

Impacto da degradação ambiental sobre a caracterização da ictiofauna do estuário do Rio Paraíba (Nordeste do Brasil)

Ticiano Vanderlei de Siqueira Alves

ticiano.alves@ifpb.edu.br

RESUMO

A industrialização é um agente indutor do crescimento urbano, que, realizado de forma desordenada, provoca a ocupação indevida do solo, trazendo consequências às áreas de preservação. As implicações produzidas pela ocupação indevida das margens dos cursos d'água produzem como resultados principais: a abreviação dos processos de erosão, o assoreamento dos rios, a deterioração da qualidade da água e a redução da biodiversidade aquática e terrestre local. O presente trabalho visou analisar, preliminarmente, no estuário do Rio Paraíba, o impacto da degradação das Áreas de Preservação Permanente na estruturação da ictiofauna, por intermédio do estudo comparativo entre duas margens equivalentes e em estados distintos de preservação. Utilizando-se de 320 metros de redes de emalhar em cada uma das margens, realizaram-se as coletas para a caracterização da composição íctica local. Por meio de índices ecológicos, como abundância, riqueza, similaridade, entre outros, foi possível distinguir a ictiofauna das duas margens. Supõe-se que o bom estado de conservação da vegetação de mangue da margem não degradada proporciona, às diversas espécies de peixes, um ambiente complexo, rico em alimentos e abrigos. Recomenda-se que este estudo seja realizado no período de um ano, levando em consideração as alterações sazonais dos parâmetros ambientais.

Palavras-chave: Degradação das APP. Manguezal. Diversidade íctica. Índices ecológicos. Crescimentos populacional e urbano.

ABSTRACT

Industrialization is an inducer of urban growth, which conducted in a disorderly manner causes undue occupation of the soil, bringing consequences to the preservation areas. The implications produced by improper occupation in the margins of watercourses produce as main results: the abbreviation of erosion, siltation of rivers, deterioration of water quality and the reduction of water and terrestrial biodiversity. This study analyzed preliminarily in the estuary of the river Paraíba the impact of degradation of Permanent Preservation Areas in the structure of fish populations, through the comparative study between two equivalent riverside and in different states of preservation. Using 320 meters of gillnets in each of the riverside held collections for the characterization of the local ichthyic composition. Through ecological indices such as abundance, richness, similarity, among others, it was possible to distinguish the fish fauna of the two sides. It is assumed that the good state of conservation of mangrove vegetation not degraded margin provides, the various species of fish, an environment complex, rich in food and shelter. It is recommended that this study will be conducted in the period of one year, taking into account seasonal changes in environmental parameters.

Keywords: Degradation of APP. Mangrove. Ichthyic diversity. Ecological indices. Population growth and urban.

1 Introdução

A industrialização vem atuando como um agente catalisador do crescimento urbano, que não tem transcorrido de forma planejada e sustentável (ANDRADE; SANQUETTA; UGAYA, 2005). A instalação de grandes indústrias e as obras de infraestrutura (portos, refinarias e outras) têm conduzido a um “boom” populacional, gerado não só pelo deslocamento de cidadãos de outros centros urbanos mas também de zonas rurais, que vêm em busca de melhoria da qualidade de vida. As regiões rurais também são afetadas, pois há a necessidade de maior produção de alimento e de combustível para fomentar o crescimento urbano. Este desenvolvimento desordenado provoca a ocupação indevida do solo, trazendo consequências às áreas de preservação (NAIMAN, DÉCHAMPS, FOURNIER, 1989; NAIMAN, DÉCHAMPS, 1990).

Segundo Roy e Tomar (2001), as interferências antrópicas no ambiente natural acarretam distorções na composição e distribuição da vegetação, no tempo e no espaço. Consequentemente, as modificações produzidas pela ocupação indevida das margens dos cursos d’água produzem, como resultados principais: a aceleração dos processos de erosão, o assoreamento dos rios, a deterioração da qualidade da água e a redução da biodiversidade aquática e terrestre local (ANDRADE, SANQUETTA, UGAYA, 2005; SANTOS, CARDOSO, 2007). A habilidade da área de preservação ciliar em reter sedimentos é inversamente proporcional ao seu grau de deterioração. Em outras palavras, o aumento da degradação provocará um arrefecimento da sua capacidade de reduzir a velocidade de transporte de partículas, levando às consequências supracitadas (WANG; YIN; SHAN, 2005).

Entende-se por Áreas de Preservação Permanente aquelas que, independente de sua cobertura vegetal, possuem papel ambiental primordial na conservação dos recursos hídricos, da paisagem, da estabilidade geológica, do fluxo gênico de fauna e flora, da proteção do solo e do bem-estar das populações humanas (MEDEIROS; SCHAFFER, 2009).

Na última década, diversos trabalhos científicos foram realizados visando qualificar, quantificar e dimensionar os efeitos da degradação de áreas de preservação permanente às margens de cursos d’água (mata ciliar e manguezal). Fontes (2002) associou a erosão das margens a impactos ambientais a jusante de grandes barragens; Micheli e Kirchner (2002) avaliaram os efeitos da vegetação ciliar na erosão das margens de córregos; Mckergon *et al.* (2003) com-

pararam o transporte de sedimentos e nutrientes de uma microbacia agrícola antes e depois do manejo da mata ciliar; Holanda *et al.* (2005) estudaram os efeitos da erosão sobre a vegetação ciliar na margem do baixo São Francisco; Oliveira *et al.* (2010) analisaram a capacidade de retenção de sedimentos pela vegetação ripária, por meio da caracterização morfológica e físico-química do solo. Assim como estes, tantos outros trabalhos têm tratado de diversos temas relativos aos impactos da deterioração da mata ciliar e do manguezal, porém poucos estudaram as perturbações diretas causadas às comunidades aquáticas, mais especificamente de peixes.

Sendo assim, o presente trabalho visou analisar o impacto da degradação das Áreas de Preservação Permanente sobre a composição da ictiofauna, utilizando estudo comparativo entre duas margens com estados distintos de preservação. Para a realização da pesquisa, foi escolhido o estuário do Rio Paraíba, pela sua importância ecológica e econômica para a região da grande João Pessoa.

2 Material e métodos

A região de estudo (entre as coordenadas 034°50’39,76”W a 034°51’8,52”W e 07°0’16,72”S a 07°0’30,33”S) está localizada no estuário do Rio Paraíba (Bacia do Baixo Rio Paraíba), na altura da cidade de Cabedelo, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Nesta área, encontra-se a Ilha da Restinga, cujos impactos gerados pela ação antrópica são reflexos de mais de 400 anos de exploração. Na margem oposta à ilha, mais precisamente na margem direita do Rio Paraíba, encontra-se a Reserva Florestal de Cabedelo.

A área de estudo se caracteriza por possuir duas margens originalmente equivalentes, contudo a margem leste da Ilha da Restinga é marcada pela degradação de seu manguezal, hoje ocupada inclusive por algumas espécies exóticas à região. Moradores mais antigos da região afirmaram que a Ilha da Restinga era cercada por vegetação de mangue nas porções mais baixas, que estão em contato direto com a água do estuário. Em contrapartida, a margem direita do Rio Paraíba é caracterizada pela conservação de sua vegetação de mangue.

2.1 Métodos de amostragem e análise da ictiofauna

Os peixes foram coletados com redes de emalhar, durante um período de 24 horas. A rede de emalhar é um apetrecho de pesca passivo – o peixe se prende à malha em virtude do formato, tamanho e movimento do corpo. Durante o período experimental, houve duas marés de enchente e duas de vazante. Cada uma delas teve um intervalo semelhante ao período aconselhável para o recolhimento das redes de emalhar, o que objetivou reduzir a predação sobre os peixes capturados. Sendo assim, a cada seis horas os peixes capturados foram retirados e a rede lançada novamente, o que totalizou quatro coletas para cada margem.

Foram utilizadas três redes de aproximadamente 106 m de comprimento cada uma, 2 m de altura e de malhas diferentes (12, 40 e 45 mm), totalizando 320 m de redes para cada margem. As três diferentes redes foram unidas em suas extremidades e posicionadas paralelamente à margem. As redes ficavam a uma distância de 10 a 15 m da margem. A distância dependia da maré: quando estava alta, a rede ficava a 10 m da margem; quando se encontrava baixa, ficava disposta a 15 m.

Os peixes coletados foram colocados em sacos plásticos previamente etiquetados, com identificação da margem (degradada ou não degradada) e da maré (baixa e alta). Posteriormente, foram armazenados em caixa térmica com gelo.

No laboratório, os peixes foram identificados até o nível taxonômico de gênero ou espécie, com base nas chaves dicotômicas dos seguintes autores: Fisher (1978); Figueiredo e Menezes (1978, 1980); Menezes e Figueiredo (1980, 1985); Figueiredo e Menezes (2000); Carpenter (2002); Froese e Pauly (2010).

As informações complementares das espécies capturadas referentes à distribuição, à ecologia e aos hábitos alimentares foram obtidas por meio do Fishbase (2011).

2.2 Análises da ictiofauna

Para as análises da comunidade de peixes das margens degradadas e não degradadas, foram utilizados 12 índices ecológicos, que contribuíram para interpretação dos dados provenientes das capturas.

a) Densidade absoluta

A densidade absoluta (D_{ab}) diz respeito ao número de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área (m^2). Utilizou-se a seguinte fórmula para a obtenção de seus valores (CURTIS; McINTOSH, 1950):

$$D_{ab} = \frac{\text{Número de indivíduos da espécie}}{\text{Área de atuação das redes (m}^2\text{)}} \quad (1)$$

O valor obtido com a multiplicação do comprimento das redes (320 m) para cada margem e o comprimento de 30 m da margem para o leito do rio (considerada a área de atuação das redes de emalhar) foi de 9.600 m^2 .

b) Densidade relativa

A Densidade Relativa (DR) é representada como a densidade absoluta de uma espécie, em relação à soma total das densidades absolutas de todas as espécies encontradas em uma margem determinada, em porcentagem (CURTIS; McINTOSH, 1950):

$$DR = \frac{D_{ab} \text{ da espécie}}{\sum D_{ab} \text{ de todas as espécies da margem}} \times 100 \quad (2)$$

c) Dominância relativa

A Dominância relativa (D_m) designa a relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie e o número de indivíduos de todas as espécies encontradas em uma determinada margem, em porcentagem (ROSSO, 1996):

$$Dm_A = \frac{N_A}{N_A + N_B + N_C + \dots \dots \dots N_N} \times 100 \quad (3)$$

Em que:

Dm_A = dominância da sp A;

$N_A, N_B, N_C, \dots, N_N$ = número de indivíduos de espécie A, B, C... N.

d) Índice Biológico

O Índice Biológico (IB) é o resultado da soma das classes (pontos) ocupadas por uma espécie em todas as coletas efetuadas na margem. A classe de uma espécie em uma dada coleta se estabelece em função de sua dominância (GOMES, 2004).

O método consiste em: atribuir o valor de cinco pontos à espécie, cuja dominância relativa é maior na coleta; atribuir o valor de quatro pontos à segunda espécie em valor de dominância relativa; à terceira se atribuem três pontos; à quarta dois pontos; à quinta um ponto; e as demais não recebem pontos. Os pontos obtidos por cada espécie em todas as coletas são somados e seu resultado corresponde ao Índice Biológico (IB) da espécie da margem em questão.

Os valores obtidos foram interpretados usando-se os seguintes critérios:

- As cinco primeiras espécies com maior valor do Índice Biológico (IB) são denominadas Preferentes (P);
- As espécies classificadas na margem, após as 5 primeiras de maior IB, são denominadas Acompanhantes (Ac);
- As espécies desprovidas de IB são Acessórias (A);
- As espécies encontradas somente em uma coleta são chamadas de Características (C);
- Em caso de, na soma dos pontos, acontecer empate, deve-se levar em consideração o valor da Densidade absoluta (Dab).

e) Frequência absoluta

A Frequência absoluta (F_{ab}) aborda a relação entre o número de vezes que uma determinada espécie é encontrada em uma estação (margens degradada ou não degradada) e o número total de coletas na estação (CETESB, 1978),

$$F_{ab_A} = \frac{P_A}{P} \times 100 \quad (4)$$

Em que:

F_{ab_A} = frequência da espécie A;

P_A = número de coletas nas quais a sp A aparece;

P = número total de coletas.

Os valores obtidos com a frequência foram interpretados da seguinte maneira:

- $F > 70\%$ – Muito frequente (MF)
- $40\% < F < 70\%$ – Frequente (F)
- $10\% < F < 40\%$ – Pouco frequente (P)
- $F < 10\%$ – Esporádico (E)

f) Frequência relativa

A Frequência relativa (Fr) foi expressa como a frequência absoluta de uma espécie em relação à soma total das frequências absolutas de todas as espécies encontradas numa margem determinada, em porcentagem (CHAPMAN, 1976):

$$Fr = \frac{Fab \text{ da espécie}}{\sum Fab \text{ de todas as espécies da margem}} \times 100 \quad (5)$$

g) Índice de Valor de Importância

O Índice de Valor de Importância (IVI) foi obtido utilizando-se a somatória dos valores relativos de densidade, frequência e dominância de cada espécie. O IVI é um valor que fornece a estrutura das comunidades por meio da caracterização da importância de cada espécie para a ictiofauna da margem (LAMPRECHT, 1990). Dessa maneira, quanto maiores forem os valores obtidos com a frequência, a densidade e a dominância, mais distinta é a espécie na comunidade em questão (LIMA-FILHO, 1996):

$$IVI = Fr + Dm + DR \quad (6)$$

h) Critérios Abundante e ou Dominante

Uma espécie é considerada abundante quando apresenta densidade absoluta maior do que a densidade relativa média da margem, e é considerada dominante quando a Dominância relativa da espécie (D_m) for acima de 50% (LOBO; LEIGHTON, 1986).

i) Riqueza de espécies

A riqueza de espécies corresponde ao número total de espécies (S) coletadas em uma margem (estação).

Este índice serve de parâmetro para o cálculo da diversidade máxima (H' máxima), que será descrita mais adiante.

j) Índice de diversidade

O índice de diversidade traduz a relação entre o número de espécies e o número de indivíduos de cada espécie presentes na margem, sendo expressa em bit/indivíduo (SHANNON-WIENER, 1949):

$$H' = 3,3219 \left[\log_{10} N - 1/N \left(\sum ni \log_{10} ni \right) \right] \quad (7)$$

Em que:

H' é o índice de diversidade;

N é o número total de indivíduos de todas as espécies;

ni é o número de indivíduos da espécie i.

k) Equitabilidade

A equitabilidade apresenta a forma como o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, informando se as diferentes espécies possuem abundância semelhante ou divergente.

A equitabilidade foi expressa pelo Índice de Pielou:

$$J' = \frac{H'(\text{observado})}{H'(\text{máximo})} \quad (8)$$

Em que

J' é a equitabilidade;

H' é o índice de Shannon -Weaver (1949);

H'máximo é a diversidade máxima possível, considerando que todas as espécies apresentem a mesma abundância.

$$H'(\text{máximo}) = \log S \quad (9)$$

Sendo:

S = o número total de espécies.

Os dados obtidos por meio do cálculo da Equitabilidade foram interpretados usando os seguintes critérios:

- 0 = mínima uniformidade e máximo de dominância;
- 1 = distribuição mais uniforme, sem nenhuma dominância.

Sendo assim, quanto mais próximo de zero o valor de J' estiver menos uniforme será a distribuição das espécies na margem (alta dominância e baixa equitabilidade), e quanto mais próximo de um mais uniforme será (alta equitabilidade e baixa dominância).

L) Índice de similaridade

O índice de similaridade indica a semelhança existente entre as duas margens estudadas no que diz respeito à riqueza de espécies (SORENSEN, 1948):

$$Sm = \frac{2c}{a+b} \times 100 \quad (10)$$

Em que:

c é o número de espécies comuns às margens degradada e não degradada;

a é o número de espécies presentes na margem degradada;

b é o número de espécies presentes na margem não degradada.

O coeficiente será igual a 100 (cem) quando as duas margens forem compostas pelas mesmas espécies, e igual a 0 (zero) quando duas comunidades apresentam espécies inteiramente diferentes.

3 Resultados

Foram capturados 506 indivíduos nas duas margens estudadas do estuário do Rio Paraíba, distribuídos em 28 espécies, pertencentes a 15 famílias e 07 ordens.

Classe Osteichthyes

Ordem Atheriniformes

Família Atherinopsidae

Atherinella brasiliensis

Ordem Beloniformes

Família Belonidae

Strongylura marina

Strongylura notata notata

Ordem Clupeiformes

Família Engraulidae

Anchoa januaria

Anchoviella sp.

Lycengraulis grossidens

Família Clupeidae

Opisthonema oglinum

Ordem Perciformes
 Família Sparidae
Archosargus probatocephalus
 Família Carangidae
Caranx crysos
Caranx sp. 2
Chloroscombrus chrysurus
Oligoplites palometa
Oligoplites saliens
 Família Ehippidae
Chaetodipterus faber
 Família Haemulidae
Pomadasys corvinaeformis
 Família Lutjanidae
Lutjanus sp.
 Família Polynemidae
Polydactylus virginicus
 Família Sciaenidae
Cynoscion sp.
Larimus sp.
Menticirrhus littoralis
Menticirrhus americanus

Ordem Pleuronectiformes
 Família Achiridae
Achirus lineatus
 Família Cynoglossidae
Symphurus plagusia

Ordem Siluriformes
 Família Ariidae
Arius sp. 1
Arius sp. 2
Notarius grandicassis
Selenaspis sp.

Ordem Tetraodontiformes
 Família Tetraodontidae
Colomesus psitacus

A família Carangidae destacou-se por apresentar maior número de espécies nas duas margens estudadas (5). Outras famílias também apresentaram um número considerável de espécies, entre estas Ariidae (4 espécies), Sciaenidae (4 espécies), Engraulidae (3 espécies) e Belonidae (2 espécies). As demais famílias foram representadas por apenas uma espécie.

Apesar de ter sido registrada apenas uma espécie para a família Atherinopsidae, esta, em se tratando de número de indivíduos, ficou em segundo lugar,

abaixo apenas do grande destaque: a Engraulidae, com 426 indivíduos (84,19%). As famílias Ariidae e Carangidae também se destacaram no parâmetro número de indivíduos, apresentando respectivamente 17 e 10 indivíduos.

Conforme observado na Tabela 1, a espécie com maior número de indivíduos capturados foi *Anchoviella sp.*, com 423 indivíduos de um total de 506, o que corresponde a 83,50%. Em relação às demais espécies, as que tiveram maior relevância foram *Atherinella brasiliensis* (27 indivíduos), *Arius sp. 1* (7 indivíduos), *Opisthonema oglinum* (7 indivíduos) e *Oligoplites palometa* (6 indivíduos), porém a soma das representações destas espécies não atinge 10%, e o total de indivíduos das outras 23 espécies chega a apenas 36, representando 7,20%. Vale salientar que, das 28 espécies identificadas, 15 delas tiveram apenas um indivíduo capturado.

3.1 Comunidade íctica capturada na margem degradada

Na margem degradada foram capturados 39 indivíduos, distribuídos em 9 espécies, pertencentes a 7 famílias (Ehippidae, Sciaenidae, Haemulidae, Clupeidae, Carangidae, Engraulidae e Ariidae). A Ariidae e a Carangidae obtiveram o maior número de espécies, 22% cada uma. Já as demais tiveram a mesma representatividade, 11%. No que diz respeito ao número de indivíduos, a Engraulidae atingiu 72%, estando todas as demais famílias abaixo de 10%.

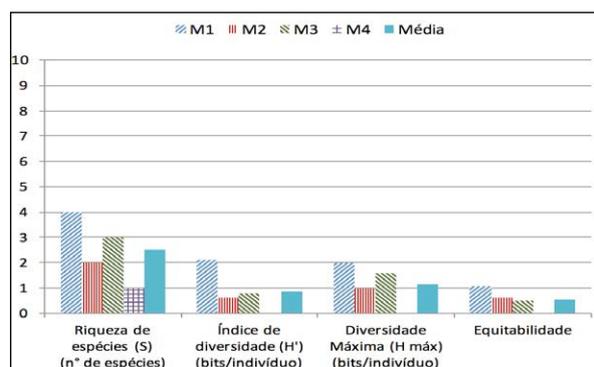
Entre as nove espécies capturadas na margem degradada, a que obteve maior destaque foi a *Anchoviella sp.* com 71,79% da representatividade, seguida de *Opisthonema oglinum* com 7,69%, *Pomadasys corvinaeformis* com 5,13% e as demais com 2,56% cada uma. Nas coletas, os maiores valores de dominância relativa foram obtidos em M2 e M3, com maior relevância de *Anchoviella sp.* Na coleta M1, a maior dominância relativa foi para a espécie *Pomadasys corvinaeformis* com 40%, e na coleta M4 houve apenas um único indivíduo coletado: *Menticirrhus littoralis*. Entre todas as coletas, a maior captura foi realizada na M2, com 20 indivíduos capturados (Tabela 2).

Considerando os dados apresentados na Figura 1, no que diz respeito à riqueza das espécies (S) na margem degradada, as coletas apresentaram valores distintos, porém com baixa variabilidade entre eles. A M1 obteve o maior número de espécies, com quatro táxons, sendo seguida por M3 (3 espécies), M2 (2 es-

pécies) e M4 (1 espécie). A média deste índice ficou em 2,5 espécies por coleta.

O índice de diversidade variou de 0 (zero) a 2,12 bits/indivíduo, tendo a coleta M1 o maior valor, e a M4 o menor valor registrado. As coletas M2 e M3 obtiveram 0,61 bits/indivíduo e 0,77 bits/indivíduo, respectivamente. A média ficou igual a 0,88 bits/indivíduo.

Figura 1 – Índices ecológicos por coleta e média da margem degradada



Ainda na Figura 1, levando em consideração que todas as espécies tenham a mesma abundância, obtém-se a diversidade máxima. Neste índice, o maior valor foi encontrado na coleta M1 (2 bits/indivíduo), seguido posteriormente por M3 (1,58 bits/indivíduo) e M2 (1 bit/indivíduo). A coleta M4 não obteve qualquer valor; a média ficou em 1,15 bits/indivíduo.

Para a equitabilidade, os valores das coletas M1 e M2 estiveram acima da média (0,5397), alcançando dessa maneira 1,06 e 0,61, respectivamente. A coleta M4 obteve índice zero.

Em se tratando do Índice Biológico (IB), apenas a *Anchoviella* sp. foi classificada como Preferente (P), sendo todas as demais espécies classificadas como Característica (C). A Frequência absoluta (Fab) foi maior para *Anchoviella* sp., que esteve presente em 50% das coletas, enquanto as outras espécies estiveram presentes em uma única coleta (25%).

Com relação aos critérios descritos por Lobo e Leighton (1986), apenas a *Anchoviella* sp. atendeu às duas condições, sendo classificada como abundante e dominante.

No caso da margem degradada (Tabela 3), três espécies se destacaram no Índice de Valor de Importância (IVI): *Anchoviella* sp., *Opisthonema oglinum* e *Pomadasys corvinaeformis*, porém, destas três, a *Anchoviella* sp. obteve maior destaque, sendo aproximadamente seis vezes maior que a *Opisthonema*

oglinum, a qual obteve o segundo maior valor. As demais espécies alcançaram o mesmo valor, sendo este de 15,13.

3.2 Comunidade íctica capturada na margem não degradada

Na margem não degradada foram capturados 467 indivíduos, divididos em 24 espécies pertencentes a 14 famílias (Achiridae, Atherinopsidae, Clupeidae, Cynoglossidae, Ephippidae, Lutjanidae, Polynemidae, Sparidae, Tetraodontidae, Belonidae, Carangidae, Engraulidae, Sciaenidae e Ariidae). Ariidae (17%), Sciaenidae (13%), Engraulidae (13%), Carangidae (13%) e Belonidae (8%) juntas contribuíram com 64% do número total de espécies amostradas. Cabe mencionar que nove famílias apresentaram apenas uma espécie cada uma, representando, juntas, 36% do total de espécies registradas.

Levando em consideração o número de indivíduos capturados, 85,4% concentram-se em apenas uma família, sendo a Engraulidae a mais abundante (399 indivíduos), seguida de Atherinopsidae (5,8%), Ariidae (3,0%) e Carangidae (1,7%). As demais famílias não atingiram 1% da representatividade em número de indivíduos.

Na margem não degradada, foram capturados representantes de 24 espécies. Destas, se sobressaíram: *Anchoviella* sp. com 396 indivíduos (84,80%); *Atherinella brasiliensis* com 27 indivíduos (5,78%); *Arius* sp. 1 e *Oligoplites palometa*, ambos com 6 indivíduos (1,28%); *Opisthonema oglinum* com 4 indivíduos (0,96%); *Selenaspis* sp. e *Achirus lineatus*, ambos com três indivíduos (0,64%); e *Notarius grandicassis*, *Strongylura notata notata* e *Anchoa januaria* com dois indivíduos (0,43%) cada uma. As demais espécies tiveram apenas um indivíduo capturado. As maiores capturas de peixes foram nas coletas M3, com 318 indivíduos, e M2, com 131 indivíduos.

Com relação à dominância relativa (Tabela 4), na coleta M1 houve equilíbrio, com diferença de apenas 10% entre a máxima (*Notarius grandicassis*, 20%) e a mínima (todas as demais espécies com o mesmo valor, 10%) dos peixes capturados. Já nas coletas M2 e M3, houve grandes amplitudes, que foram de 67,18% e 95,6%, respectivamente. Nestas duas coletas, o destaque foi *Anchoviella* sp., com 67,94% na M2 e 95,91% na M3. Na coleta M2, *Atherinella brasiliensis* obteve 20,61% da dominância relativa. A coleta M4 foi marcada pela dominância relativa de *Anchoviella* sp. e *Arius* sp. 2, ambas com 25%.

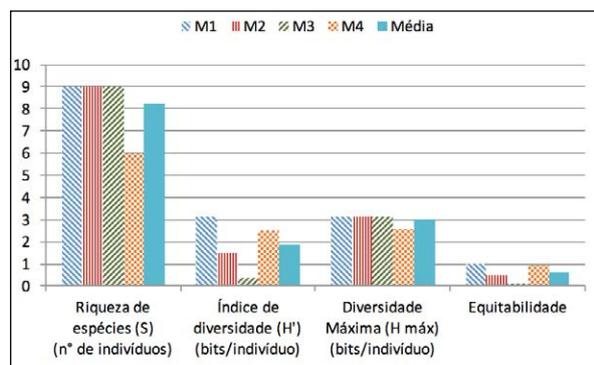
Levando em consideração o Índice Biológico (IB), seis das 24 espécies capturadas nesta margem (Tabela 5) apresentaram o critério Preferente (P), sendo elas: *Anchoviella* sp., *Oligoplites palometa*, *Arius* sp. 1, *Selenaspis* sp., *Arius* sp. 2 e *Achirus lineatus*. A espécie *Strongylura notata notata* foi a única classificada como acompanhante, as demais se encaixaram no critério Característica. As espécies classificadas como Preferente e Acompanhante em IB, com exceção de *Anchoviella* sp., obtiveram 50% de Frequência absoluta (Fab). Já *Anchoviella* sp. apareceu em 75% das coletas. As outras espécies foram capturadas apenas uma única vez (Fab = 25%).

Em se tratando dos critérios descritos por Lobo e Leighton (1986), novamente a *Anchoviella* sp. foi classificada como abundante e dominante.

O maior Índice de Valor de Importância (IVI) da Margem Não Degradada foi registrado para *Anchoviella* sp. (178,68). Outras espécies que se sobressaíram, em ordem decrescente, foram: *Atherinella brasiliensis* (14,59), *Oligoplites palometa* (11,66), *Arius* sp. 1 (8,63), *Selenaspis* sp. (7,35), *Achirus lineatus* (7,35), *Arius* sp. 2 (7,35) e *Strongylura notata notata* (6,92).

De acordo com os dados apresentados na Figura 2, é possível observar que há igualdade entre os valores da riqueza de espécies nas coletas M1, M2 e M3. A coleta M4 possui o menor valor do presente índice, sendo a única coleta a ficar abaixo da média (8,25 espécies), alcançando 6 espécies.

Figura 2 – Índices ecológicos por coleta e média da margem não degradada



O índice de diversidade (H') teve o seu menor valor na coleta M3 (0,36 bits/indivíduo), sendo seguido por M2 (1,50 bits/indivíduo). Os índices de M4 (2,50 bits/indivíduo) e M1 (3,12 bits/indivíduo) estiveram acima da média (1,87 bits/indivíduo). Já para a diver-

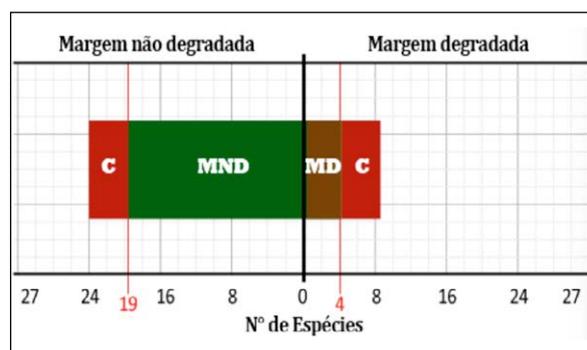
sidade máxima (H máx), os índices alcançados em M1, M2 e M3 foram os mesmos, sendo de 3,17 bits/indivíduo. A coleta M4 atingiu 2,59 bits/indivíduo e a média foi de 3,02 bits/indivíduo.

A equitabilidade apresentou valores aproximados para M1 (0,99) e M4 (0,97). A coleta M2 registrou 0,47 e a média ficou em 0,64. Já M3 obteve o menor valor, ficando ligeiramente acima do zero, alcançando 0,11.

3.3 Comparação das comunidades ícticas da Margem Degradada (MD) e da Margem Não Degradada (MND)

As margens estudadas tiveram diferentes contribuições quanto à riqueza das espécies. Enquanto na Margem Degradada foram registradas nove espécies, na Margem Não Degradada (MND) foram coletadas 24 espécies. Vale salientar que, do total de espécies capturadas na Margem Não Degradada, 19 espécies não foram encontradas na Margem Degradada. Em contrapartida, das espécies identificadas na Margem Degradada, quatro não foram capturadas na Margem Não Degradada, portanto, a semelhança entre as duas margens está nas cinco espécies encontradas em ambas (Figura 3).

Figura 3 – Gráfico de similaridade das espécies. C = número de espécies em comum; MND = espécies capturadas apenas na Margem Não Degradada; MD = espécies capturadas apenas na Margem Degradada

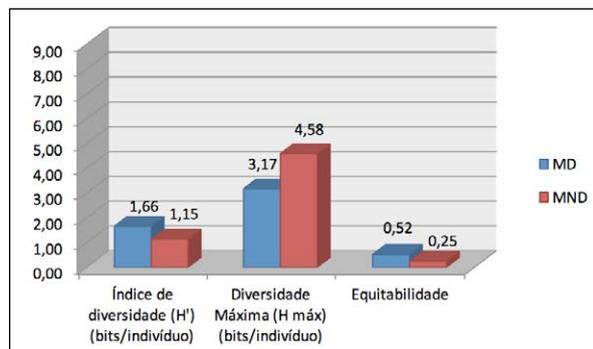


Levando em consideração a Figura 3 e os dados obtidos pelo cálculo do índice de similaridade, é possível afirmar que as Margens Degradada e Não Degradada possuem apenas 30% de similaridade.

De acordo com os dados da Figura 4, é possível observar que o índice de diversidade (H') da Margem Degradada é maior que o índice de diversidade da

Margem Não Degradada, porém, ao observar a diversidade máxima, calculada levando-se em consideração a igualdade das abundâncias entre as espécies, constata-se que as barras alcançam patamares inversos.

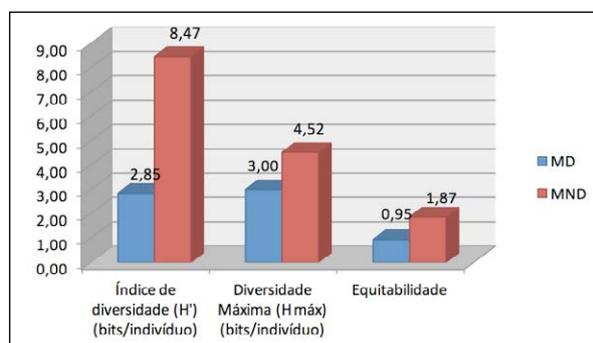
Figura 4 – Comparação dos índices de diversidade (H'), diversidade máxima (H máxima) e equitabilidade entre as margens estudadas



A equitabilidade sugere um maior equilíbrio entre abundância e uniformidade na Margem Degradada. Já a Margem Não Degradada possui uma menor equitabilidade e uma maior dominância.

A Figura 5 apresenta os mesmos parâmetros ecológicos, porém é retirada dos dados a *Anchoviella* sp. para as duas margens, possibilitando uma melhor visualização desses valores.

Figura 5 – Índice de diversidade (H'), Diversidade Máxima (H máxima) e Equitabilidade por margem estudada, retirando dos dados o fator destoante, a espécie **Anchoviella** sp



O índice de diversidade (H') da Margem Não Degradada atingiu um valor quase três vezes superior ao índice na Margem Degradada. Considerando a diversidade máxima (H máxima) e comparando-a com

a Figura 5, é possível ver que houve apenas pequenas alterações para as duas margens, uma vez que esse parâmetro ignora as diferenças de abundância. A Margem Não Degradada ultrapassou o limite de elevada uniformidade, possuindo, portanto, uma baixa dominância de espécies. O mesmo não ocorreu com a Margem Degradada, que apenas se aproximou do critério de maior uniformidade.

4 Discussão

A família Ariidae teve presença marcante nas duas margens, em se tratando do número de espécies. É um agrupamento taxonômico amplamente distribuído, como foi afirmado por Andreatta *et al.* (1990), Brum *et al.* (1994) e Araújo *et al.* (1998).

Em termos de número de indivíduos, a *Anchoviella* sp. obteve presença marcante nas duas margens. De acordo com Froese e Pauly (2010), este gênero, conhecido na região de Cabedelo como “manjubinha”, está distribuído ao longo de toda a Costa Brasileira, podendo ser encontrado em águas estuarinas e marinhas. Espécies deste gênero possuem uma dieta alimentar composta por Copépoda, Decápoda e, em maiores proporções, Insecta, Ostracoda e Cladocera. Essa rica variedade alimentar faz com que a “manjubinha” siga para regiões que têm o mangue como cobertura vegetal, assim como afirmado por Cipólli (1990), Chaves e Vendel (2008).

Outras espécies, como *Anchoa januaria* e *Atherinella brasiliensis*, também possuem uma diversificada dieta alimentar. Segundo Sergipense, Caramaschi, Sazima (1999) e Hostim-Silva *et al.* (1995) estas espécies têm preferência por microcrutáceos, Insecta e Diatomacea. As diatomáceas são conhecidas por priorizarem ambientes ricos em matéria orgânica (SOMASHEKAR, 1984). Estas duas espécies de peixes só foram encontradas na Margem Não Degradada, porém o destaque é para *Atherinella brasiliensis*, conhecida como “peixe-rei”, que obteve a segunda maior abundância das coletas na Margem Não Degradada, sendo inclusive superior em abundância às coletas da margem oposta. Esta espécie possui uma larga distribuição, podendo ser encontrada em ambientes marinhos e estuarinos (FROESE; PAULY, 2010).

Oliveira (1976), Irving, Oliveira e Lima (1988) registraram a ocorrência da espécie em estuários do Ceará nos rios Jaguaribe e Pacoti, respectivamente; Soares (1988) no litoral do Rio Grande do Norte; Rosa (1980), Rosa, Rosa e Rocha (1997) na costa da Pa-

raíba; Eskinazi (1972), Vasconcelos Filho, Cavalcanti, Souza (1994), Almeida, Acioli, Vasconcelos-Filho (1998), Vasconcelos Filho e Oliveira (2000) no Canal de Santa Cruz, litoral norte de Pernambuco; Koike e Guedes (1981) em arrecifes ao longo da costa pernambucana; Marques (1978) e Costa (1980) no complexo estuarino de Mundaú-Manguaba, em Alagoas; e Lopes, Oliveira e Ferreira (1998) na Bahia.

Nos estudos comparativos entre as duas margens houve a necessidade de excluir dos dados a espécie *Anchoviella* sp., visando a uma melhor visualização da relação entre abundância e riqueza das demais espécies. Estas pertencentes a este gênero possuem elevada resiliência (tempo mínimo de duplicação da população menor que 15 meses), baixa vulnerabilidade e ampla distribuição (MUSICK, 1999; CHEUNG, PITCHER, PAULY, 2005; FISHBASE, 2011). Além disso, o alto índice de captura da “manjubinha” pode ter sido influenciado pelo apetrecho de pesca utilizado, uma vez que, no momento da coleta, foram observadas, na MND, diversas outras espécies não encontradas nas redes de emalhar. Tal rede é um instrumento de pesca passivo, portanto não apresenta com total fidelidade a composição íctica (MERONA; BITTENCOURT, 1988). Em contrapartida, o esforço de pesca realizado nas duas margens foi o mesmo, portanto, dentro da perspectiva da utilização da rede de emalhar, o objetivo foi atendido.

A ausência da “manjubinha” nos dados dos índices gerais mostrou outro comportamento dos valores destes parâmetros. O índice de diversidade, a diversidade máxima e a equitabilidade mostraram-se superiores para a Margem Não Degradada.

Sabendo que equitabilidade é um parâmetro de relação entre o índice de diversidade e a diversidade máxima, os valores obtidos por meio desta variável são mais completos. Os resultados da Margem Não Degradada para este parâmetro apresentaram-se quase duas vezes superior ao critério “maior uniformidade e baixa dominância”. Este balanceamento, entre o número de indivíduos por espécie e o número de espécies, expõe a MND como uma região de maior equilíbrio ecológico, considerando os fatores prioritários que atraem os peixes para aquela região: abrigo, alimento e reprodução.

O baixo grau de similaridade entre as comunidades das duas margens reitera a não semelhança entre a composição íctica de ambas as regiões. Segundo Robertson, Dixon e Daniel (1988), nas regiões cobertas por vegetação de mangue, o zooplâncton é

abundante. Uma vez que faz parte da dieta alimentar da maioria das espécies registradas para as duas margens, os representantes da ictiofauna terão preferência por habitats mais ricos em alimento. Sendo assim, a Margem Não Degradada se encaixa neste perfil.

A presença numerosa de táxons menos abundantes na Margem Não Degradada se deve à heterogeneidade e disponibilidade de habitat proporcionada pela vegetação de mangue. Os peixes encontram no manguezal disponibilidade de alimentos, refúgio promovido pela complexidade estrutural da área e relativa turbidez da água, que diminui a eficiência de predadores visuais (CARR, ADAMS, 1973; BLABER, BLABER, 1980; PARRISH, 1989; ROBERTSON, BLABER, 1992). Segundo Crook e Robertson (1999), pois, geralmente, quanto mais complexas forem as estruturas de um habitat maior será a sua diversidade de espécies.

Outro fator é citado por Uieda e Uieda (2001), os quais afirmam que as folhas incorporadas ao substrato da margem aumentam a disponibilidade de alimentos aos peixes. Como a MND é completamente coberta por vegetação de mangue, o seu substrato se faz rico em folhas que, por sua vez, irão fomentar a cadeia trófica local. Na margem oposta o mesmo não ocorre, já que a vegetação de sua margem é degradada, restando árvores esparsas com pouco contato com a água do estuário.

Segundo Menezes *et al.* (1990), um dos maiores efeitos da degradação das vegetações ciliares das APPs é a deterioração dos rios, pois causa a redução do fornecimento de alimentos e a destruição do habitat natural de diversas espécies de animais, quebrando, conseqüentemente, a cadeia trófica local.

A baixa riqueza de espécies e a baixa abundância por espécies encontradas na Margem Degradada, em comparação à margem oposta no mesmo trecho do rio, sugerem uma íntima associação que a comunidade íctica possui com a vegetação ciliar (GELWICK; MATTHEWS, 1996).

5 Recomendações

O presente trabalho foi realizado no estuário do Rio Paraíba, na altura da Ilha da Restinga, durante 24 horas, entre os dias 26 e 27 de março de 2011. Material em suspensão, salinidade, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, velocidade superficial da corrente de água, altura de maré e dados meteorológicos (temperaturas máxima e mínima, pluviosidade e

ventos) foram as variáveis ambientais utilizadas para caracterizar as margens estudadas durante o período experimental. Nas capturas dos peixes foram empregadas redes de emalhar de três diferentes malhas, que, somadas, atingiram 320 metros de comprimento para cada uma das margens. Durante o período experimental houve quatro coletas, que corresponderam ao fim de uma fase da maré.

Para a ampliação futura do presente trabalho, recomenda-se: adotar mais parâmetros ambientais, visando aprofundar o conhecimento das margens a serem estudadas e identificar a existência de diferenças; buscar outros índices ecológicos e uma melhor adaptação dos já utilizados neste trabalho. Quanto à metodologia de coleta dos peixes, é aconselhável a diversificação dos apetrechos. Desta maneira, será possível capturar um número maior de espécies e indivíduos, tornando mais fiel a caracterização da comunidade íctica. Buscando obter um trabalho com consistência estatística e que considere as alterações sazonais dos parâmetros ambientais, recomenda-se também a realização deste trabalho ao longo de um ano.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, Z. S.; ACIOLI, F. A.; VASCONCELOS-FILHO, A. L. Levantamento da ictiofauna na área de Itapissuma (Itamaracá-PE). **Pesq. Foco**, São Luís, v. 6, n. 7, p. 79-107, 1998.
- ANDRADE, J.; SANQUETTA, C. R.; UGAYA C. Identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação da Mata Ciliar na UHE Salto Caxias. **Espaço Energia**, 3. ed. 2005.
- ANDREATA, J. V. *et al.* Alguns aspectos da ecologia das espécies de peixes da Laguna da Tijuca, período de março de 1987 a fevereiro de 1989. **Acta Biol. Leopoldensia**, v. 12, n. 2, p. 247-268, 1990.
- ARAÚJO, F. G. *et al.* Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 3, p. 417-430, 1998.
- BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors effecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **J. Fish Biol**, n. 17, p. 143-162, 1980.
- BRUM, M. J. I. *et al.* Ictiofauna do sistema lagunar de Maricá (RJ). **Acta Biol. Leopoldensia**, v. 16, n. 2, p. 45-55, 1994.
- CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic. Part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication**. v. 2. Rome: FAO, p. 601-1374, 2002.
- CARR, W. E.; ADAMS, C. A. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 102, n. 3, p. 511-540, 1973.
- CETESB. **Determinação do Zooplâncton: métodos qualitativos e quantitativos. Normalização técnica**. São Paulo: Cetesb, L 301, 1978.
- CHAPMAN, S.B. *Methods in plant ecology*. New York: J. Wiley, 1976.
- CHAVES, P. T.; VENDEL, A. L. Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 10-15, Mar. 2008.
- CHEUNG, W.W.L.; PITCHER, T.J. AND PAULY, D. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. **Biol. Conserv**, n. 124, p. 97-111, 2005.
- CIPÓLLI, M.N. Regime alimentar. In: BENDAZOLI, A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (Org.). **A manjuba no Rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação do estoque**. São Paulo: IBAMA/IOUSP/IP-AS/SEMA, 1990. p. 17-18
- COSTA, F. Documentário da ictiofauna, região das lagoas Mundaú-Manguaba. Projeto de levantamento ecológico-cultural, 2 a etapa. Maceió: CDT/SEPLAN/ Governo do Estado de Alagoas, 1980. 200 p.
- CROOK, D. A.; ROBERTSON, A. I. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. **Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 8, p. 941-953, 1999.
- CURTIS, J.T.; McINTOSH, R.P. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology**, v. 31, p. 434-455, 1950.
- ESKINAZI, A. M. Peixes do canal de Santa Cruz - Pernambuco - Brasil. **Trab. Oceanogr**, Recife, v. 13, p. 283-302, 1972.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil** - Volume II (Teleostei 1) - Famílias Elopidae a Atherinopsidae. São Paulo: Museu de Zoologia/USP, 1978. 110 p.

_____. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil** - Volume III (Teleostei 2) - Famílias Lampridae a Echeneidae. São Paulo: Museu de Zoologia/USP, 1980. 98 p.

_____. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil** - Volume VI (Teleostei 5) - Famílias Acanthuridae a Molidae. São Paulo: Museu de Zoologia/USP, 2000. 116 p.

FISHBASE. Disponível em < <http://www.fishbase.org/>>. Acesso em: 20 nov. 2011.

FISHER, W. **FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31)**. Roma: FAO, v. 1-7, 1978.

FONTES, L. C. **Erosão marginal associada a impactos ambientais a jusante de grandes barragens: O caso do baixo curso do Rio São Francisco**. 2002. 321 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, 2002.

FROESE, R.; PAULY, D. **World Wide Web electronic publication**. Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em: 10 jan. 2010.

GELWICK, F. P.; MATTHEWS, W. J. Trophic relations of streams fishes. p. 475-492. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Org.). **Methods in Stream Ecology**. San Diego: Academic Press. 1996. 674 p.

GOMES, A. S.; FERREIRA, S. P. **Análise de Dados Ecológicos**. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2004. Disponível em: <<http://www.uff.br/ecosed/apostila.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2010.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Riparian vegetation affected by bank erosion in the lower São Francisco River, Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 2, p. 327-336, 2005.

HOSTIM-SILVA, M. *et al.* Estrutura populacional de *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes-Atherinidae) na Lagoa da Conceição, SC, Brasil. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 3, p. 949-960, 1995.

IRVING, M. A.; OLIVEIRA, A. M. E.; LIMA, H. H. Aspectos bioecológicos do estuário do Rio Pacoti, Ceará, Brasil. **Arq. Ciên. Mar.**, Fortaleza, v. 27, p. 91-100, 1988.

KOIKE, J.; GUEDES, D. S. Peixes dos arrecifes de Pernambuco e estados vizinhos. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 3., Recife, **Anais...** Recife: UFPE, 1981. p. 35.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschbornm: GTZ, 1990. 343 p.

LIMA-FILHO, D. A. **Caracterização florística de 03 hectares de floresta de terra na região do rio Urucu-AM**. 1996. 162 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 1996.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marinha**, Valparaíso, v. 22, n. 1, p. 1-29. 1986.

LOPES, P. R. D.; OLIVEIRA-SILVA, J. T.; FERREIRA-MELO, A. S. A. Contribuição ao conhecimento da ictiologia do manguezal de Cacha de Pregos, Ilha de Itaparica, Baía de Todos os Santos, Bahia. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 15, n. 2, p. 315-325, 1998.

MARQUES, J. G. W. **Levantamento da ictiofauna estival do complexo estuarino de Maceió**. 1978. 90 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.

MCKERGON, L. A. *et al.* Before and after riparian management: Sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. **Journal of Hydrology**, v. 270, n. 1, p. 253-272, 2003.

MEDEIROS, J. D.; SCHAFFER W. B. **A importância das normas gerais para o meio ambiente**. Disponível em: < <http://zip.net/bxsZ32>>. Acesso em: 21 jan. 2010.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - Volume IV** (Teleostei 3) - Famílias Carangidae a Sciaenidae. São Paulo, Museu de Zoologia/USP, 1980.

_____. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - Volume V** (Teleostei 4) - Famílias Mullidae a Gobiidae. São Paulo, Museu de Zoologia/USP, 1985.

- MENEZES, N. A. *et al.* Peixes de riacho da Floresta Costeira Atlântica Brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 1., São Paulo, Águas de Lindóia. **Anais...**, São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, p. 290-295, 1990.
- MERONA, B.; BITTENCOURT, M. M. A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus: resultados preliminares. **Memória Sociedad Ciências Natutales La Salle**, v. 48, p. 433-453, 1988.
- MICHELI, E. R.; KIRCHNER, J. W. Effects of wet meadow riparian vegetation on stream bank erosion. 1. Remote sensing measurement of stream bank migration and erodibility. **Earth Surface Process and Landform.**, v. 27, n. 2, p. 627-639, 2002.
- MUSICK, J.A. Criteria to define extinction risk in marine fishes. **Fisheries**, v. 24, n. 12, p. 6-14, 1999.
- NAIMAN, R.J.; DÉCHAMPS, H. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. **Man and the Biosphere series**, v. 4, Unesco, Parthenon Publ. Group, Paris, 1990.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H.; FOURNIER, F. **Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration: a proposal for collaborative research.** MAB Digest 4, Unesco, Paris. 1989.
- OLIVEIRA, A. M. E. Composição e distribuição da ictiofauna nas águas estuarinas do Rio Jaguaribe (Ceará-Brasil). **Arq. Ciên. Mar.**, Fortaleza, v. 16, n. 1, p. 9-18, 1976.
- OLIVEIRA, C. A. *et al.* Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1281-1287, 2010.
- PARRISH, J. D. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. **Oldendorf: Marine ecology progress series**, v. 58, n. 1, p. 143-160, 1989.
- ROBERTSON, A. I.; S. J. M. BLABER. Plankton, epibenthos and fish communities,. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (Org). **Tropical mangrove ecosystems.** Washinhton, American Geophysical Union, Coastal and Estuarine Studies 41, 1992. p. 63-100
- ROBERTSON, A. I.; DIXON, P.; DANIEL, P. A. Zooplankton dynamics in mangrove and other nearshore habitats in tropical Australia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 43, p. 139-150, 1988.
- ROSA, R. S. Lista sistemática de peixes marinhos da Paraíba (Brasil). **Rev. Nordestina Biol.**, João Pessoa, v. 3, n. 2, p. 205-226, 1980.
- ROSA, R. S.; ROSA, I. L.; ROCHA, L. A. Diversidade da ictiofauna de poças de maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 14, n. 1, p. 201-212, 1997.
- ROSSO, S. **Amostragem, Repartição Espacial e Diversidade – Dominância de Comunidades de Costões Rochosos: uma Abordagem Metodológica.** São Paulo: Labmar. 1996. 23 p.
- ROY, P. S.; TOMAR, S. Landscape cover dynamics pattern in Meghalaya. **Remote Sensing**, v. 22, n. 18, 2001.
- SANTOS, A. F.; CARDOSO L. G. Delimitação das áreas de preservação Permanente (Mata ciliar) da microbacia hidrográfica do Ribeirão Faxinal, Botucatu-SP. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., Taubaté, Brasil. **Anais...** Taubaté: IPABHi, p. 231-235, 2007.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. Urbana. University of Illinois Press. 1949. 117 p.
- SERGIPENSE, S.; CARAMASCHI, E. P.; SAZIMA, I. Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei, Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 47, n. 2, p. 173-188, 1999.
- SOARES, L. H. **Catálogo dos peixes do litoral do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Osteichthyes e Chondrichthyes).** Bol. Depto. Oceanogr. Limnol., Centro de Bociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, v. 7, p. 1-39, 1988.
- SOMASHEKAR, K. Phytoplankton constituents as indicator of water quality: a study of the river Cauvery. **International Journal Environmental Studies**, v. 23, p. 209-215, 1984.
- SORENSEN, T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based

on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biologiske Skrifte**, v. 5, p. 1-34, 1948.

UIEDA, V. S.; UIEDA, W. 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**, v. 61, n. 3, p. 377-388, 2001.

VASCONCELOS FILHO, A. L.; CAVALCANTI, E. F.; SOUZA, S. T. Composição e distribuição da fauna ictiológica no Canal de Santa Cruz (Parte Sul - Itamaracá - Pe). **Revista Nordestina de Zoologia**, v. 1, n. 1, p. 247-262, 1994.

VASCONCELOS FILHO, A. L.; OLIVEIRA, A. M. E. Ictiofauna. p. 143-154. In: BARROS, H. M. *et al.* (Eds.). **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitária, UFPE, 2000.

WANG, X. H.; YIN, C. Q.; SHAN, B. Q. The role of diversified landscape buffer structures for water quality improvement in an agricultural watershed, North China. **Agricultural Ecosystem And Environment**, v. 107, n. 2, p. 381-396, 2005.