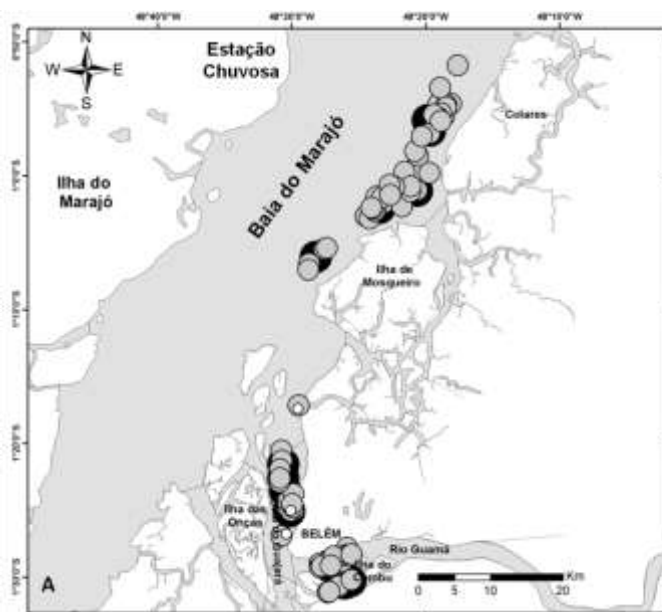


Fig. 14. Mapa do Índice de Prioridade da ictiofauna - IPI.



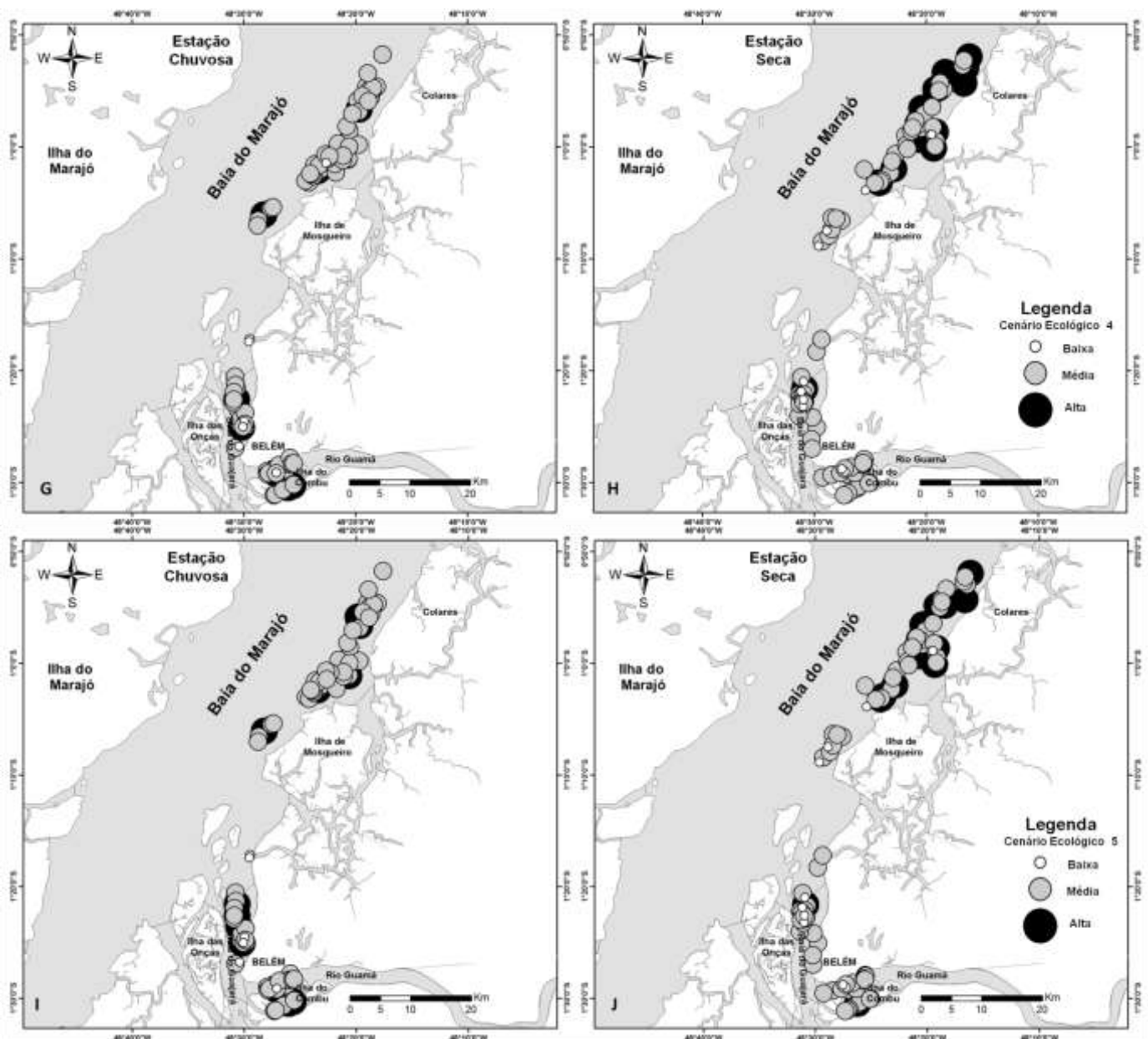
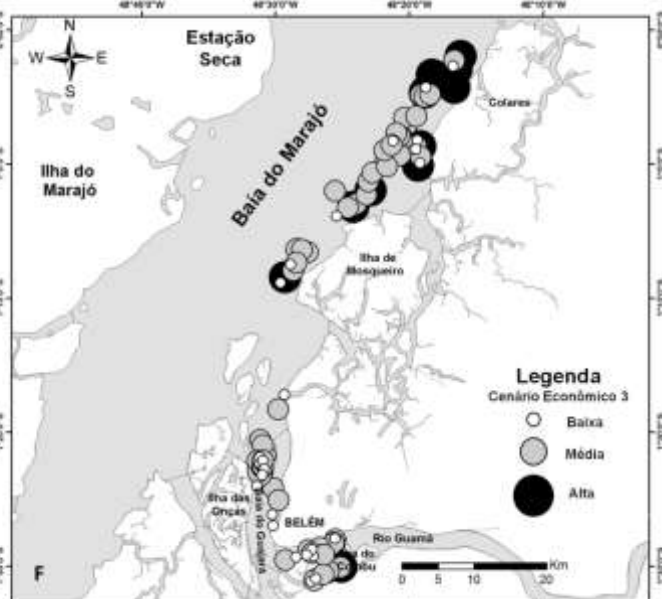
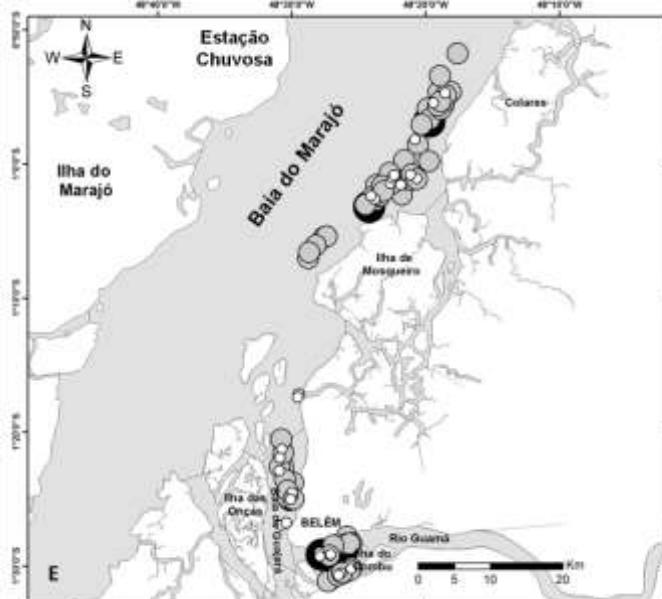
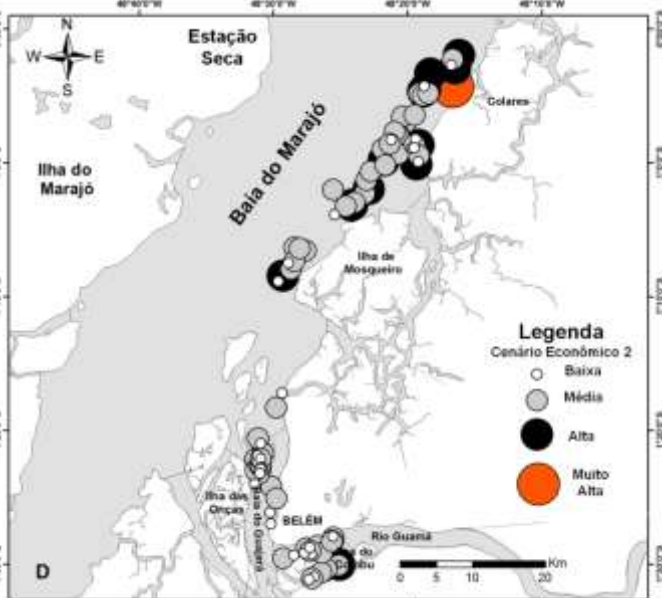
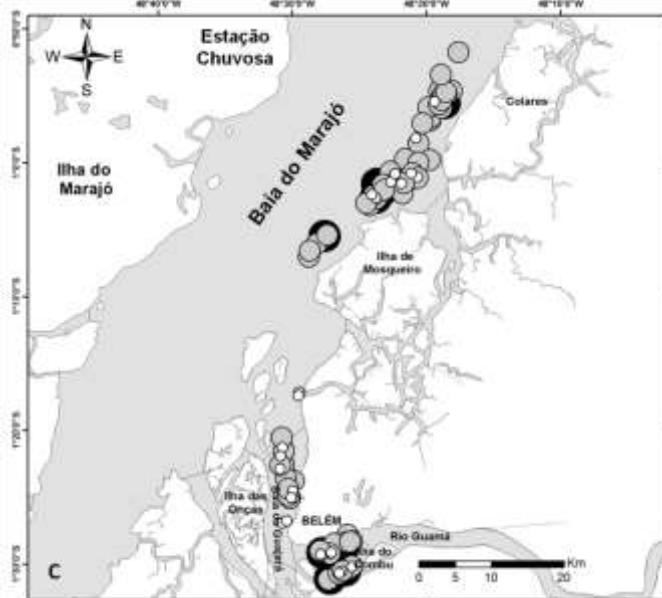
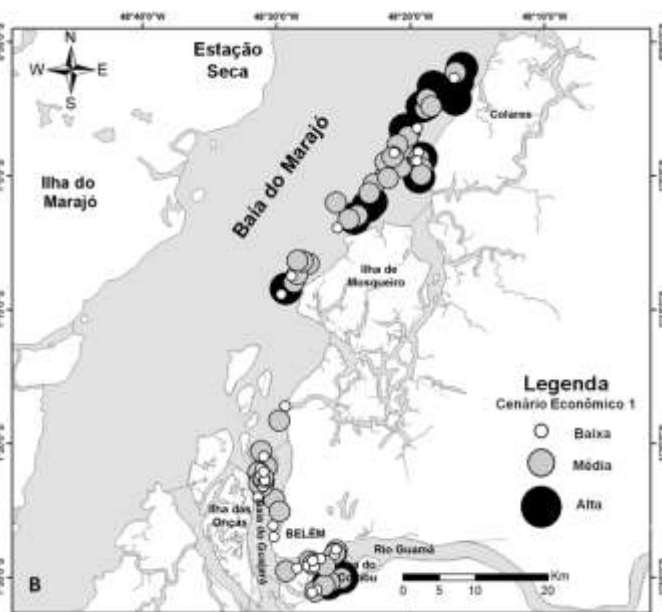
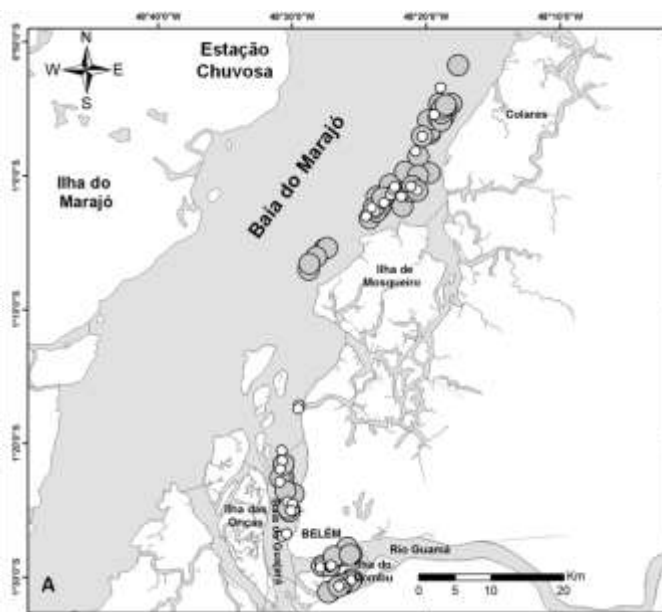


Fig. 15: Mapas de prioridades sazonais com cenários ecológicos: A e B - Cenário Ecológico 1; C e D - Cenário Ecológico 2; E e F - Cenário Ecológico 3; G e H – Cenário Ecológico 4; I e J - Cenário Ecológico 5.



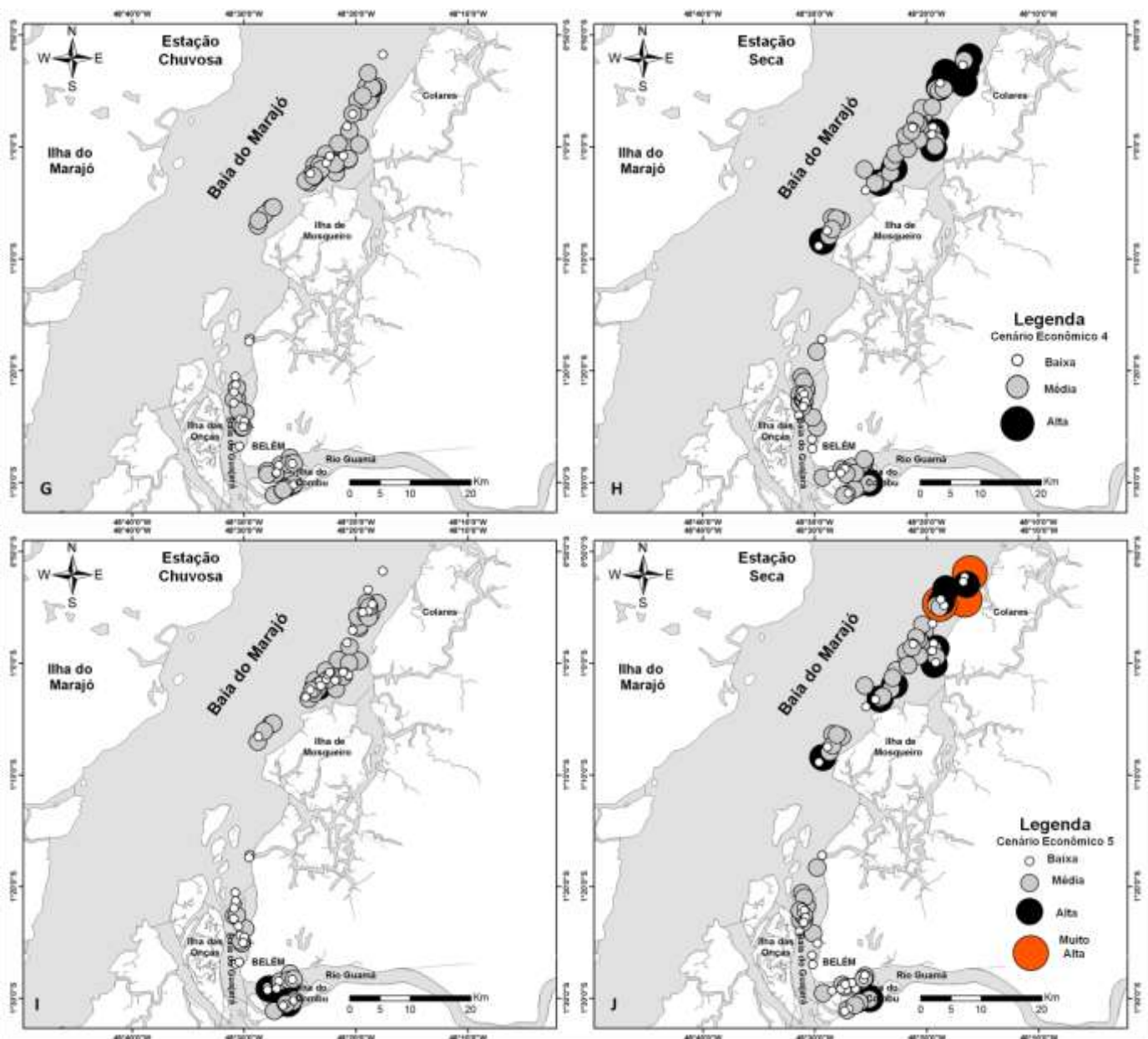


Fig. 16: Mapas de prioridades com cenários de importância econômica: A e B - Cenário Econômico 1; C e D - Cenário Econômico 2; E e F - Cenário Econômico 3; G e H - Cenário Econômico 4; I e J - Cenário Econômico 5.

3.3 Mapas das áreas prioritárias com integração de cenários

O mapa final que integra os cenários ecológicos e de importância econômica idealizados apresenta prioridades de conservação diferenciadas ao longo da área de estudo e da estação do ano.

Na estação chuvosa foram identificadas prioridades de conservação de média a alta nas três áreas (Figura 17A - azul), assim como para a baía do Guajará e foz do rio Guamá na estação seca (Figura 17B – azul). Sugere-se como medidas de conservação da ictiofauna, nestas áreas, a não emissão dos efluentes domésticos da região metropolitana de Belém, bem como a fiscalização rigorosa de perdas acidentais de produtos derivados do petróleo nos portos especializados e no transporte ao longo dos rios e baías.

Para o período seco, foram identificadas prioridades muito alta de conservação, especialmente para a baía do Marajó (Figura 17B - vermelho). Sugere-se para esta área, como medidas de conservação da ictiofauna o fechamento parcial de uma estação de pesca por um determinado período, bem como o ordenamento das pescarias limitando o tamanho das malhas utilizadas, uma vez que algumas espécies de importância comercial se encontram na lista das sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração.

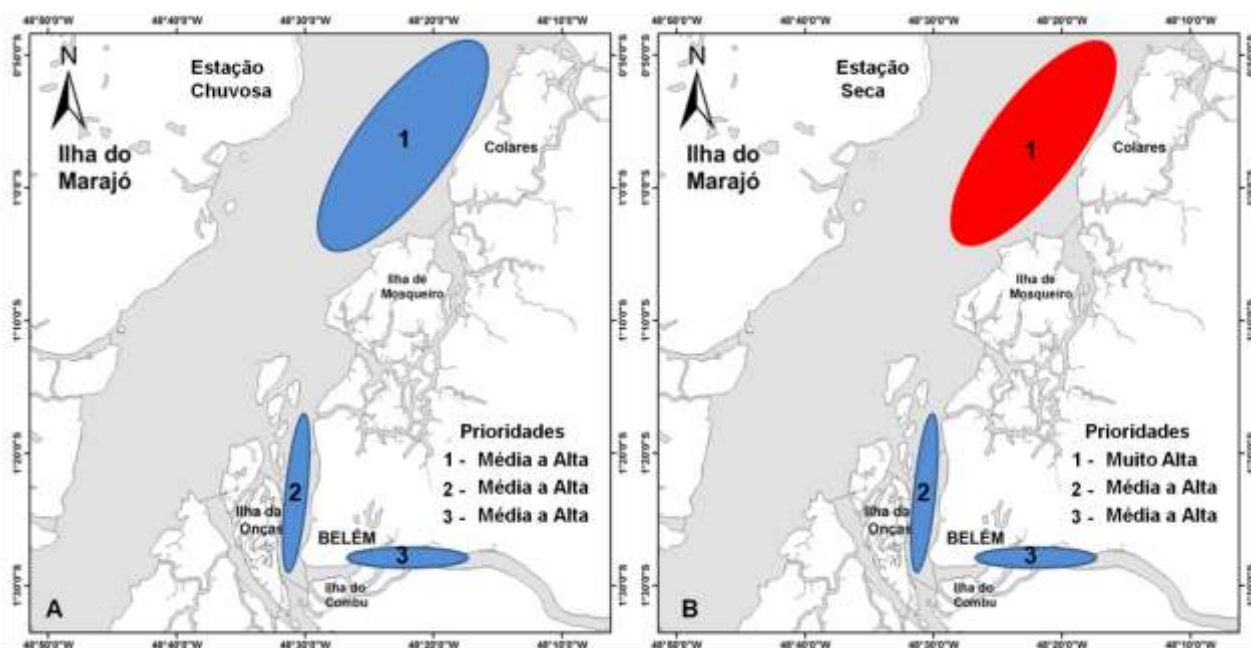


Fig. 17: Mapa final de prioridades integrando os cenários ecológicos e de importância comercial para a ictiofauna. Azul – Prioridade Média a Alta; Vermelho – Prioridade Muito Alta. A) Período Chuvoso e B) Período Seco.

4. Discussão

A preocupação diante da perda da biodiversidade em diferentes escalas, motivadas pela destruição de habitats, sobreexploração de espécies e recursos naturais, mudanças climáticas globais e o crescimento da população humana mundial, tem mobilizado a sociedade civil, o governo, pesquisadores e ambientalistas para identificação, criação e/ou manutenção de áreas protegidas (Cardillo et al., 2006; Borges et al., 2007).

Segundo Moore et al. (2003) as estratégias de conservação em grande escala, não possuem como objetivo principal a seleção de áreas para a criação de reservas, mas sim a identificação das áreas com elevada importância biológica e que sejam significativas em um contexto global, continental ou regional. Um dos maiores obstáculos para a conservação da biodiversidade tropical deve-se à falta de informação de onde conservar (Loyola et al., 2007). Neste estudo, a proposta de identificar áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna também vem da necessidade de proteger uma porção do estuário amazônico ainda pouco estudado, porém grandioso no que diz respeito a habitat, recursos naturais (fauna e flora), importância sócio-econômica (Coelho, 1980; Barthem, 1985; Prost and Rabelo, 1996; Camargo and Isaac, 2001; Viana et al., 2010) e que não vem recebendo os cuidados proporcionais à sua relevância.

No Brasil não há trabalhos que se propõem identificar áreas prioritárias de conservação utilizando-se de vários indicadores sobre a ictiofauna, obtidas não somente através de dados secundários, mas também através de coletas de campo. Este enfoque vem sendo desenvolvido para a conservação da biodiversidade em florestas e de aves (Rylands and Pinto, 1998; Store and Jokimäki, 2003; Bonn and Gaston, 2005; Valente and Vettorazzi, 2008).

4.1 Indicadores da ictiofauna

Neste estudo, todos os indicadores da ictiofauna apresentaram prioridades consideradas média e alta ao longo da porção interna do estuário Amazônico. O indicador Diversidade do ambiente – DS, que combinou dados sobre a riqueza, diversidade e equitabilidade se mostrou adequado e eficiente revelando a alta prioridade de conservação na maior parte da área de estudo. A ictiofauna capturada

ao longo da área foi composta por 91 espécies e caracterizada por uma alta diversidade, especialmente se comparada com as estimativas de Camargo and Isaac (2001) (303 espécies) para a ictiofauna de todo o litoral amazônico, do Amapá ao Maranhão (2.250 km de extensão quando medida em linha reta; Souza Filho, 2005). Os fatores determinantes da elevada riqueza e diversidade da presente área podem ser explicados pelas flutuações nos valores da salinidade que favorece a transição de espécies de água doce e marinha e a presença de um complexo insular de ilhas que margeiam toda a área, oferecendo grande disponibilidade de alimento e diversidade de habitat. Os resultados apresentados pelo indicador diversidade (DA) do ambiente sugerem que a área apresenta boas referências na composição da sua riqueza e diversidade, mesmo que a porção sul (Rio Guamá e baía do Guajará) esteja sofrendo com a possível perda da diversidade. Nesta área foram registrados os menores valores de riqueza e diversidade conforme já observado através de Mourão et al. (em prep). Gregório and Mendes (2009) e Viana et al., (2010) registram para esta região um forte processo de degradação ambiental ocasionado pelo despejo de efluentes industriais, químicos e domésticos, que comprovadamente afetam a biota aquática (Viana et al., 2012).

O valor econômico e a função ecológica dos estuários estão relacionados ao conjunto das variáveis físicas, químicas e biológicas e a importância do uso pela ictiofauna como áreas de proteção de juvenis e berçário, refúgio para adultos em reprodução e diversidade de alimentos (Able 1978; Blaber, 2000; Laffaille et al., 2000; Blaber, 2002; Minello et al., 2003). Neste estudo ficou evidente que durante o ano a área é utilizada pela ictiofauna para berçário e criadouro de juvenis, e em menor proporção, para reprodução. A seleção de um habitat específico pela ictiofauna, dentro dos estuários, neste caso específico o canal dos rios, pode ser influenciada por disponibilidade e complexidade estrutural, características fisiológicas, densidade de competidores, processos físicos de transporte e condições ambientais locais (Blaber and Blaber, 1980; Baltz et al., 1998). Na área de estudo, a elevada deposição de matéria orgânica originária dos rios e a grande produtividade de diatomáceas (Milliman et al., 1975), base da cadeia alimentar (Barthem, 1985) e tipo de substrato que favorecem o estabelecimento da diversidade da fauna, pode explicar o elevado percentual do uso do ambiente para berçário, seguido de alimentação e reprodução. Adicionalmente, esta região é formada por um complexo de ilhas que por sua vez, proporcionam um ambiente protegido e amplamente

utilizado para abrigo e alimentação. O indicador Uso do Habitat com prioridades médias e altas para conservação, principalmente pelo forte uso da ictiofauna para berçário, mostra que a região de estudo apresenta características favoráveis aos primeiros estágios de desenvolvimento e crescimento da ictiofauna, logo a busca pela conservação e manutenção da integridade desta área deve ser fortemente encorajada.

Os grupos funcionais tróficos definidos por Elliott et al. (2007) tem sido considerados bons indicadores de integridade do ambiente (Henriques et al, 2008). O maior número de guildas tróficas, pode sugerir a sanidade dos ambientes estuarinos para a fauna pois, indica que as relações alimentares entre presa e predador estão em perfeita harmonia, ou seja, não sofreram a ação danosa de fatores antropogênicos (Elliott et al, 2007). Os resultados obtidos para os critérios que definem o indicador qualidade do ambiente (QA) mostram que a área de estudo ainda apresenta um bom equilíbrio na funcionalidade das teias tróficas. A prioridade média e alta de conservação, determinada pelo elevado percentual de piscívoros e principalmente zoobentívoros, ambos dominantes em estuários (Blaber, 2000), bem como pela presença, quase que constante de até cinco guildas ao longo da área em ambos períodos sazonais, revela que o ambiente encontra-se saudável e com bons indicadores de integridade. O menor número de guildas na porção sul da área de estudo (rio Guamá e baía do Guajará), pode estar relacionado aos fatores antrópicos a que a área vem sendo submetida, como a emissão de poluentes químicos, domésticos e sólidos (Gregório and Mendes, 2009; Viana et al., 2012), altas concentrações de metais (zinco, chumbo, cromo, níquel e cobre) (Carvalho, 2002).

4.2 Pesca

Na pesca, o aumento desmedido do esforço tem determinado a sobre-exploração de alguns estoques pesqueiros (Isaac et al., 2008) como a piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (Barthem e Petrere 1995) e *Aspistor parkeri* (Araújo, 2001). Neste estudo, a presença de espécies sobreexploradas ou ameaçadas de sobreexploração, sobretudo na Baía do Marajó, comprova que a interferência do homem já vem causando gradualmente a exaustão de alguns estoques pesqueiros na área. Nesta porção do estuário, a pesca artesanal é intensa, principalmente no período seco (Oliveira and Lucena Frédou, 2011). Os indicadores CPUE e relação

com a pesca (RP) definem claramente prioridades médias e altas de conservação da ictiofauna. Isto ocorre em função da área de estudo apresentar elevada abundância de espécies, especialmente as de importância comercial como *P. squamosissimus*, *P. surinamensis*, *B. rousseauxii*, *B. vaillanti* e *B. filamentosum* (Schallenberger, 2010; Oliveira and Lucena Frédou, 2011), dentre as quais *B. rousseauxii*, *B. vaillanti* e *M. ancyllodon* se encontram na lista de espécies sobre-exploradas ou ameaçadas de sobreexploração. Na Baía do Marajó, as espécies de importância comercial são exaustivamente capturadas por embarcações de diversas regiões do estado e esta área se configura como um dos mais importantes pesqueiros do estuário Amazônico (Oliveira and Lucena Frédou, 2011).

4.3 Cenários Ecológicos e Econômicos

Este estudo subsidiou um amplo leque de situações, interligadas à objetivos que podem ser solicitados pelos tomadores de decisão, através da construção de cenários que propõem resultados, discussões e sugestões sobre a natureza do problema. De acordo com o MMA (2002) o cenário “*é um modelo científico que permite aos pesquisadores considerar elementos da natureza como se realmente funcionassem da maneira descrita, não testando as hipóteses, mas permitindo o exame dos possíveis resultados, caso as hipóteses fossem verdadeiras.*” Neste estudo os cenários ecológicos e econômicos mostraram claramente que a área apresenta prioridades alta e muito alta de conservação. Nos cenários ecológicos, os baixos pesos dados ao indicador relação com a pesca, ou seja, supondo que área não seja explorada pela pesca comercial, apontam ao longo de toda a área e para os cinco cenários, prioridades médias e alta de conservação, sugerindo que o ambiente apresenta ainda características ecológicas e biológicas elevadas capazes de promover a manutenção e conservação da ictiofauna, bem como a integridade do ambiente. Com relação aos cenários econômicos, o maior peso dado ao indicador relação com a pesca, mostrou que a captura desordenada de espécies de importância comercial e de espécies sobreexploradas ou ameaças de sobreexploração, determinam prioridades consideradas altas e muito alta de conservação.

Em todos os casos, é evidente que a área de estudo apresenta prioridades ecológicas e econômicas com destaque para a baía de Marajó, no período seco.

Estes resultados são ocasionados pela elevada diversidade e abundância de espécies, bem como pela intensa produtividade primária da baía. No período seco, o aumento da salinidade ocasiona a invasão de espécies marinhas na área aumentando a abundância de recursos disponíveis para a pesca comercial. Adicionalmente, o mesmo aumento na salinidade faz com que ocorra a deposição de sedimento (Millimann et al., 1975) modificando a coloração da água para esverdeada, aumentando a zona eufótica e conseqüentemente à proliferação de fitoplâncton (Barthem, 1985), base da cadeia trófica. Logo conclui-se que no período seco, a farta oferta de alimento, concentração de muitas espécies em uma menor porção de água destacam a importância desta área, também sob o ponto de vista biológico. A dupla e simultânea importância, ecológica e econômica da baía do Marajó, com prioridades média, alta e muito alta de conservação, sugere que as estratégias de conservação da ictiofauna devem ser debatidas junto aos pescadores e toda comunidade envolvida.

5. Conclusões

Os indicadores Diversidade do Ambiente (DA), Uso do Habitat (UH), Qualidade do Ambiente (QA) e Abundância relativa (CPUE) mostraram prioridades média e alta de conservação, em função das boas referências ecológicas que área de estudo ainda apresenta. Contrariamente, o indicador relação com a pesca (RP) mostrou que as prioridades de conservação consideradas média e alta, ocorreram pelo fato que algumas espécies de importância comercial que já se encontram na lista de espécies sobre-exploradas ou ameaçadas de sobre-exploração (Instrução Normativa Nº 5 / 2004).

Os mapas de prioridades com cenários ecológicos e econômicos utilizados como subsídios para a tomada de decisão, confirmam a avaliação rigorosa das prioridades mostradas pelos indicadores. Os cenários apresentaram prioridades média, alta e/ou muito alta de conservação em todas as áreas, com maior evidência, entretanto para a baía de Marajó, no período seco, na qual a farta oferta de alimento, concentração de muitas espécies em uma menor porção de água destacam a importância desta área sob o ponto de vista biológico e econômico.

A metodologia aplicada, única para esta região, juntamente com a utilização do Sistema de Informação Geográfica (SIG) e múltiplos critérios foi eficaz e oferece uma ampla abordagem científica através das diferentes respostas apontadas pelos mapas de cenários, que permite ao tomador de decisões explorar a problemática da melhor forma possível, ou então utilizá-la como parte integrante de um processo de tomada de decisão. A metodologia utilizada pode ser replicada para outras regiões, considerando os devidos ajustes e adaptações à área de estudo e aos objetivos pretendidos.

Referencias

- Able, K. W., 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence Estuary: composition, distribution and abundance. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35, 1518-1531.
- Andrade, M.M.N., Szlafztein, C.F., Souza Filho, P.W.M., Araújo, A.R., Gomes, M.K.T., 2010. A socioeconomic and natural vulnerability index for oil spills in an Amazonian harbor: a case study using GIS and remote sensing. *Journal of Environmental Management* 91, 1972-1980.
- Araújo, A.R.R., 2001. Dinâmica populacional e pesca da gurijuba, *Arius parkeri* (Traill, 1824 Siluriformes: Ariidae), na costa Atlântica do estado do Amapá. MSc. Thesis, Federal Univ. Ceará, Brazil, unpublished.
- Balram, S., Dragicevic, S., Meredith, T., 2003. Achieving effectiveness in stakeholder participation using the GIS-based collaborative Spatial Delphi Methodology. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 5, 365-394.
- Baltz, D.M., Fleeger, J.W., Rakocinski, C.F., Maccal, J.N., 1998. Food, density, and microhabitat: factors affecting growth and recruitment potential of juvenile salt marsh fishes. *Environmental Biology of Fishes* 53, 89-103.
- Barthem, R., 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da Baía do Marajó, Estuário Amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 6, 15-28.
- Barthem, R.B., Petrere Júnior, M., 1995. Fisheries and population dynamics of the freshwater catfish *Brachyplatystoma vaillantii* in the Amazon Estuary. Oxford and IBH Publishing Co. Pvt. Ltd 1, 329-340.
- Barthem, R.B. and Goulding, M., 1997. Os Bagres Balizadores: Ecologia, Migração e Conservação de Peixes Amazônicos. Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, pp 140.
- Bentes, B., Martinelli, J.M., Souza, L.S., Cavalcante, D.V., Almeida, M.C., Isaac, V.J., 2011. Spatial distribution of the Amazon River Shrimp *Macrobrachium*

- amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). *Brazilian Journal of Biology* 71, 925-935.
- Blaber, S.J.M., Blaber, T.G., 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17, 143-162.
- Blaber, S.J.M., 2000. *Tropical Estuarine fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. Chapman and Hall, London, pp 367.
- Blaber, S.J.M., 2002. Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* 61,1-20.
- Bonham-Carter, G.F., 1996. *Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS*. Pergamon, Ottawa, pp 398.
- Bonn, A., Gaston, K.J., 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14, 1083-1100.
- Borges, S.H., Iwanaga, S., Moreira, M., Durigan, C. C., 2007. Uma Análise geopolítica do atual Sistema de Unidades de Conservação na Amazônia Brasileira. *Política Ambiental* 4,3-42.
- Braga, C.F.C., Ribeiro, M.M.R., 2006. Avaliação por múltiplos critérios e decisores de alternativas de gerenciamento da demanda de água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 11, 37-49.
- Bruschi Jr, W., Salomoni, S.E., Fermino, F.S., Pedrozo, C.S., Schwarzbald, A., Peret, A.C., 1998. Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. *Biociências* 6, 55-66.
- Camargo, M., Isaac, V., 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 17, 113-153.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Gittleman, J.L., Purvis, A., 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 4157-4161.
- Carvalho, Z.L., 2002. Caracterização geoquímica de sedimentos de fundo nas proximidades do distrito de Icoaraci-PA. 2002. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished
- Cervigón, F., 1991. *Los Peces Marinos de Venezuela*. Fundación Científica los Roques, Caracas, pp 425.
- Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibald, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G., Rodriguez, B., 1992. *Guía de Campo*

- de las Especies Comerciales Marinas y de Água Salobres de la Costa Septentrional de Sur America. FAO, Roma, pp 513.
- Coelho, P.A., Porto, M.R., Koenig, M.L., 1980. Biogeografia e bionomia dos crustáceos do litoral equatorial do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* 15, 7-138.
- Corrêa, I.C.S., 2005. Aplicação do diagrama de Pejrup na interpretação da sedimentação e da dinâmica do estuário da baía de Marajó-PA. *Pesquisas em Geociências* 32, 109-118.
- Darwall, W., Vié, J.C., 2005. Identifying important sites for conservation of freshwater biodiversity: extending the species-based approach. *Fisheries Management and Ecology* 12, 287-293.
- Deegan, L.A., Finn, J.T., Ayvazian, S.G., Ryder-Kieer, C.A., Buonaccorsi, J., 1997. Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. *Estuaries* 20, 601-617.
- Egler, W.A., Schwassmann, H.O., 1962. Limnological studies in the Amazon Estuary. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi* 1, 2-25.
- Elliott, M., Mclusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815-827.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.
- Espírito Santo, R.V., Isaac, V.J., Abdon, L.M.S., Martinelli, J.M., Higuchi, H., Saint-Paul, U., 2005. Peixes e Camarões do Litoral Bragantino, Pará-Brasil. *MADAM, Pará*, pp 268.
- Ferreira, C.P., Casatti, L., 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6.1-25.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1980. Manual de Peixes Marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei 2. Universidade de São Paulo, São Paulo, pp 90.
- Flores-Lopes, F., Cetra, M., Malabarba, L.R., 2010. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica* 10, 183-193.
- Fox, N.J., Beckley, L.E., 2005. Priority areas for conservation of Western Australian coastal fishes: a comparison of hotspot, biogeographical and complementarity approaches. *Biological Conservation* 125, 399-410.
- Froese, R., Pauly, D., 2007. Fishbase: World wide web electronic publication. Page, <http://www.fishbase.org>.

- Furtado, L.G., Sousa, M.A.M., 2006. Belém, ocupação humana e uso de recursos no estuário. In: Castro, E. (Ed.), Belém de Águas e Ilhas. UFPA/NAEA, Belém, pp. 161-177.
- Geneletti, D., van Duren, I., 2008. Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. *Landscape and Urban Planning* 85, 97-110.
- Gregório, A.M.S., Mendes, A.C., 2009. Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). *Continental Shelf Research* 29, 609-618.
- Henriques, S., Pais, M.P., Costa, M.J., Cabral, H., 2008. Efficacy of adapted estuarine fish-based multimetric indices as tools for evaluating ecological status of the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1696-1713.
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J., Possingham, H.P., 2011. Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning of fresh waters. *Freshwater Biology* 56, 57-70.
- Isaac, V.J., Espírito Santo, R.V., Nunes, J.L.G., 2008. A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 205-213.
- Kangas, J., Store, R., Leskinen, P., Mehtätalo, L., 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilizing advanced decisionsupport tools. *Forest Ecology and Management* 132, 157-171.
- Keith, P., Le Bail, O.Y., Planquette, P., 2000. Atlas des Poissons d'eau Douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris, pp. 286.
- Krumme, U., Saint-Paul, U., Rosenthal, H., 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal creeks in northern Brazil. *Aquatic Living Resources* 17, 215-229.
- Laffaille, P., Feunteun, E., Fefeuvre, J.C., 2000. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 21, 429-438.
- Le Bail, P.Y., Keith, P., Planquette, P., 2000. Atlas des Poissons d'eau Douce de Guyane. Muséum National D'Histoire Naturelle, Paris. pp. 307.
- López-Rojas, H., Bonilla-Rivero, L., 2000. Anthropogenically induced fish diversity reduction in Lake Valencia Basin, Venezuela. *Biodiversity Conservation* 6, 757-765.
- Loyola, R.D., Kubota, U., Lewinsohn, T., 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13, 389-396.

- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, pp. 179.
- Malczewski, J., 1996. A GIS-based approach to multiple criteria group decision-make. *International Journal of Geographical Information Systems* 10, 955-971.
- Malczewski, J., Jackson, M., 2000. Multicriteria spatial allocation of educational resources: an overview. *Socio-Economic Planning Sciences* 34, 219-235.
- Margalef, R., 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación Pesquera* 3, 99-106.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *General Systems* 3, 36-71.
- Martins, M.L.R., 2000. Os Desafios da Gestão municipal Democrática-Belém 1997-2000- O Desenho da Cidade no Terceiro Milênio. Poles, São Paulo, 112 pp.
- Meir, E., Andelman, S., Possingham, H.P., 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world. *Ecology Letters* 7, 615-622.
- Milliman, J.D., Sunnerhays, C.P., Barretto, H.T., 1975. Oceanography and suspended matter off the Amazon River, February–March 1973. *Journal of Sedimentary Petrology* 45, 189-206.
- Minello, T.J., Able, K.W., Weinstein, M.P., Hays, C., 2003. Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth, and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246, 39-59.
- MMA (Ministério do Meio ambiente), 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras e marinhas. Technical Report, Brasília, unpublished.
- MMA (Ministério do Meio ambiente), 2007. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 301 pp.
- Moilanen, A., Leathwick, J., Elith, J., 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* 53, 577-592.
- Moore, J.L., Balmford, A., Brooks, T., Burgess, N.D., Hansen, L.A., Rahbek, C., Williams, P.H., 2003. Performance of Sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17, 207-218.
- Mourão, K. R. M., Ferreira, V., Lucena Fredou, F. Composition of functional ecological guilds and their usefulness for the classification of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary, Pará, Brazil. (em prep)

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó Estuário Amazônico. *Arquivos de Ciências do Mar* 44, 40-53.
- Pinheiro, R.V.L., 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará (PA). MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Possingham, H., Ball, I., Andelman, S., 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S., Burgman, M. (eds.), *Quantitative Methods for Conservation Biology*. Springer Verlag, New York, pp. 291-305.
- Prost, M.T.R.C., Rabelo, B.V., 1996. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi* 8, 101-121.
- Reese, D.C., Brodeur, R.D., 2006. Identifying and characterizing biological hotspots in the northern California Current. *Deep-Sea Research II* 53, 291-314.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Long, J.S., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 640-643.
- Rosso, S., 1996. Amostragem, Repartição Espacial e Diversidade/Dominância de Comunidades de Costões Rochosos: Uma Abordagem Metodológica. USP, São Paulo, pp. 30.
- Rylands, A.B., Pinto, L.P.S., 1998. Conservação da Biodiversidade na Amazônia Brasileira: Uma Análise do Sistema de Unidades de Conservação. *Cadernos, Rio de Janeiro*, pp. 65.
- Rylands, A.B., Brandon, K., 2005. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade* 1, 27-38.
- Saaty, L.L., 1997. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology* 15, 234-281.
- Schallenberger, B.H., 2010. A atividade pesqueira nas ilhas do entorno de Belém. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.
- Scott, J.M., Csuti, B., Jacobi, J.D., Estes, J.E., 1987. Species richness-a geographic approach to protecting future biological diversity. *BioScience* 37, 782-788.
- Souza Filho, P.W., 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica* 23, 427- 435.

- Stelzenmüller, V., Mynou, F., Martim, P., 2007. Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean Marine Protected Area. *Biological Conservation* 36, 571-583.
- Store, R., Kangas, J., 2001. Integrating spatial multicriteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and Urban Planning* 55, 79-93.
- Store, R., Jokimäki, J., 2003. A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. *Ecological Modelling* 169, 1-15.
- Strecker, A.L., Olden, J.D., Whittier, J.B., Paukert, C.P., 2011. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications* 21, 3002-3013.
- Trevisan, M.L., Silveira, G.L., Cruz, J.C., Cruz, R.C., 2011. Sensibilidade de fatores para valoração do ambiente com o uso de avaliação multicritério e geoprocessamento digital. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 16, 39-48.
- Valente, R.O.A., Vettorazzi, C.A., 2008. Definition of priority areas for forest conservation through the Ordered Weighted Averaging method. *Forest Ecology and Management* 256, 1408-1417.
- Vazzoler, A.E.A., 1996. *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. SBI/EDUEM, São Paulo, pp. 169.
- Venice System, 1958. Symposium on the classification of brackish Waters. *Archives Oceanography and Limnology* 11, 1-248.
- Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., Torres, M.F., Bordalo, A.O., 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon Estuary. *Journal of Fish Biology* 76, 467-486.
- Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., 2012. Measuring the ecological integrity of an industrial district in the Amazon Estuary, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 64, 489-499.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229-250.
- Wood, L.J., Dragicevic, S., 2007. GIS-Based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection. *Biodiversity and Conservation* 16, 2539-2558.
- Yañez-Arancibia, A., 1978. Taxonomia, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. *Universidad Nacional Autónoma de México, México* 2, 1-306.

Zavala-Camin, L.A., 1996. Introdução ao Estudo sobre Alimentação Natural em Peixes. EDUEM, Maringá, pp.129.

1. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo geral deste trabalho foi de identificar áreas prioritárias para a conservação da ictiofauna no estuário Amazônico, utilizando abordagem multicriterial, indicadores da ictiofauna e ambiente SIG como ferramentas capazes de subsidiar a tomada de decisão. Esta proposta foi concebida, diante da grandiosidade do estuário Amazônico, região ainda pouco estudado, no que diz respeito à diversidade de habitat, recursos naturais (fauna e flora) e importância sócio-econômica (COELHO, 1980; BARTHEM, 1985; PROST & RABELO, 1996; CAMARGO & ISAAC, 2001; VIANA et al., 2010).

No entanto, para se determinar quais áreas foram prioritárias para a conservação (capítulo 3), inicialmente fez-se necessário identificar a ictiofauna presente e caracterizar sua composição, padrões de distribuição e forma de uso do habitat sazonal e espacialmente (capítulos 1 e 2) ao longo de três importantes áreas com suas respectivas ilhas adjacentes: a foz do rio Guamá e a ilha do Combu, a baía do Guajará e a ilha das Onças e baía do Marajó e a ilha de Mosqueiro.

A ictiofauna capturada ao longo da área é considerada de alta diversidade (136 espécies, 38 famílias e 12 ordens), com relevante uso do ambiente para alimentação e berçário principalmente. As características da área de estudo em um ambiente fluvial que sofre influência das marés oceânicas (CORDEIRO, 1987; PINHEIRO, 1987) é confirmada pela distribuição espaço temporal da ictiofauna na área de transição entre o ambiente limnico e mesohalino. A riqueza de espécies aumenta no sentido do rio Guamá (55 espécies e salinidade 0,04 a 0,42; PAIVA et al., 2006) em direção à baía do Marajó (95 espécies e salinidade 0,5 a 10; BARTHEM, 1985). Outros índices ecológicos também apontam esta tendência. No sentido limnico-marinho, observou-se que a baía do Guajará possui uma baixa diversidade de espécies (Margalef's (D) e Shannon's (H')), que pode ser reflexo de baixos valores de salinidade e fluxo dos rios (WHITFIELD & HARRISON, 2003), mas também resultado do processo de degradação ambiental da mesma (RIBEIRO, 2004;

GONÇALVES et al., 2006; GREGÓRIO e MENDES, 2009; VIANA et al., 2010) em função da ocupação desordenada de sua margem.

Este gradiente também foi observado através da abordagem das guildas ecológicas que permitiu detectar a distribuição e dominância de espécies ocasionais de água doce no rio Guamá e baía do Guajará e estuarinas na baía do Marajó. Sazonalmente, as modificações foram mais evidentes, pois no verão além das estuarinas foram também dominantes espécies marinhas (migrantes e ocasionais) na Baía do Marajó.

Na baía do Marajó, conhecidamente rica em termos de nutrientes (MILLIMANN et al., 1975) é uma área onde foram registradas elevada abundância relativa da ictiofauna (canal principal), confirmando que a área não somente é produtiva em relação à ictiofauna de uma maneira geral, mas como importante zona de pesca comercial (OLIVEIRA e LUCENA FRÉDOU, 2011).

Todas as informações das áreas de estudos abordadas nos capítulos 1 e 2 foram utilizados como critérios que serviram de base para a definição dos indicadores e finalmente a determinação do índice de prioridade de conservação da ictiofauna, mostrados a partir de cenários ecológicos e econômicos. O uso do sistema de informação geográfica (SIG) foi adotado para integralizar os dados e identificar espacialmente as áreas destinadas à conservação.

Os indicadores Diversidade do Ambiente (DA), Uso do Habitat (UH), Qualidade do Ambiente (QA) e Abundância relativa (CPUE) mostraram prioridades média e alta de conservação, em função das boas referências ecológicas que área de estudo ainda apresenta. Embora a Baía do Guajará esteja mostrando reflexos da degradação ambiental, possivelmente relacionados com os baixos índices de diversidade, os demais indicadores ecológicos mostram que a área ainda apresenta características positivas e medidas de contenção imediatas dos impactos devem ser seriamente consideradas. Contrariamente, o indicador relação com a pesca (RP) mostrou que as prioridades de conservação consideradas média e alta, ocorreram pelo fato que algumas espécies de importância comercial que já se encontram na

lista de espécies sobre-exploradas ou ameaçadas de sobre-exploração (Instrução Normativa Nº 5 / 2004).

Os mapas de prioridades com cenários ecológicos e econômicos utilizados como subsídios para a tomada de decisão, confirmam a avaliação rigorosa das prioridades mostradas pelos indicadores. Os cenários apresentaram prioridades média, alta e/ou muito alta de conservação em todas as áreas, com maior evidência, entretanto para a baía de Marajó, no período seco, na qual a farta oferta de alimento, concentração de muitas espécies em uma menor porção de água destacam a importância desta área sob o ponto de vista biológico e econômico.

As três áreas pesquisadas neste estudo apresentam heterogeneidade de fatores entre si (diversidade, alteração da salinidade, aporte de água doce e sedimento, influências de processos antropogênicos e zonas de pesca), neste sentido as mesmas não podem ser consideradas como um único ambiente. Medidas de conservação para esta porção do estuário Amazônico devem levar em consideração as especificidades e urgências de cada área.

A metodologia adotada, única para esta região, com abordagem de dados quase que exclusivos sobre parâmetros da ictiofauna coletados em campo, foi eficaz e oferece uma ampla discussão científica através das diferentes respostas apontadas pelos mapas de cenários. O mapeamento da área e a espacialização dos indicadores e prioridades utilizando SIG, com dados da ictiofauna levantados em campo, foram bastante precisos e gerados com grande agilidade.

Esta metodologia pode ser replicada para outras regiões, entretanto, devem ser considerados os devidos ajustes e adaptações à área de estudo e aos objetivos pretendidos.

2. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICA

Barthem, R., 1985. Ocorrência, distribuição e biologia dos peixes da Baía do Marajó, Estuário Amazônico. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi 6,15-28.

Camargo, M., Isaac, V., 2001. Os peixes estuarinos da região Norte do Brasil: Lista de espécies e considerações sobre sua distribuição geográfica. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi 17, 113-153.

Coelho, P.A., Porto, M.R., Koenig, M.L., 1980. Biogeografia e bionomia dos crustáceos do litoral equatorial do Brasil. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco 15, 7-138.

Cordeiro, C.A., 1987. Estudo da salinização no estuário do rio Pará no trecho Belém – Mosqueiro. MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.

Gonçalves, F.D., Souza Filho, P.W.M., Miranda, F.P., Paradella, W.R., 2006. Técnicas automáticas para geração de mapas de índices de sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo na Baía de Guajará, Belém-PA. Revista Brasileira de Cartografia 58, 255-262.

Gregório, A.M.S., Mendes, A.C., 2009, Characterization of sedimentary deposits at the confluence of two tributaries of the Pará River Estuary (Guajará Bay, Amazon). Continental Shelf Research 29, 609-618.

Milliman, J.D., Sunnerhays, C.P., Barretto, H.T., 1975. Oceanography and suspended matter off the Amazon River, February–March 1973. Journal of Sedimentary Petrology 45, 189-206.

Oliveira, D.M., Lucena Frédou, F.L., 2011. Caracterização e dinâmica espaço-temporal da atividade pesqueira na baía de Marajó Estuário Amazônico. Arquivos de Ciências do Mar 44, 40-53.

Paiva, R.S., Eskinazi-Leça, E., Passavante, J.Z.O., Silva-Cunha, M.G.G., Melo, N.F.A.C., 2006. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi 2, 133-146.

Pinheiro, R.V.L., 1987. Estudo hidrodinâmico e sedimentológico do estuário Guajará (PA). MSc. Thesis, Federal Univ. Pará, Brazil, unpublished.

Prost, M.T.R.C., Rabelo, B.V., 1996. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi 8, 101-121.

Ribeiro, K.T.S., 2004. Água e Saúde Humana em Belém. Cejup, Belém, pp. 280.

Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., Torres, M.F., Bordalo, A.O., 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon Estuary. *Journal of Fish Biology* 76, 467-486.

Whitfield, A.K., Harrison, T.D., 2003. River flow and fish abundance in a South African estuary. *Journal of Fish Biology* 62, 1467-1472.