



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA

CAROLINA ALVES COLLIER DE ALMEIDA

IMPACTOS DA AÇÃO HUMANA SOBRE A ICTIOFAUNA DO RIO CAPIBARIBE:
PERCEPÇÃO, DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO

RECIFE, FEVEREIRO DE 2016

CAROLINA ALVES COLLIER DE ALMEIDA

**IMPACTOS DA AÇÃO HUMANA SOBRE A ICTIOFAUNA DO RIO CAPIBARIBE:
PERCEPÇÃO, DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, para obtenção do título de Doutora.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir

Co-orientador: Prof. Dr. William Severi

RECIFE, FEVEREIRO DE 2016

Ficha catalográfica

A447i Almeida, Carolina Alves Collier de
Impactos da ação humana sobre a ictiofauna do rio Capibaribe:
percepção, degradação e conservação / Carolina Alves Collier de
Almeida. – Recife, 2016.
81 f. : il.

Orientadora: Ana Carla Asfora El-Deir.
Tese (Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e
Conservação da Natureza) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife, 2016.

Inclui anexo(s) e referências.

1. Qualidade ambiental 2. Poluição 3. Vegetação ripária
4. Eutrofização 5. Etnobiologia 6. Peixe de água doce
I. El-Deir, Ana Carla Asfora, orientadora II. Título

CDD 574

CAROLINA ALVES COLLIER DE ALMEIDA
IMPACTOS DA AÇÃO HUMANA SOBRE A ICTIOFAUNA DO RIO CAPIBARIBE:
PERCEPÇÃO, DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO

Esta tese foi julgada adequada para obtenção do título de Doutora e aprovado em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza-UFRPE.

Recife, 24 de fevereiro de 2016.

Examinadores:

Prof^a. Dra. . Ana Carla Asfora El-Deir – Orientadora
[Departamento de Biologia- UFRPE]

Prof. Dr. Paulo Eurico Pires Ferreira Travassos– Membro Externo
[Departamento de Pesca e Aquicultura- UFRPE]

Prof^a. Dra. Maria Elisabeth de Araújo – Membro Externo
[Departamento de Oceanografia - UFPE]

Prof. Dr. Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira – Membro Externo
[Departamento de Pesca e Aquicultura- UFRPE]

Prof^a. Dra. Paula Braga Gomes - Membro Externo
[Departamento de Biologia- UFRPE]

Dedico esta tese à Deus, que me guia e sustenta, e ao meu amado marido Miguel, pela dedicação, apoio e amor.

AGRADECIMENTOS

À Prof^ª. Dr^ª. Ana Carla Asfora El-Deir, minha querida orientadora, pelos ensinamentos, incentivos, apoio e amizade, imprescindíveis para meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Ao Professor William Severi, que ao me co-orientar me proporcionou o aprimoramento e evolução dos meus conhecimentos científicos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante a pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza e aos seus docentes pelas contribuições durante o curso.

Aos amigos do doutorado, que com prazer compartilhei esse tempo e os quais pretendo encontrar futuramente como colegas de profissão.

Aos meus amigos do Laboratório Ecologia de Peixes, pela participação em muitas etapas desta tese, em especial à Elenice e Andreza por compartilharem meu cotidiano no desenvolvimento do trabalho tornando o trabalho mais alegre.

Ao professor Valdomiro Severino de Souza Júnior e sua orientanda Suzana Oliveira pelo apoio na realização das análises de solo.

Ao laboratório de Limnologia, especialmente a Tereza, pela realização de análises da água essenciais ao desenvolvimento da minha tese.

À ETE-Lógica Ambiental Ltda., especialmente a Otacílio Cantarelli (*in memoriam*) e aos funcionários Lígia Martinelli e Sr. Carlos, pelo apoio e realização de análises da água essenciais no desenvolvimento da minha tese.

Ao Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) em nome da Superintendência Federal da Pesca e Aquicultura de Pernambuco (SFPA-PE), em especial Sr. Paulo pelo transporte e companhia durante as expedições de coleta.

À população da comunidade de Beira Rio por sua hospitalidade e vontade de participar desta tese, além do Sr Manoel e sua família que abriram as suas portas para realização de nossos eventos de coleta.

À minha família, que mesmo sem assimilar a relevância de cada projeto, me apoiaram em cada momento de minha vida.

Ao meu marido Miguel Almeida, que com muito amor esteve sempre ao meu lado compartilhando todos os momentos da minha vida, cujo amor e dedicação são imprescindíveis nesta e em tantas outras conquistas.

*“Então peço que me dêem a grande
satisfação de viverem em harmonia,
tendo um mesmo amor e sendo unidos
de alma e mente.”
Filipenses 2:2*

RESUMO

As perturbações antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos estão relacionadas aos múltiplos usos da água e do solo, sendo a agricultura e urbanização os impactos mais comumente observados. Essas ameaças sobre a integridade dos ecossistemas aquáticos tem sido cada vez mais reconhecida, sendo associadas a efeitos negativos sobre o habitat, a qualidade da água e a biota. Com a degradação do ecossistema natural os serviços oferecidos pelo ambiente são afetados, ocasionando problemas econômicos e culturais. Esse cenário de degradação dos ecossistemas aquáticos pode ser observado na bacia do rio Capibaribe, no nordeste do Brasil. O Capibaribe vem sofrendo impactos antrópicos constantes desde o período colonial, sendo atualmente suas margens dominadas pela monocultura da cana-de-açúcar e pelo desenvolvimento urbano-industrial. A atividade pesqueira tem destaque na bacia do rio Capibaribe, sendo esta atividade afetada pela degradação do rio, o que compromete a geração de renda dos pescadores e modifica seu modo de ver e se relacionar com o ambiente aquático. Neste contexto, o presente estudo buscou compreender a relação entre os impactos antrópicos, a ictiofauna e a qualidade do ambiente aquático, bem como, algumas das consequências da degradação ambiental para a população ribeirinha. Diante disso, esta tese encontra-se dividida em dois capítulos: o primeiro teve o objetivo de compreender o processo de degradação de um rio, e em particular suas consequências sobre esse ecossistema e a comunidade ribeirinha local; e o segundo objetivou compreender os efeitos dos impactos antrópicos em um rio, avaliando a influência da sazonalidade e as relações entre a taxocenose de peixes e as variáveis ambientais com a cobertura predominante da terra. No primeiro capítulo a pesquisa foi desenvolvida junto à comunidade Beira Rio, no município de São Lourenço da Mata (PE), e que encontra-se inserida em um contexto de crescimento desordenado e sem infraestrutura básica, situada às margens do rio Capibaribe. Neste estudo foram empregadas técnicas de geoprocessamento para avaliar a expansão urbana, além de dados de monitoramento da água das últimas duas décadas para avaliar as alterações da qualidade da água. Esta pesquisa empregou abordagens etnobiológicas, através de entrevistas e metodologias participativas para recuperar informações sobre o ambiente do rio, sua ictiofauna e seus serviços ambientais. De acordo com as análises de SIG, pode ser observado um acelerado processo de urbanização, com a área urbana aumentando de 73.565,98 m² para 383.363,6 m² em três décadas. Os informantes perceberam o crescimento urbano,

principalmente no final do século XX, sendo a transição deste século reconhecida como o período de maiores modificações negativas no ambiente do rio. O declínio percebido dos estoques pesqueiros foi apontado pela comunidade como um dos efeitos da degradação do rio, sendo indicado o decréscimo de 13 das 15 espécies avaliadas. Os dados ambientais indicaram que o rio está sofrendo eutrofização e apresenta uma concentração de coliforme fecal 160 vezes maior que o máximo permitido pela legislação brasileira. O segundo capítulo foi desenvolvido ao longo do trecho baixo do rio Capibaribe, sendo amostradas mensalmente a ictiofauna e 14 variáveis ambientais em cinco locais com diferenças na cobertura da terra. Para coleta da ictiofauna foram utilizadas redes de espera e berço, enquanto as variáveis ambientais foram mensuradas a partir da coleta de amostras de água. A identificação das principais coberturas da terra foi realizada a partir da vetorização de imagens de satélite georreferenciadas, sendo analisadas cinco classes de cobertura da terra. Nossos resultados evidenciam a influência dos impactos antrópicos sobre o ambiente aquático, revelando que a cobertura predominante da terra afetou variáveis ambientais do ecossistema aquático, bem como a taxocenose de peixes. A importância da presença de áreas florestais na margem dos corpos hídricos ficou evidente em nosso estudo, no qual, as áreas florestadas apresentaram as melhores condições ambientais, sustentando uma fauna de peixes mais diversa e equilibrada. Os impactos antrópicos decorrentes da agricultura e urbanização promoveram a simplificação e o desequilíbrio da fauna de peixes, além de promoverem o enriquecimento de nutrientes no ecossistema aquático. Esses impactos foram mais pronunciados no ambiente submetido à urbanização, sugerindo que esta atividade apresenta maiores efeitos sobre o ecossistema aquático. A abordagem interdisciplinar utilizada neste estudo permitiu compreender o processo de degradação antropogênica em um rio e alguns de seus efeitos sobre a qualidade da água, a ictiofauna e a população humana do entorno, revelando que integrar dados ambientais, SIG, ictiofauna e a população humana local, permite uma compreensão mais holística da realidade. Esse modelo de abordagem possibilita o desenvolvimento de planos mais eficazes para a melhoria das práticas de uso da terra, a proteção dos ecossistemas aquáticos, a recuperação das áreas ribeirinhas, a conservação da biodiversidade, bem como a inserção das comunidades humanas adjacentes neste contexto.

Palavras-chave: Qualidade ambiental, poluição, vegetação ripária, eutrofização, etnobiologia, peixes de água doce

ABSTRACT

Anthropogenic disturbances on aquatic ecosystems are related to the multiple uses of water and soil, being the agriculture and urbanization the most commonly observed impacts. These threats on the integrity of aquatic ecosystems has been increasingly recognized and associated with negative effects on the habitat, water quality and biota. With natural ecosystem degradations the environmental services are affected, causing economic and cultural problems. This scenario of degradation of aquatic ecosystems can be seen in the Capibaribe River Basin in northeastern Brazil. The Capibaribe has been suffering anthropogenic impacts since colonial period, being currently its banks dominated by monoculture of sugarcane and the urban-industrial development. The fishing activity is highlighted in the Capibaribe river basin, being these activities affected by the degradation of this river, affecting the income generation of fishermen and modified his view and relationship with the aquatic environment. In this context, the present study investigated the relationship between human impacts, fish fauna and the quality of the aquatic environment, as well as some of the consequences of environmental degradation for the riverine population. Thus, this thesis is divided into two chapters: the first aimed to understand a river degradation, and in particular its effects on the ecosystem and the local community; and the second aimed to understand the effects of human impacts in a river, assessing the relationship between assemblage of fish, environmental variables and predominant land use. In the first chapter the research was developed in Beira Rio community, in municipality São Lourenço da Mata (PE), inserted in a context of disorderly growth and without basic infrastructure, situated on the margins of the Capibaribe River. In this study geoprocessing techniques were employed to evaluate urban growth, and monitoring water data of the last two decades to assess changes in water quality. This research employed ethnobiological approaches, through interviews and participatory methods to retrieve information about the river environment, its fish fauna and their environmental services. According to the GIS analysis, can be observable an accelerated process of urbanization, with the urban area increasing from 73 383 565.98 m² to 363.6 m² in three decades. Informants perceived the urban growth, especially in the late twentieth century, with the transition of this century recognized as the period of greatest negative changes in the river environment. The perceived decline of fish stocks was appointed by the community as one of

the effects of river degradation. Environmental data indicated that the river is suffering eutrophication, and has a fecal coliform concentrations 160 times higher than the maximum allowed by Brazilian law. The second chapter was developed along the lower stretch of the Capibaribe river, being monthly sampled the fish fauna and 20 environmental variables at five locations under different land uses. To collect the fish fauna were used gill nets and "berço", while the environmental variables were measured from the collection of water samples. The identification of the land uses was carried out from the vectorization of georeferenced satellite images being analyzed five classes of land use. Our results showed the influence of anthropogenic impacts in aquatic environment, revealing that the predominant land use affects the environmental variables as well as the assemblage of fish. The importance of the presence of forest buffers along the banks of water bodies was evident in this study, in which the reference environments showed the best environmental conditions, sustaining a more diverse and equitable fish fauna. The human impacts resulting from agriculture and urbanization promoted the simplification and the imbalance of the fish fauna, and promote the enrichment of nutrients in the aquatic ecosystem. These impacts were more pronounced in the urbanized environment, suggesting that this land use has greater effects on the aquatic ecosystem. The interdisciplinary approach used in this study allowed us to understand the process of anthropogenic degradation in a river and some of its effects on water quality, fish fauna and the surrounding human population, revealing that integrate environmental data, GIS, fish fauna and the local human population allow a more holistic understanding of reality. This model approach enables the development of more effective plans to improve land use practices, the protection of aquatic ecosystems, the restoration of riparian areas, biodiversity conservation, as well as the inclusion of the adjacent human communities in this context.

Keywords: Environmental quality, pollution, riparian vegetation, eutrophication, ethnobiology, Freshwater fish

LISTA DE FIGURAS

Pág.

ARTIGO 1

Figura 1. Study area, lower Capibaribe river, municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. **32**

Figura 2. Land use and land cover, lower Capibaribe River, municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. **34**

Figura 3. Faecal coliform concentrations (MPN/100 ml), lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. Faecal coliform concentrations (MPN/100 ml) recorded between 1991 and 2013 at monitoring station CB-72 on the lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH **35**

Figura 4. Trophic State Indices (TSI), lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. Trophic State Indices (TSI) recorded between 1991 and 2013 at monitoring station CB-72 on the lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. EU = eutrophic, SE = supereutrophic, HE = hypereutrophic **35**

Figura 5. Perceived causes of degradation of lower Capibaribe River, according to informants interviewed in the Beira Rio community. Relative frequency of the perceived causes of the degradation of the lower Capibaribe River, as reported according to informants interviewed in the Beira Rio community, São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil **36**

Figura 6. Historical Graph” of the occurrence of the fish species confirmed in the Checklist. “Historical Graph” of the occurrence of the fish species confirmed in the Checklist. Beira Rio community resident’s yard, in lower Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Photographed in 2014. Beira Rio community resident’s yard, in lower Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Photographed in 2014 **38**

ARTIGO 2

Figura 1. Bacia do rio Capibaribe, destacando os cinco pontos de amostragem no trecho baixo deste rio, em Pernambuco, nordeste do Brasil. **49**

Figura 2. Cobertura da terra nos pontos amostrados do trecho baixo do rio Capibaribe, **52**

Pernambuco, nordeste do Brasil.

Figura 3. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) baseada nas variáveis **55**

ambientais no rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil. NI=nitrito; NO=nitrato; CO= condutividade; OD = oxigênio dissolvido e TU= turbidez.

Figura 4. Valores com desvio padrão de riqueza (A), abundância (B), equitabilidade de **57**

Pielou (C) e diversidade de Simpson (D) de peixes nas áreas antropogenizadas e florestadas entre as diferentes estações do ano no trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil. Sendo: ST= diferença entre áreas antropogenizadas e florestadas; ES= diferença entre estações do ano.

Figura 5. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) baseada na ictiofauna **58**

coletada no rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Figura 6. Eixos mais representativos da dbrDA (Distance-based redundancy Analysis) **59**

baseada na ictiofauna do trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, Nordeste do Brasil. Apenas espécies com correlação >0,5 com um dos eixos foram plotadas. Sendo: NI=nitrito; NO=nitrato; CO=condutividade; ST= sólidos totais.

LISTA DE TABELAS

Pág.

ARTIGO 1

Tabela 1. Categories used for the classification of the Trophic State Index **33**

Tabela 2. Collective discourse on the process of degradation of the lower Capibaribe **36**

Tabela 3. Timeline of the historical events leading to the modification of the lower **37**
Capibaribe River

Tabela 4. Fish species identified in the free list **38**

ARTIGO 2

Tabela 1. Porcentagem das diferentes coberturas da terra nos pontos amostrados do **51**
trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Tabela 2. Valores das variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) analisadas durante **54**
as estações seca e chuvosa nas áreas antropogenizadas e florestadas no trecho baixo do
rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Tabela 3. Abundância relativa (%) da ictiofauna amostrada nas áreas antropogenizadas **55**
e florestadas no trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
3. REFERÊNCIAS	22
4. ARTIGO I	28
Abstract	29
Resumo	31
Background	31
Methods	32
Results	33
Discussion	38
Conclusions	40
Referências	40
5. ARTIGO II	43
Abstract	44
Resumo	45
Introdução	46
Materiais e Métodos	47
Resultados	51
Discussão	59
Conclusão	63
Agradecimentos	63
Referências	64
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
Anexo I – Prancha de imagens	71
Anexo II- Instruções aos autores- Hydrobiologia	75

1. INTRODUÇÃO

Na América do Sul os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo um processo de degradação crescente, principalmente devido aos efeitos deletérios decorrentes das ações antropogênicas sobre o ambiente (BARLETTA et al., 2010). As perturbações antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos estão relacionadas aos múltiplos usos da água e do solo (KARR, 1981; MELO; MACHADO; SILVA, 2003). Atividades como a agropecuária e a urbanização ocasionam mudanças na paisagem, pelo desmatamento, sendo associadas à perda da vegetação ripária e ao assoreamento (MAITLAND, 1995). A redução da vegetação ripária afeta a transferência de energia solar, a regulação da produção primária e a entrada de recursos alóctones, comprometendo a integridade e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (VANNOTE et al., 1980; IWATA; NAKANO; INOUE, 2012).

As atividades humanas também contribuem para a degradação do ambiente aquático através da poluição advinda dos efluentes agrícolas, urbanos e industriais (REASH; BERRA, 1987). As áreas urbanas ocasionam um aumento na concentração de nutrientes devido ao despejo dos esgotos domésticos (PAUL; MEYER, 2001), e lixiviação superficial por meio das galerias de águas pluviais (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006). Nas atividades agrícolas, as fontes poluidoras estão geralmente relacionadas ao despejo de compostos fosfatados e nitrogenados, resultantes da fertilização das plantações (CARVALHO; SCHLITTLER; TORNISIELO, 2000), além do uso de pesticidas e outros agrotóxicos (ARAÚJO et al., 2009).

A poluição do ambiente aquático tem sido apontada como um dos mais importantes fatores causadores do decréscimo e extinção da ictiofauna (REASH; BERRA, 1987), afetando a estrutura e a composição de suas taxocenoses (DIAS, 2008). Essas modificações no ambiente aquático podem favorecer as espécies de peixes mais tolerantes às novas condições, sendo comum o desaparecimento das mais sensíveis (REASH; BERRA, 1987). Devido à sensibilidade da ictiofauna na detecção de mudanças ambientais, alguns autores relacionam a distribuição das espécies com o estado de conservação do habitat (e.g. KARR, 1981; BOZZETTI; SCHULZ, 2004; CASATTI et al., 2009).

A degradação do meio ambiente reduz a disponibilidade de recursos, afetando os serviços oferecidos pelo ecossistema natural, o que acarreta problemas sociais, envolvendo

elementos econômicos e culturais (BARLETTA et al., 2010). Essa degradação pode afetar economicamente comunidades humanas que utilizam os recursos pesqueiros como fonte de alimento e renda (DERMAN; FERGUSON, 1995) Em resposta à depleção dos recursos pesqueiros, os pescadores se veem obrigados a buscar novas fontes de renda para o sustento da família, modificando seu modo de ver e se relacionar com o ambiente aquático (COLLIER et al., 2015). Essas alterações ambientais também têm afetado a identidade cultural e a qualidade de vida das populações ribeirinhas (GUTIÉRREZ et al., 2013).

A compreensão do processo de degradação do ambiente e seus efeitos ecológicos e sociais vêm sendo melhor esclarecidas através de abordagens interdisciplinares, que possibilitam uma visão mais holística e integrada destes fenômenos (e.g. MARCOGLIESE et al., 2014; TENGÖ et al., 2014; COLLIER et al., 2015). Neste contexto, o presente estudo buscou compreender a relação entre os impactos antrópicos, a ictiofauna e a qualidade do ambiente aquático, bem como, algumas das consequências da degradação ambiental para a população ribeirinha. Diante disso, visando o esclarecimento destas questões, esta tese encontra-se dividida em dois capítulos: o primeiro utilizou uma abordagem integrada com o objetivo de compreender o processo de degradação de um rio urbano, e em particular suas consequências sobre esse ecossistema e a comunidade ribeirinha local; e o segundo foi desenvolvido com o intuito de compreender os efeitos dos impactos antrópicos em um rio, avaliando as relações entre taxocenose de peixes, variáveis ambientais e cobertura predominante da terra.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Ao longo de sua história, o homem buscou manter-se próximo às margens dos cursos d'água, uma vez que estas áreas oferecem subsídios para sua manutenção, como água, alimento e matéria-prima (MOULTON; SOUZA, 2006). Essas áreas apresentam ainda uma maior fertilidade natural, quando comparada a outras regiões, favorecendo a utilização destas para o cultivo de alimentos (ARAÚJO et al., 2009). Essas características propiciaram o início da antropogenia nesses ecossistemas, se perpetuando ao longo do tempo, e adquirindo novas relações conforme o desenvolvimento tecnológico humano (ARAÚJO et al., 2009).

Nos países em desenvolvimento, as pressões sociais sobre o ambiente natural têm crescido diante da nova economia globalizada (BARLETTA et al., 2010). No Brasil, as pressões antropogênicas decorrentes do desenvolvimento ameaçam a integridade dos biomas naturais, ocasionando a substituição da vegetação natural por paisagens dominadas pelas monoculturas e desenvolvimento urbano-industrial (BARLETTA et al., 2010). Dentre os biomas brasileiros, a Mata Atlântica representa um dos mais ameaçados, com a maior parte do seu território original substituído por áreas urbanas, pastagens e pelas monoculturas de cana-de-açúcar, café, eucalipto, pinheiros e soja (BARLETTA et al., 2010). Dentre estas monoculturas, a cana-de-açúcar tem sido uma das mais importantes para o Brasil desde o período colonial, e continua a se expandir para atender à crescente demanda por etanol (NASSA et al., 2008), sendo este país detentor da maior área cultivada mundial (ZUUBIER; VOOREN, 2008). Além da agricultura, o Brasil enfrenta uma crescente expansão urbana, com 84,4% de sua população residindo atualmente em áreas urbanas (IBGE, 2011). Essa concentração da população humana em centros urbanos é um padrão comumente observado ao redor do mundo, causando uma crescente expansão urbana global (VIOLIN et al., 2011).

As atividades humanas ocasionam mudanças na paisagem, pelo desmatamento, afetando os ecossistemas aquático, sendo associadas à perda da vegetação ripária e ao assoreamento (MAITLAND, 1995). As atividades antropogênicas também contribuem para a degradação do ambiente aquático através da poluição advinda dos efluentes domésticos, agrícolas e urbano-industriais (REASH; BERRA, 1987). O comprometimento da integridade dos ecossistemas aquáticos continentais tem sido acelerado pela crescente demanda dos recursos hídricos, sendo observado na maioria dos municípios brasileiros a redução da qualidade da água de seus mananciais (ANA, 2012). Nas atividades agrícolas, as fontes poluidoras estão relacionadas principalmente ao despejo de materiais orgânicos, como os compostos fosfatados e nitrogenados (CARVALHO; SCHLITTLER; TORNISIELO, 2000), além do uso de pesticidas e outros agroquímicos (ARAÚJO et al., 2009). As áreas urbanas promovem o aumento da concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, devido ao despejo dos esgotos domésticos (PAUL; MEYER, 2001), descarga de caminhões auto-fossa e lixiviação superficial por meio das galerias de águas pluviais (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006).

Segundo Carpenter et al. (1998), o enriquecimento do ambiente aquático por nutrientes, como o fósforo e nitrogênio, desencadeia o processo de eutrofização que, entre outros efeitos, ocasiona o aumento da biomassa fitoplanctônica e a depleção do suprimento de oxigênio na água. A correlação do aumento de nutrientes com o acréscimo da biomassa fitoplanctônica foi evidenciada por Phu (2014), que utilizou este conjunto de dados para inferir acerca da eutrofização em lagos urbanos. Tais alterações físicas e químicas da água, decorrentes das atividades humanas, afetam a qualidade do ambiente aquático e, conseqüentemente, os organismos que vivem neste ambiente, como a ictiofauna (EKLÖV et al., 1998). Os poluentes oriundos das atividades humanas podem apresentar variações em sua concentração no ambiente aquático devido às mudanças sazonais naturais, que podem reduzir ou potencializar seus efeitos no ambiente (e. g. BOZZETTI; SCHULZ, 2004; ASTUDILLO et al., 2015). Alguns autores indicam que a época das chuvas promove uma maior oxigenação da água e diluição dos poluentes no ecossistema aquático, reduzindo parcialmente seus efeitos nestes ambientes (e.g. ASTUDILLO et al., 2015). Entretanto, a estação das chuvas também podem apresentar elevadas temperaturas, que associados a elevados depósitos de matéria orgânica, podem ocasionar a depleção do oxigênio dissolvido na água (BOZZETTI; SCHULZ, 2004; POMPEU et al., 2005).

As variações sazonais no ambiente também promovem alterações na estrutura da taxocenose de peixes, pois a sazonalidade influencia os ciclos reprodutivos e alimentares dos peixes (e.g. LOWE-MCCONNELL, 1999; AGOSTINHO et al., 2007). Nos ambientes tropicais, geralmente o período das cheias está relacionado ao aumento da riqueza e diversidade da ictiofauna, devido principalmente ao início do período reprodutivo de várias espécies (Casatti, 2005). No entanto, a degradação dos ecossistemas geralmente promovem a simplificação da ictiofauna, promovendo a conformação de comunidades mais homogêneas e com menor variação durante as estações do ano (e. g. SANTOS et al., 2015).

Nos ambientes degradados a ictiofauna tende a apresentar menores valores de riqueza e diversidade, além de demonstrarem uma uniformidade reduzida, com a dominância de algumas espécies em detrimento de outras (KARR et al., 1986; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; ALEXANDRE; ESTEVES, 2007; SILVEIRA et al., 2005). Muitos estudos evidenciaram a influência da urbanização na comunidade biótica dos ecossistemas aquáticos

(BOOTH; JACKSON, 1997; WANG; LYONS; KANEHL, 2001; MORLEY; KARR, 2002; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006). Wang et al. (2001) observaram que o aumento da superfície impermeável em bacias hidrográficas afetou a densidade e a diversidade de peixes, bem como a integridade biótica. Além destes impactos, Cunico, Agostinho e Latini (2006) identificaram que os descritores ecológicos de riqueza e equitabilidade da ictiofauna também foram afetados pelos poluentes químicos oriundos da urbanização. Os impactos da agricultura também têm sido relacionados à diminuição da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos (e.g. ROTH; ALLAN; ERICKSON, 1996; WANG et al., 1997; SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001; GENITO; GBUREK; SHARPLEY, 2002; CASSATI et al., 2009). No Brasil, Santos, Ferreira e Esteves (2015) identificaram que a presença da monocultura da cana-de-açúcar desestabilizou a taxocenose de peixes, ocasionando efeitos deletérios sobre a ictiofauna.

Devido à sensibilidade da ictiofauna na detecção de mudanças ambientais, diversos autores relacionam a ocorrência e distribuição das espécies com o estado de conservação do habitat (e. g. KARR, 1981; BOZZETTI; SCHULZ, 2004; CASATTI et al., 2009). Nos ambientes degradados ocorre geralmente o favorecimento das espécies mais resistentes às novas condições ambientais (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). As espécies tolerantes comumente apresentam características que favorecem sua permanência e disseminação nos ambientes impactados, como a resistência a má qualidade do ambiente aquático e hipóxia (e.g. KRAMER; MEHEGAN, 1981; WELCOMME, 1988), além de apresentarem oportunismo e generalismo alimentar (e.g. PINTO; PEIXOTO; ARAUJO, 2006).

A presença e abundância dos pequenos peixes Poecilídeos são amplamente utilizadas como indicativos da ocorrência de impactos antropogênicos devido à sua tolerância às condições ambientais adversas (CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; CASATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009b). Esses peixes correspondem a espécies exóticas, altamente generalistas (CASATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009b), que foram inicialmente inseridas para o controle de mosquitos e atualmente já se disseminaram por mais de 54 países (FAO, 2009). A rápida colonização desta espécie deve-se principalmente à sua estratégia reprodutiva eficiente, que promove a rápida produção de um grande número de

indivíduos (MENDONÇA; ANDREATTA, 2001). Além disso, os Poecilídeos apresentam a capacidade de sobreviver ou até mesmo dominar em ambientes degradados, que apresentam má qualidade do habitat e baixas concentrações de oxigênio (KRAMER; MEHEGAN, 1981; WELCOMME, 1988; DYER et al. 2003; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006).

Barletta et al. (2010) ressaltam que o declínio na fauna de peixes nos ambientes dulcícolas e marinhos decorrentes dos impactos antrópicos, vem ocasionando prejuízos às atividades pesqueiras. Os recursos pesqueiros constituem fonte de alimento e renda para os pescadores artesanais, principalmente nos países em desenvolvimento, nos quais a maior parte do pescado advém de atividades de pesca artesanais (DERMAN; FERGUSON, 1995). No Brasil, estas atividades desempenham importante papel no contexto econômico e cultural, correspondendo a aproximadamente 48% do pescado comercializado no país (IBAMA, 2008). Em resposta à depleção dos recursos pesqueiros, os pescadores se veem obrigados a buscar novas fontes de renda para o sustento da família, afetando sua identidade cultural (e. g. COLLIER et al., 2015). Em um estudo com pescadores do litoral de Santa Catarina, Capellesso e Cazella (2011) observaram que problemas ambientais e de gestão dos recursos pesqueiros impactaram negativamente as atividades de pesca artesanais, levando os pescadores e suas famílias ao exercício de outras atividades para complementar a renda ou ao abandono completo de suas atividades de pesca.

O cenário de degradação dos ecossistemas aquáticos, decorrentes dos impactos antrópicos, pode ser observado na bacia do rio Capibaribe, um rio neotropical situado no nordeste do Brasil. Assim como outros rios brasileiros, o Capibaribe vem sofrendo impactos antrópicos constantes desde o período colonial, quando suas margens eram tomadas pela monocultura da cana-de-açúcar na Zona da Mata e pela pecuária no Agreste (BRAGA, 2010). Este modo de ocupação inicial das terras determinaram o surgimento de paisagens antropizadas no entorno deste rio, ocasionando prejuízos à fauna e flora originais (PROJETEC – BRLi, 2010). Cerca de 85% das áreas irrigadas para agricultura na bacia do Capibaribe encontram-se situadas no trecho baixo, sendo 90% destas áreas destinadas à monocultura da cana-de-açúcar, demonstrando que esta atividade ainda apresenta grande importância nesta bacia (PROJETEC – BRLi, 2010).

No decorrer do século XX , além do desenvolvimento das monoculturas da cana-de-açúcar, a bacia do rio Capibaribe adquiriu novas feições, tornando-se cada vez mais relacionado ao desenvolvimento urbano-industrial de sua região. O rio Capibaribe torna-se perene a partir do município de Limoeiro, no seu trecho baixo, e por este motivo os usos de água mais expressivos ocorrem no baixo curso deste rio (PROJETEC – BRLi, 2010). Esta bacia encontra-se atualmente inserida em uma das regiões mais urbanizadas do nordeste brasileiro, incluindo a Região Metropolitana do Recife (RMR), situada no trecho baixo do Rio Capibaribe, considerada a sexta maior concentração urbana do país (PROJETEC – BRLi, 2010). Na RMR, assim como em outras cidades cortadas por rios, é observada uma grande degradação ambiental do rio Capibaribe devido principalmente ao crescimento desordenado da população às margens do rio, que sob condições precárias e sem saneamento básico despejam o lixo e efluentes domésticos diretamente neste ecossistema aquático (HOLANDA, 2012). Este autor aponta ainda que a ocupação das margens do rio pela construção de moradias irregulares, como palafitas, acrescem à degradação do rio pela diminuição da vegetação marginal. Um relatório publicado pelo COBH CAPIBARIBE, 2010, ressalta que as águas do rio Capibaribe encontram-se atualmente com elevada poluição, especialmente após nos pontos situados após as concentrações urbanas que se desenvolveram ao longo do rio.

A atividade pesqueira é destacada na bacia do rio Capibaribe, principalmente na região da Zona da Mata de Pernambuco, que concentra cerca de 95% dos pescadores desta bacia (PROJETEC – BRLi, 2010). No entanto, um estudo realizado em uma comunidade ribeirinha do trecho baixo do rio Capibaribe revelou que a degradação do rio tem ocasionado o abandono das atividades de pesca, sendo a desistência dessa atividade relacionada principalmente à diminuição da quantidade e qualidade dos peixes, além da contaminação da água do rio (COLLIER et al. 2015). Em alguns pontos do Capibaribe, mesmo com a contaminação muitos pescadores continuam a exercer suas atividades, sem se importar com a contaminação, sendo observada a pesca inclusive em saídas de esgotos às margens do rio (NÓBREGA, 2011). O pescado adquirido pelos pescadores artesanais apresenta dois destinos principais, o consumo próprio e a comercialização para a população (Maldonado 1986). O consumo de peixes advindos de ambientes degradados pode representar um risco à saúde humana, como indica um recente estudo realizado por ÅKERBLÖM et al. (2014) revelando

que os peixes podem ser contaminados pela descarga de poluentes nestes locais. Este fato alerta para o possível risco do consumo dos peixes oriundos dos locais poluídos do rio Capibaribe.

No rio Capibaribe foram construídos reservatórios de grande porte para múltiplos usos, entre eles o abastecimento público (BARBOSA 2008). Apesar da bacia do rio Capibaribe apresentar a utilização que o tornaria compatível com rio de Classe 1 e 2 (CONAMA 375/05), dados de monitoramento revelam que o baixo curso deste rio tem suas águas classificadas como bastante poluídas (PERNAMBUCO, 2010, t. 1, v. 2). Conforme Silva (2003) indica, a má qualidade observada de suas águas tornam o uso do rio Capibaribe seguro apenas para navegação e harmonia paisagística, enquadrando-o como um rio de Classe 4, de acordo com os padrões do CONAMA 375/05.

Apesar da intensa exploração dos recursos da bacia do rio Capibaribe, pouco se sabe a respeito da sua fauna, sendo esse um fator limitante na delimitação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade. A delimitação destas áreas leva em consideração algumas características como sua importância biológica, baseando-se em sua biodiversidade, além da ocorrência de espécies-chave, endêmicas, ameaçadas e de importância econômica (BRASIL, 2007). Além destas informações, para o desenvolvimento eficaz de ações que visem o manejo e a restauração de ecossistemas aquáticos é necessária a compreensão dos mecanismos através dos quais as ações antrópicas ocasionam danos ao ambiente (ALLAN, 2004). De acordo com Baker et al. (2004), o entendimento destas relações permitirá o desenvolvimento de modelos para prever como o crescimento e desenvolvimento da população humana afetará a saúde dos rios, bem como apresentar alternativas adequadas para melhoria da qualidade destes ecossistemas.

Além das informações ecológicas e biológicas, a inserção das comunidades ribeirinhas na elaboração e execução de planos de conservação e manejo é indispensável para o sucesso destes planos, sendo esta participação uma exigência já estabelecida pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos na resolução N° 91/2008. A criação e implantação de unidades de conservação constitui uma ação prevista pela constituição federal, e envolve os aspectos biológicos e sociais das áreas protegidas (PROJETEC – BRLi, 2010). A priorização de áreas para conservação leva em consideração as populações tradicionais e suas relações com a

biodiversidade e o ambiente, priorizando a manutenção do seu conhecimento tradicional, sua diversidade cultural, além das áreas ou espécies importantes para estas populações (BRASIL, 2007).

3. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**. Brasília: ANA, 2012. 264 p

AGOSTINHO, A. A.; GOMES L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e Manejo de recursos Pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.

ÅKERBLOM, S. et al. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. **Ambio**. Dordrecht, Netherlands, v. 43, n. 1, p. 91–103, nov. 2014.

ALEXANDRE, C. L.; K. E. ESTEVES. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**. Dordrecht, Netherlands, v. 641, n. 1, p. 97-114, jan. 2010.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. Palo Alto, California, USA, v. 35, p. 257 – 284, jun. 2004.

ARAÚJO, L. E. et al. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. **Qualit@s Revista Eletrônica**. Campina Grande, PB, Brasil, v. 8, v. 1. p. 1-18, 2009.

ASTUDILLO, M. R.; NOVELO-GUTIÉRREZ, R.; VÁZQUEZ, G.; GARCÍA-FRANCO, J. G.; RAMÍREZ, A. Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. **Hydrobiologia**. Dordrecht, Netherlands, v. 768, n. 1, p. 1-15, out. 2015.

BAKER, J. P. et al. Alternative futures for the Willamette River Basin, Oregon. **Ecological Applications**. Washington, DC, USA, v. 14, p. 313–24, abr. 2004.

BARBOSA, D. L. **A exploração de um sistema de reservatórios: uma análise otimizada dos usos e objetivos múltiplos na bacia do rio Capibaribe-PE**. 2008. 281 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande –PB.

BARLETTA, M. A. J. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**. Malden, MA, USA, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, jun. 2010.

BRAGA, R. **Capibaribe, o rio das capivaras e da integração pernambucana**. Disponível em: <http://ne10.uol.com.br/coluna/foco_ambiental/noticia/2010/04/06/capibaribe-o-rio-das-capivaras-e-da-integracao-pernambucana-218578.php>, Acesso em: 01 de setembro de 2012.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007**. / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília. (Série Biodiversidade, 31). 2007. 301p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução Nº 91**, de 05 de novembro de 2008.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357**, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 01 de dezembro de 2014.

BOOTH, D. B.; JACKSON, C. R. Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. **Journal of the American Water Resources Association**. Malden, MA, USA, v. 33, n. 5, p. 311–23. jun. 1997.

BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**. Dordrecht, Netherlands, vol. 529, n. 1, p. 133-144, nov. 2004

CAPELLESSO, A. J.; CAZELLA, A. A. Pesca artesanal entre crise econômica e problemas socioambientais: estudo de caso nos municípios de Garopaba e Imbituba (SC). **Ambiente & sociedade**. São Paulo, SP, Brasil, v. 14, n. 2, p. 15-33, dec. 2011.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**. Washington, DC, USA, v. 8, n. 3, p. 559–568, ago. 1998.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, SP, Brasil, v. 23, n. 5, p. 618 – 622, out. 2000.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, New York, NY, USA, v. 38, n. 6, p. 974–982, set. 2006.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**. Dordrecht, Netherlands, v. 623, n. 1, p. 173-189, dez. 2009a.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**. Dordrecht, Netherlands, v. 632, p. 273-283. jun. 2009b.

COBH CAPIBARIBE. **Capibaribe das águas limpas, por que não?: Semana da Água na Bacia do Capibaribe: relatório. 20 a 30 de março de 2010**. Recife, 2010. Disponível em: <<http://www.slideshare.net/comitecapibaribe/03-relatoriosemanadagua2010>>. Acesso em: 26 out. 2012.

COLLIER, C. A. et al. Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing. **Journal of Ethnobiology Ethnomedicine**. London, UK, v. 11, n. 69, p. 1-13, set. 2015.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**. Curitiba, PR, Brasil, v. 23, n. 4, dez. 2006.

DERMAN, B.; FERGUSON, A. Human rights, environment, and development: the dispossession of fishing communities on lake Malawi. **Human Ecology**. New York, NY, USA, v. 23, n. 2, p. 125-142, 1995.

DIAS, A. M. **Ictiofauna, conservação e interferências antropogênicas em Riachos do alto da bacia do rio paraná em goiás, região centroeste**. 86f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável) - Universidade Católica de Goiás, Goiânia, GO, Brasil, 2008.

DYER S. D. et al. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin river, the Philippines. **Chemosphere**. Kidlington, OX, England, v. 52, n. 1, p. 43-53, jul. 2003.

EKLÖV, A. G. et al. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. **Freshwater Biology**. Malden, MA, USA, v. 40, n. 4, p. 771-782, dez. 1998.

FAO, Database on introduction of aquatic species (DIAS) 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/introsp/search>>. Acessado em 18 de março de 2009.

GENITO, D.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Response of stream macro invertebrates to agricultural land cover in a small watershed. **Journal of Freshwater Ecology**. La Crosse, WI, USA, v. 17, n.1, p. 109-119, dec. 2002.

GUTIÉRREZ, M. R. V. A.; ALONSO, M. L. S. Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, Netherlands, v. 22, p. 2469-2503, jul. 2013.

HOLANDA, M. O. **A legislação ambiental e a conservação da bacia hidrográfica do Rio Capibaribe: os paradigmas socioambientais do baixo curso**. 2012. 127 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável) - Universidade de Pernambuco, Faculdade de Ciências da Administração de Pernambuco, Recife –PE.

IBAMA - **Estatística da pesca 2006. Brasil: grandes regiões e unidades da Federação**. Brasília: IBAMA, 2008. 174 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sinopse do Senso Demográfico de 2010**. Rio de Janeiro, 2011. 261 p.

IWATA, T., S. NAKANO, AND M. INOUE. . Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. **Ecological Applications**. Washington, DC, USA, v. 13, n. 2, p. 461–473, abr. 2003.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, MD, USA, v. 6, v. 6, p. 21-26, 1981.

KARR, J. R. et al. Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey**. USA, n. 5, 1986, 28 p.

KRAMER, D. L.; MEHEGAN, J. P. Aquatic surface respiration, an adaptative response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental Biology of Fishes**. New York, NY, USA, v. 6, n. 3, p. 299–313, nov. 1981.

MAITLAND, P. S. The conservation of freshwater fish: past and present experience. **Biological Conservation**, Oxford, England, v. 72, n. 2, p. 259-270, 1995.

MALDONADO, S. C. **Pescadores do mar. Série princípios**. São Paulo: Ática, 1986.

MARCOGLIESE, D. J. et al. Effects of a major municipal effluent on the St. Lawrence River: A case study. **Ambio**. Dordrecht, Netherlands, v. 44, n. 4, p. 257-274, nov. 2014.

MELO, C. E.; MACHADO, F. A.; SILVA, V. P. Diversidade de peixes em um córrego de Cerrado no Brasil central. **Revista Brasileira de Zoologia**. Curitiba, PR, Brasil v. 1, n. 2, p. 17-23, 2003.

MENDONÇA, J. P.; ANDREATA, J.V. 2001. Aspectos reprodutivos de *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider) (Poeciliidae) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. Curitiba, PR, Brasil, v. 18, n. 4, p. 1041-1047, dez. 2001.

MORLEY, S. A.; KARR, J. R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. **Conservation Biology**. American Chemical Society, Washington, DC, USA, v. 16, p. 1498– 1509, dez. 2002.

MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: BERGALLO, H. G. et al. (Eds). **Biologia da Conservação**. pp. 45-52. Rio de Janeiro: Editora Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2006.

NASSAR, A.M. et al. Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use changes. In: ZUURBIER, P.; VAN DER VOOREN, J. (Eds.). **Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment** pp. 63–93. Netherlands: Wageningen Academic Publishers, 2008. 252p.

NÓBREGA, A. S. C. **Fontes de contaminação no estuário do Rio Capibaribe, Pernambuco**. 2011. 57f.. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, California, USA, v. 32, p. 333-365, nov. 2001.

PERNAMBUCO. **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe**. Recife, t. 1, v. 2. 2010.

PHU, S. T. P. Research on the Correlation Between Chlorophyll-a and Organic Matter BOD, COD, Phosphorus, and Total Nitrogen in Stagnant Lake Basins. pp 177-191. In: KANEKO, N.; YOSHIURA, S.; KOBAYASHI (Eds.). **Sustainable Living with Environmental Risks**. Japan: Springer, 2014. 286 p.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G.; ARAUJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. Porto Alegre, RS, Brasil, v. 4, n. 2, p. 269-278, jun. 2006.

POMPEU, P. S.; ALVES; C.B.M.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brasil. **American Fisheries Society Symposium**. Alaska, USA, v. 47, p. 11-22, set. 2005.

PROJETEC – BRLi. **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental**. volume 01/03 / Projetos Técnicos. Recife, 2010. 389p.

REASH, R. J.; BERRA, T. M. Comparison of fish communities in a cleanwater stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**. Notre Dame, Indiana, USA, v. 118, n. 2, p. 301-322, out. 1987.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**. Dordrecht, Netherlands, v. 11, n. 3, p. 141–156, jun. 1996.

SANTOS, F. B.; FERREIRA, F. C.; ESTEVES, K. E. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). **Environmental Biology of Fishes**. New York, NY, USA, v. 98, p. 1895-1912, mar. 2015.

SILVA, J. P. **Sedimentologia, batimetria, qualidade da água e vulnerabilidade do rio Capibaribe na cidade do Recife – PE**. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife –PE.

SILVEIRA, M. P. et al. Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. **Environmental Monitoring And Assessment**. Dordrecht, Netherlands, v. 101, n. 1, p. 117–128, fev. 2005.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**. Malden, MA, USA, v. 46, n.10, p. 1409–24, out. 2001.

TENGÖ, M. Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: the multiple evidence base approach. **Ambio**, Dordrecht, Netherlands, v. 43, n. 5, p. 579-591, set. 2014.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. Ottawa, ON, Canada, v. 37, n. 1, p.130–137, 1980.

VIOLIN, C. R. et al. Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. **Ecological Applications**. Washington, DC, USA, v. 21, p. 1932–1949, set. 2011.

WANG, L. et al. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. **Fisheries**. Bethesda, MD, USA, v. 22, n. 6, p. 6–12, 1997.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. **Environmental Management**. New York, NY, USA, v. 28, n.2, p. 255–266, ago. 2001.

WELCOMME, R. L., **International Introductions of Inland Aquatic Species**. Rome: FAO Fisheries Technical Paper, 1988, 318p.

ZUUBIER, P.; VOOREN, J. V. **Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment**. Netherlands: Wageningen Academic Publishers, 2008. 252p.

4. ARTIGO I - *Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing*- Publicado em 15 de setembro de 2015 no periódico *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*



RESEARCH

Open

Access

Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing

Carolina A. Collier^{1*}, Miguel S. de Almeida Neto¹, Gabriela MA Aretakis², Rangel E. Santos³,
 Tiago H. de Oliveira², José S. Mourão^{1,4}, William Severi⁵ and Ana CA El-Deir^{1,3,6}

Abstract

Background: The use of interdisciplinary approaches such as the proposed report provides a broad understanding of the relationship between people and the environment, revealing reliable aspects not previously considered in the study of this relationship. This study compiled evidence on the environmental degradation of an urbanized river over the past few decades, providing a diagnosis of the consequences of this process for the river, its ichthyofauna, and the local human population.

Methods: The study was focused on the Beira Rio community on the Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Data were collected using geoprocessing and ethnobiological approaches, as well as environmental parameters. This research was conducted with the most experienced long-term residents in the local community, through interviews and participatory methodologies to recovering information about the river environment, its ichthyofauna and its environmental services for the last decades.

Results: According to the GIS analysis, the study area was subject to an accelerated process of urbanization, with the total urban area increasing from 73 565, 98 m² in 1974 to 383 363, 6 m² in 2005. The informants perceived the urban growth, especially in the late twentieth century, being this period recognized as the phase of greatest negative changes in the river environment. The perceived decline of fish stocks was indicated by the community as one of the effects of river degradation. According to the interviews, the deterioration of the river affected the ecosystem services and the relationship of the adjacent human community with this ecosystem. The environmental data indicated that the river is suffering eutrophization and has fecal coliform concentrations 160 times higher than the maximum level permitted by Brazilian legislation.

Conclusions: The interdisciplinary approach used in this research allowed the understanding of the degradation process of an urban river and some negative effects through the integration of environmental data, GIS and the local knowledge, revealing the complementarity of obtained data and the effectiveness of implementation of this approach.

Keywords: Geographic information system, Ethnobiology, Ecosystem services, Environmental quality, Freshwater fish, Eutrophization

* Correspondence: carol.collier@hotmail.com

¹ Post-Graduation Program of Ethnobiology and Conservation of Nature, Department of Biology, Federal Rural University of Pernambuco, P.O. Box 52171-900, Recife, Brazil

Full list of author information is available at the end of the article



Resumo

Introdução: A utilização de abordagens interdisciplinares, como nesta pesquisa, provê uma ampla compreensão da relação entre as pessoas e o ambiente, revelando aspectos relevantes não considerados anteriormente no estudo desta relação. Este estudo compilou evidências sobre a degradação ambiental de um rio urbano ao longo das últimas décadas, provendo um diagnóstico das consequências deste processo sobre o rio, sua ictiofauna e a população humana local.

Métodos: Este estudo foi realizado na comunidade Beira Rio no rio Capibaribe, município de São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brasil. Os dados foram coletados utilizando geoprocessamento e abordagens etnobiológicas, bem como análises abióticas. Esta pesquisa foi conduzida com os moradores mais antigos da comunidade local, através de entrevistas e metodologias participativas para recuperar informações sobre o ambiente do rio, sua ictiofauna e seus serviços ambientais nas últimas décadas.

Resultados: De acordo com as análises de SIG, a área de estudo sofreu um acelerado processo de urbanização, com a área urbana total aumentando de 73 565,98 m², em 1974, para 383 363,6 m² em 2005. Os informantes perceberam o crescimento urbano, principalmente no final do século XX, sendo a transição deste século reconhecida como o período de maiores modificações negativas no ambiente do rio. O declínio percebido dos estoques pesqueiros foi apontado pela comunidade como um dos efeitos da degradação do rio. De acordo com as entrevistas, a deterioração do rio comprometeu os serviços ambientais e a relação da comunidade humana adjacente com este ecossistema. Os dados ambientais indicaram que o rio está sofrendo eutrofização, e apresenta uma concentração de coliforme fecal 160 vezes maior que o máximo permitido pela legislação brasileira.

Conclusões: A abordagem interdisciplinar utilizada neste estudo permitiu compreender o processo de degradação de um rio urbano e alguns de seus efeitos negativos através da integração de dados ambientais, SIG e do acesso ao conhecimento local, demonstrando a complementariedade dos dados obtidos e a efetividade deste modelo de abordagem.

Background

Throughout history, human beings have tended to agglomerate along the margins of watercourses, where they have access to important resources, such as water, food, and raw materials [1]. These areas tend to be naturally more fertile, favoring agriculture and ultimately contributing to their anthropogenization [1]. In the present day, hydrological resources are exploited in a number of different ways, ranging from domestic, agricultural, and industrial consumption, through the removal and dilution of effluents and solid waste, to the generation of electricity [2].

The initial consequence of the human occupation of river margins is deforestation, due to the demands for physical space [3]. This results in soil exposure, leading to erosion, excessive leaching of nutrients, and the eventual siltation [3]. The development of urban environments leads to an increase of nutrients concentration and fecal coliforms due to the discharge of domestic effluents [4]. This contamination promotes modifications in the physical-chemical characteristics of the water, and in turn, the quality of the aquatic environment [5]. The addition of nutrients promotes ecosystem-level problems, such as algal blooms, biochemical oxygen demand increase and hypoxia [6]. Fecal contamination also contributes to hypoxia, as well as human illnesses [6].

The contamination of water bodies impedes the exploitation of their resources by the population, in particular by

reducing supplies for domestic consumption and usage [7]. The degradation of aquatic ecosystems may also result in a decline in fishery stocks [8], which may affect the economic income of some riverine communities. In addition to provide water and economic resources, aquatic ecosystems providing other ecosystem services that are less recognized by the society, such as cultural identity, spiritual and religious values, recreational activities, among others, that contribute to quality of life of human populations [9]. Local people know, perceive and use the resources along their history with the environment where they live, therefore they are also responsible for the environmental changes occurring around them [10]. This relationship leads to a knowledge accumulation about the environmental changes and processes [11]. Accessing perceptions of the local population makes it possible to identify these changes and their causes [12, 13]. Therefore, Hanazaki et al. [14] highlight the importance of including the perception of local human populations in obtaining information to help clarifying questions about the environmental changes occurring. These environmental changes and their relationship with the human societies have been better understood through approaches of historical ecology, which seeks to understand the conformation of contemporary and past cultures and landscapes [15].

The understanding of the relationship between man and nature, as well as the anthropogenization of the

environment, has been advancing in recent years through the adoption of interdisciplinary approaches, which combine different methods and theoretical perspectives to provide integrated insights into these phenomena (e. g. [16, 17]). In this context, the present study integrated data on environmental data related to fecal coliform and trophic state index (TSI), Geo-graphic Information System (GIS) analyses, and local knowledge provided by the resident population, with the objective of understanding the degradation of an urban river in northeastern Brazil over the past three decades, and in particular the consequences of this process for the river, its ichthyofauna, and the local riverside community.

Methods

Study area

The basin of the Capibaribe River is located in the Brazilian state of Pernambuco, where it flows through 42 different municipalities within a total area of 7454 km² [18]. The Capibaribe runs 280 km from its headwaters in the municipality of Poçoão to the Atlantic Ocean in

the state capital, Recife [18]. The lower Capibaribe flows through the Metropolitan Region of Recife (MRR), the sixth largest urban center in Brazil [19].

São Lourenço da Mata is one of the municipalities that make up the MRR. In 2014, it had an estimated population of 109,298 inhabitants, of which 94 % reside in the urban zone [20]. The community known as Beira Rio is located in this municipality between the coordinates 7° 59'57.414" S, 35°2'18.434" W and 8°00'10.434" S, 35° 1'3.929" W (Fig. 1). Beira Rio was founded in the 1980s, and subsequently developed into an urban center characterized by a lack of planning and precarious infrastructure, whose streets being paved only at the end of the 1990s. Domestic effluents are discharged directly into the river to this day. These peripheral and unplanned growth together with the lack of basic infrastructure are a common situation on most Brazilian cities [21].

Land use and land cover

Four maps of land use and land cover were produced in order to characterize the process of urban expansion since the establishment of the Beira Rio community. For

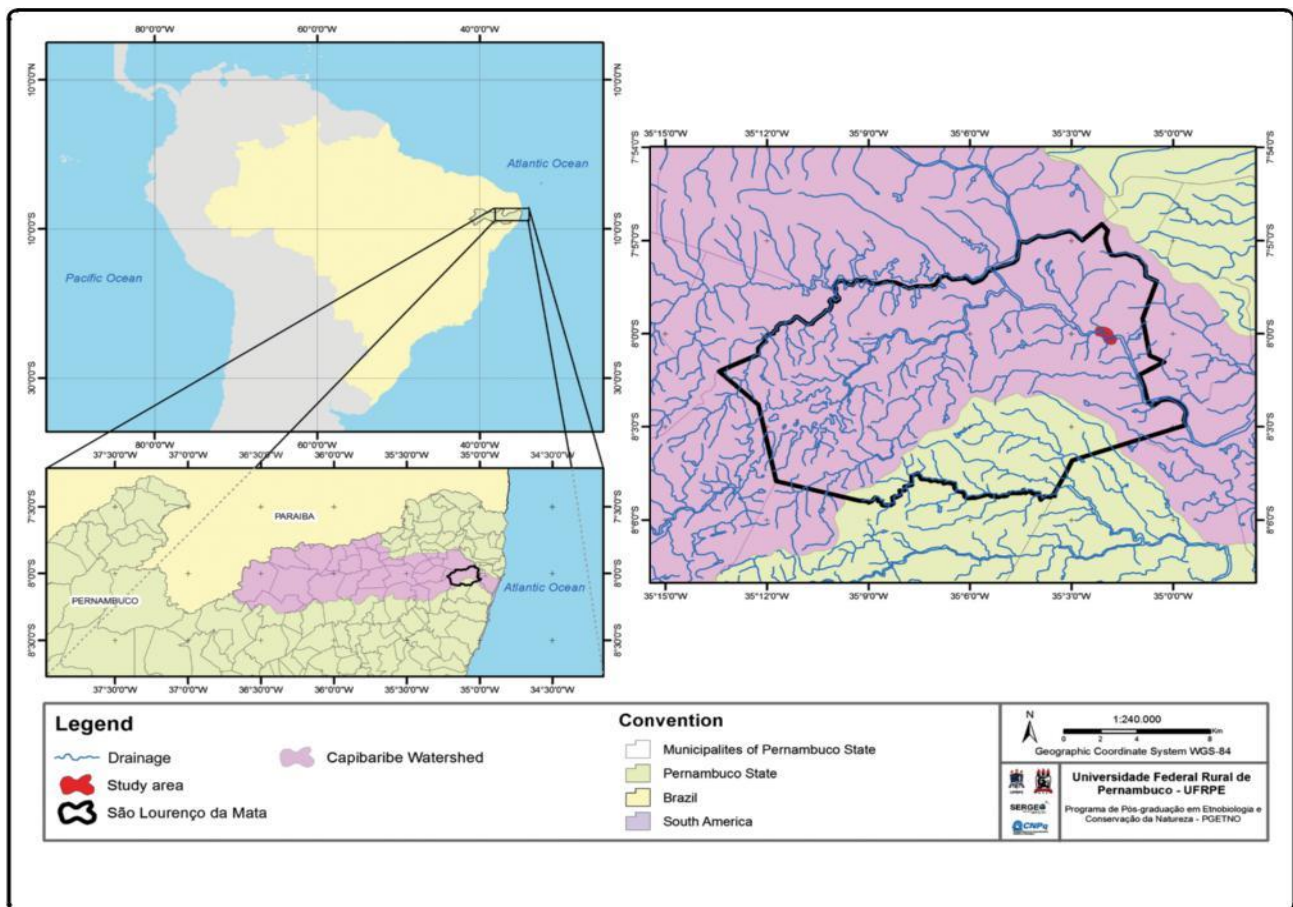


Fig. 1 Study area, lower Capibaribe river, municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Location of the study area on the lower Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil

this, a buffer of 250 m was established around the stretch of the river selected for evaluation in the present study (Fig. 1). Three maps were then produced based on the interpretation of Panchromatic B & W vertical aerial photographs obtained from the Pernambuco State Planning and Research Agency (Condepe/Fidem). Two photographs were available for 1974, one for 1981, and two for 1997. Given the lack of more recent aerial photographs, the fourth map was produced based on a Google Earth image for 2005.

The images were georeferenced using the Universal Transversal Mercator Projection System and the WGS-84 datum. The data were then vectored according to land use and land cover, being classified as (i) vegetation, (ii) urban area, (iii) river, and (iv) roads. A 1:15 000 scale was adopted following vectoring. The maps were produced in ArcGIS 9.3, licensed to the Observatory of the Geographical Sciences Department at the Federal University of Pernambuco (UFPE) in Recife, Brazil.

Environmental parameters

To compile a history of the water quality of the study area, data were obtained from the CB-72 monitoring station (7° 59'57.672" S, 35° 2' 0.406" W) situated inside the delimited area to community and realized by the Pernambuco State Environment Agency (CPRH). The CPRH provided Trophic State Indices (TSI) and fecal coliform concentrations for the 23 year period between 1991 and 2013. As data were lacking for some months of the year, only dry season values were used for analysis.

The CPRH considers 160 000 MPN/100 ml as the maximum value for fecal coliform concentrations. The values recorded were compared with the limits for human use established by the Brazilian National Council for the Environment (CONAMA) through Resolution 375/05 for rivers contained in class 2 [22]. The CPRH used total phosphorus values to calculate the TSI, classified in six categories (Table 1).

Local knowledge

Local informants were selected using the snowball approach [23], in order to identify the most experienced long-term residents of the Beira Rio community. These residents were considered to be those individuals who had lived continuously in the community for at least two decades. The objectives of the study were explained to all informants, who were invited to sign a free and informed consent form, as required by federal resolution CNS 466/12 [24]. This study was approved by the Committee for Ethics in Research Involving Human Subjects at the University of Pernambuco (UPE) under process number 38385814 8 0000 5207.

Semi-structured interviews were used to obtain information from 18 local residents, focusing on their relationship

Table 1 Categories used for the classification of the Trophic State Index

Category	Trophic State Index (TSI)
Ultraoligotrophic	TSI ≤ 47
Oligotrophic	47 < TSI ≤ 52
Mesotrophic	52 < TSI ≤ 59
Eutrophic	59 < TSI ≤ 63
Supereutrophic	63 < TSI ≤ 67
Hypereutrophic	TSI > 67

Categories used for the classification of the Trophic State Index. Source: CETESB (2013)

with the river in the past and the present day, regarding fishing activities, conservation of the river and its ichthyofauna, and the causes and consequences of the environmental modifications of the river. The information provided on the modifications of the river, and the causes of these modifications, was grouped into categories. The information provided in the interviews was also analyzed using the collective subject technique of Lefevre [25], in which the key expressions are identified and used to collate a "collective discourse" of the principal ideas expressed by the informants.

A free list technique [26] was used to compile an inventory of the fish species known to the population. A checklist [27] was used to confirm the names cited and identify the species based on photographs of specimens taken in situ. To understand the representation of the informants with regard to the historical modifications of the river, a participative Timeline approach was used, in which the subjects were asked to remember historic events related to the modification of the river [24]. Although 18 informants were invited to participate in this process, only six (33,3 %) actually did.

The participative Historical Graph method [28] was used to obtain information on the abundance of fish in the river. In this participatory approach it was requested of the informants to indicate the abundance of confirmed species in checklist using integer values between 0 and 10. In this case, all the 16 informants who practice or have practiced fishing on the river were invited to participate and provide estimates of the abundance of the different fish species in the Capibaribe during the period in which they fished the river. Four informants provided information on the abundance of fish in the river, including the only fisherman who continues to work in the river in Beira Rio community so far.

Results

Urban expansion

Between 1974 and the inception of the Beira Rio community, in the 1980s, the urban area surrounding the river increased from 73 565 98 m² in 1974 to 240 555

12 m² in 1981 (Fig. 2). This process resulted in the reduction of the area of vegetation from 507 944 62 m² to 321 196 38 m² by 1981 (Fig. 2). After the community establishment, the urban area increased to 297 489 80 m² between 1981 and 1997, representing an expansion of 24 % over this period (Fig. 2). By 2005, the urban area had grown to 383 363 60 m², indicating an increase of 29 % between 1997 and 2005 (Fig. 2).

Environmental parameters

Fecal coliform concentrations varied between 1100 and ≥160 000 MPN/100 ml (Fig. 3). As the lowest of

these values exceeds the upper limit of 1000 MPN/ 100 ml defined by CONAMA 357/05, the river water would have been unfit for human activities throughout the monitoring period (1991–2013).

Trophic State Index (TSI) varied from 61 to 71 during the period, corresponding to a classification of eutrophic to hypereutrophic (Fig. 4). Most of the values were between 63 and 67, indicating that the river was supereutrophic during most of the monitoring period. The river has thus been characterized by high levels of eutrophication since 1991, reaching a peak in 1999 (Fig. 4).

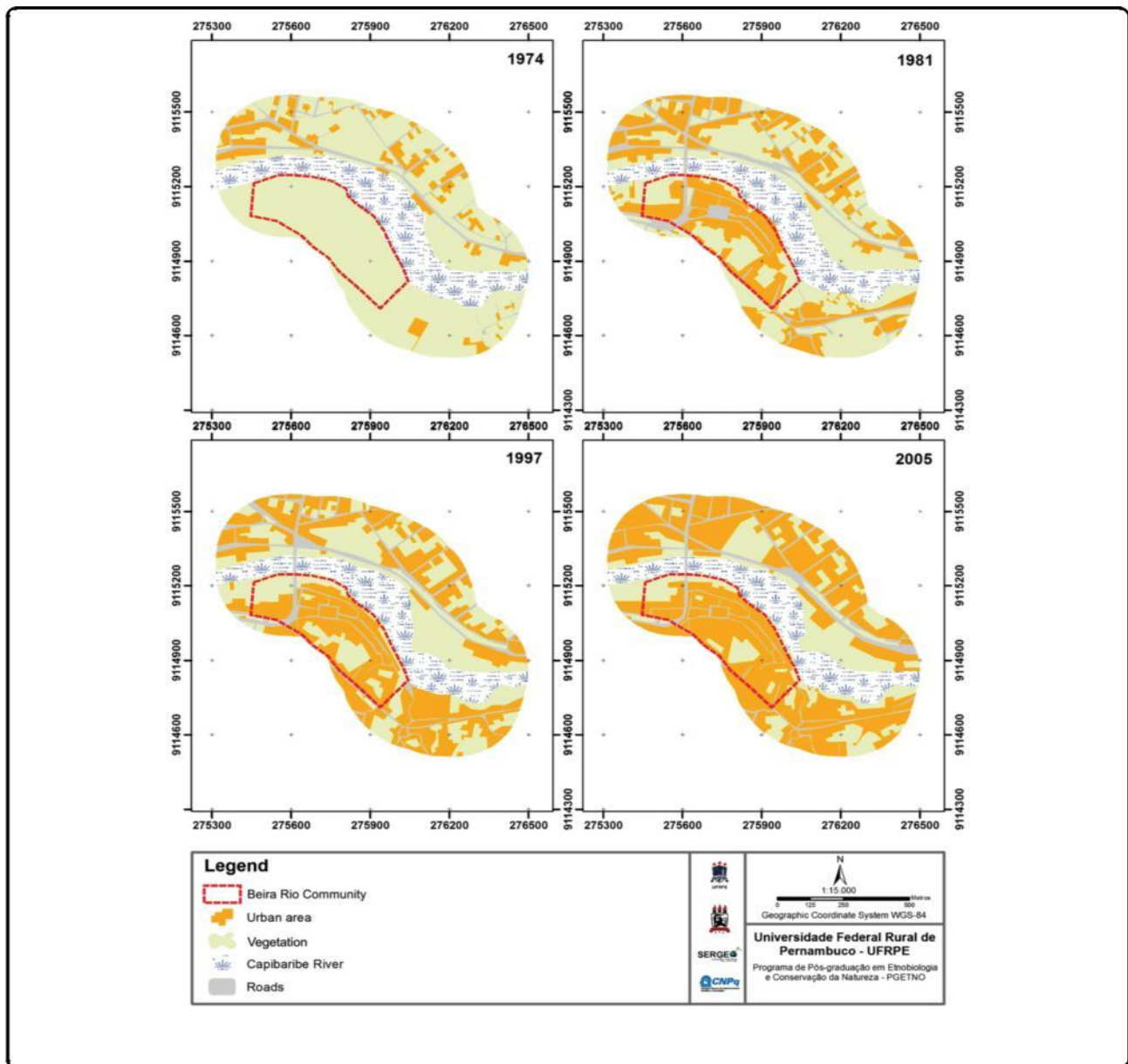


Fig. 2 Land use and land cover, lower Capibaribe River, municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Land use and land cover of a stretch of the lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco (Brazil), in 1974, 1981, 1997, and 2005

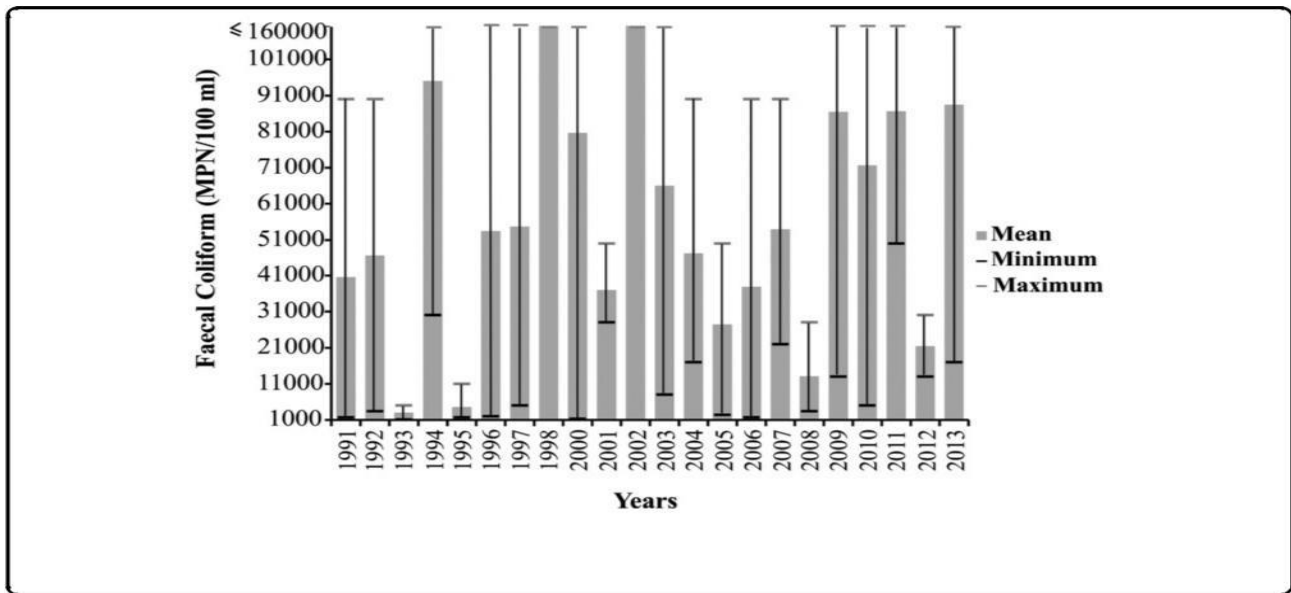


Fig. 3 Faecal coliform concentrations (MPN/100 ml), lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. Faecal coliform concentrations (MPN/100 ml) recorded between 1991 and 2013 at monitoring station CB-72 on the lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH

Local knowledge on changes in the river and the fish fauna

The degradation of the river was acknowledged by 100 % of the interviewees, who indicated negative modifications in the river and its fish fauna. The principal modifications reported referred to alteration of the color (81 %) and odor (19 %) of the water, although one (6 %) also mentioned changes in water levels. Most (88 %) of the informants reported a long-term decline in the abundance of fish. The causes of these modifications

were identified (Fig. 5) as primarily the discharge of sewage (81 % of the informants), garbage (56 %), and dead animals (31 %) directly into the river, in addition to the construction of houses (38 %).

All (100 %) of the informants reported consuming fish from the river in the past, but only two (11 %) still eat fish caught in the river. One of the consequences of the pollution of the river reported by the informants was the abandoning of fishery activities. Most (89 %) of the informants reported having fished on the river in the

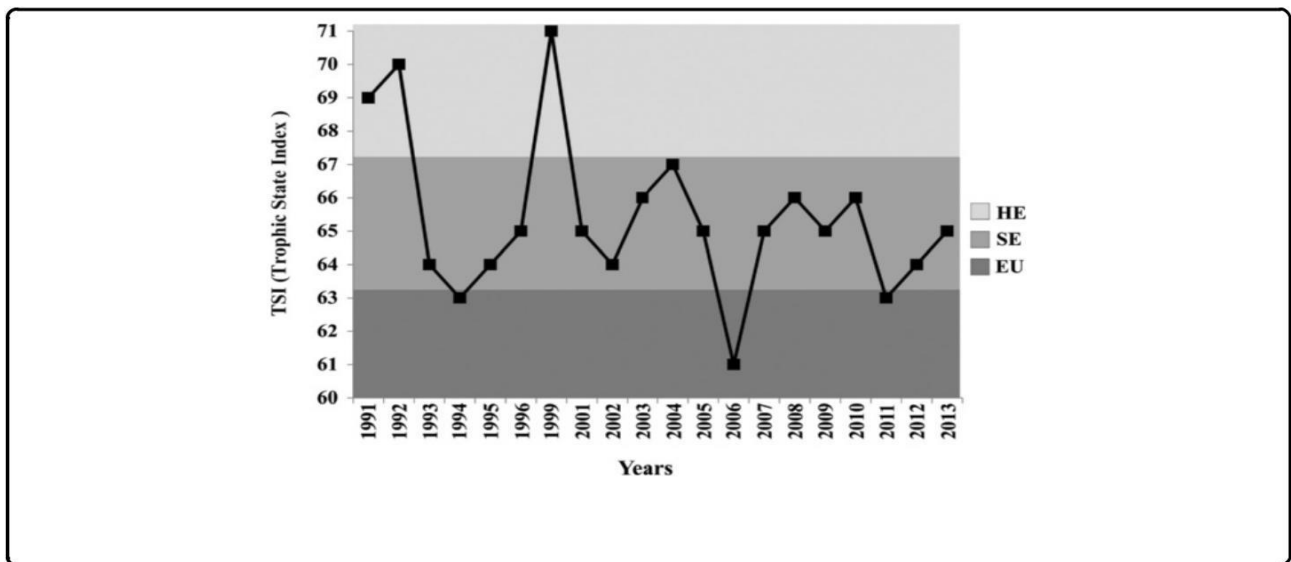


Fig. 4 Trophic State Indices (TSI), lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. Trophic State Indices (TSI) recorded between 1991 and 2013 at monitoring station CB-72 on the lower Capibaribe River in São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Source: CPRH. EU = eutrophic, SE = supereutrophic, HE = hypereutrophic

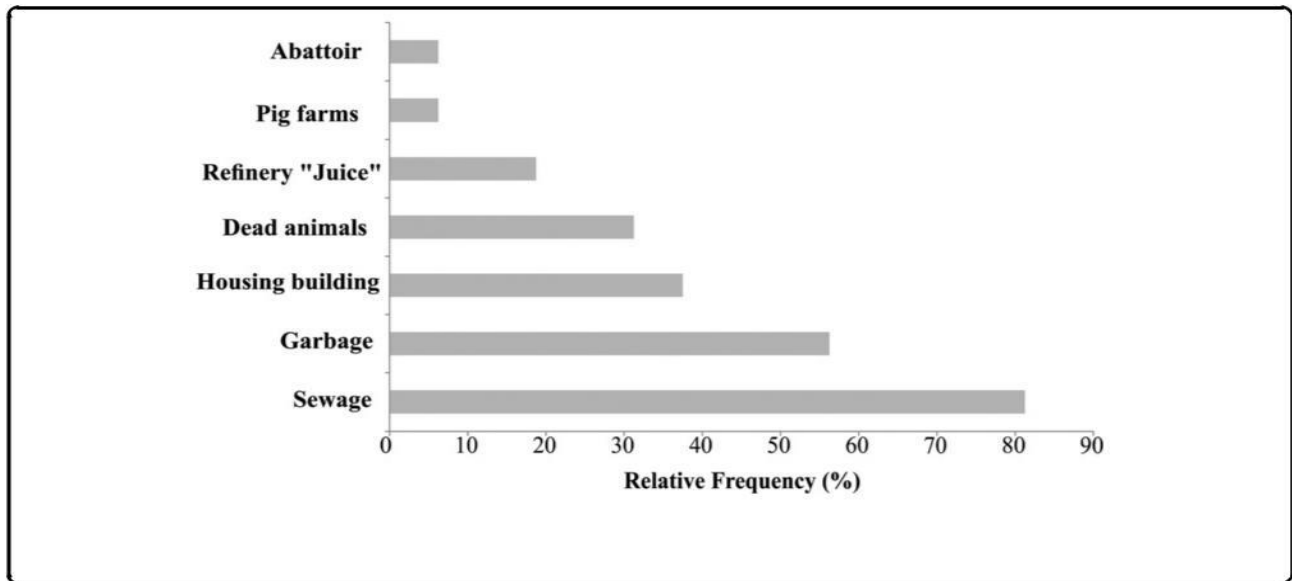


Fig. 5 Perceived causes of degradation of lower Capibaribe River, according to informants interviewed in the Beira Rio community. Relative frequency of the perceived causes of the degradation of the lower Capibaribe River, as reported according to informants interviewed in the Beira Rio community, São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil

past, but 94 % of these individuals confirmed they no longer do this, and only one fisherman is still active.

According to the collective discourse extracted from the information obtained in the interviews (Table 2), no loss of quality was observed in the river during the 1980s, when the water was still transparent, and the bottom was sandy. During this decade, the river was a source of drinking water and was used for other domestic activities, and many local fishermen exploited the abundance and diversity of fish in the river to support their families. At the beginning of the 1990s, the characteristics and environmental services of the previous decade were maintained, although subsequent population growth, combined with the extraction of materials from the river for the construction of houses, led to the

beginning of the worsening of the river. At the turn of the century, the informants report an increase in population growth and the degradation of the quality of the river, which was now considered to be "very polluted", with "black water", and a "bad smell of faeces". During this decade, the river sediment changed from sandy to muddy, and the river ceased to represent a source of services and resources for the local population, due to the fact that the water had become unfit, and the few surviving fish are contaminated, and in fact, the mere contact with the water may have health risks, due to the presence of "schistosomiasis and germs" (Table 2).

According to the Timeline, the community was established by squatting on land previously used for planting sugarcane, and was based on subsistence agriculture and

Table 2 Collective discourse on the process of degradation of the lower Capibaribe River

Decade	Collective subject discourse
1980-1989	"In the old days, there was just bush and a lake, there were no houses on the bank of the river. The river was clean, with transparent water, so you could see the sandy bottom. The water was drinkable, and the people bathed, and washed clothes and dishes. There was a lot of fish, of many different types. The river supported the local families, providing them with fish. Everybody ate a lot of fish from the river."
1990-1999	"There was just bush and mud shacks. There weren't so many houses. The river was clean, with transparent water, it was possible to see the bottom and the fish. We used to bathe, and wash dishes and clothes. There was a lot of fish, a lot of people fishing. The river supported the local families, providing them with fish. The community began to fill up with houses, the people took sand and stones from the river to build their houses, and the river began to get worse."
2000-present day	"The Beira Rio Community population has increased a lot, there are many houses. The river has changed completely, it is very polluted, it is really gross. The river is dirty now, it is always muddy, with black water. Nowadays it stinks, smells like feces with mud on the bottom. The river is full of garbage, it's only good for a sewer. Nobody can go in to the river, if somebody steps in the water, they get sick. The river is full of schistosomiasis and germs. The fish are all gone, there's almost no fish now, they have disappeared, it's a disgrace, there's nothing left! You never see anyone fishing now. The fish come up covered in sludge, they are black, like the river. In the old days, everyone ate fish, but now nobody does. We are pish and afraid to eat fish because the river is so polluted."

Collective discourse on the process of degradation of the lower Capibaribe River, constructed from the reports of informants interviewed in the Beira Rio community, São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil

fishing (Table 3). At the beginning of the 1980s, there were few houses, and the first major growth in the local population began in 1987. During this first decade, the discharge of a “juice” from the Tiúma sugar refinery was a recurring event (Table 3). This typically resulted in unhealthy odors and fish mortality over a period of approximately one week. Despite the clear noxious effects of this phenomenon on the river and its ichthyofauna, local residents would take advantage of these events to capture fish, which were typically found floating on or near the surface, in an intoxicated condition (Table 3).

During the 1990s, carpa, tambaqui, and cará-trovão (*Astronotus ocellatus*) began to appear in the river, apparently as a result of fish stocking of local reservoirs in the proximity of the Capibaribe River by the government, in 1994. Up until 1998, the river was still considered to be clean and well-stocked with fish, but in 1998 and 1999, major growth in the local population resulted in an increase of the discharge of sewage, garbage, and dead animals into the river (Table 3). This period was recognized universally as the moment of transition in the quality of the river.

This increase in the amount of waste and effluents discharged into the river continued into 2000, as the population continued to grow (Table 3). From this time

onward, the river was polluted, presenting the same characteristics as in the present day. In 2000, the informants reported that a regular refuse collection service began in the community, resulting in a reduction in the amount of garbage ejected directly into the river. In 2004, a species of fish known locally as Beta, appeared in the river. The presence of this fish was associated with sewage outlets.

A total of 18 fish species were listed, of which 15 were confirmed by the checklist (Table 4). These 15 species were used to construct a Historical Graph (Fig. 6), which showed that, in most cases, the abundance of the species was modified over the course of the years. The Carpa and Beta species mentioned in discourse collective not were inserted in these analysis because they were not cited in freelists. The abundance of 13 of these species declined gradually over time, while that of *Trichopodus trichopterus* remained constant since its appearance in the area (Fig. 6). *Cichla* sp. and *Astronotus ocellatus* also appeared in the study area in the 1990s, coinciding with the government’s restocking program. *Cichla* sp., *Hoplosternum littorale*, *Callichthys callichthys*, *Synbranchus mar-moratus*, and *Gymnotus* sp. were not reported in the present day, which may indicate their disappearance from the study area, while *Leporinus piau* was only reported

Table 3 Timeline of the historical events leading to the modification of the lower Capibaribe River

Decade	Event or activity	Consequences	Description	Use
1980-1989	Community established (1980)	Occupation of land once used as sugarcane plantations	Clean river	Bathing
	Plantations of okra and cassava	Uninformed		Washing clothes and dishes
	Discharge of “juice” from the Tiúma sugar refinery	Bad-smelling water, fish mortality, and capture of intoxicated fish.	Many fish	Drinking water
1990-1999	Increase in the number of houses (1987)	Initial population growth		Fishing
	Tiúma refinery closes (1994)	Discharge of “juice” ends	Clean river (until 1998)	Uninformed
	Fish stocking in adjacent areas (1994)	Appearance of carpa, tambaqui, and cará-trovão	Many fish (until 1998)	
	Flood (1994)	Destruction of houses		
	Streets paved (1998)	Uninformed	River begins to “get much worse” (1998/1999)	
	Major growth in the size of the community (1998/1999)	Increase in the discharge of sewage, garbage and dead animals into the river		
2000-present day	Garbage truck collection begins on a regular basis (2000)	Reduction in the discharge of solid refuse into the river	River polluted since 2000	Uninformed
	Houses built (2000)	Increase in the discharge of sewage into the river		
	Discharge of a “juice” of unknown origin (2002)	Uninformed		
	Appearance of the beta, known as the “sewage fish” (2004)	Uninformed		
	Flood (2011)	Destruction of houses		

Timeline of the historical events leading to the modification of the lower Capibaribe River, produced from the information supplied by informants interviewed in the Beira Rio community, São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil

Table 4 Fish species identified in the free list

Local name	Species	Family
Acari ^a	Hypostomus spp.	Loricariidae
Camurim	-	-
Cará	-	-
Cará-branca/Tilápia ^a	Oreochromis sp.	Cichlidae
Cará-preta ^a	Cichlasoma sp.	Cichlidae
Cará-trovão ^a	Astronotus ocellatus	Cichlidae
Cascudo ^a	Hoplosternum littorale/Callichthys callichthys	Callichthyidae
Guaru	-	-
Jacunda ^a	Crenicichla sp.	Cichlidae
Jundiá ^a	Rhamdia quelen	Heptapteridae
Mussum ^a	Synbranchus marmoratus	Synbranchidae
Piaba ^a	Astyanax gr. bimaculatus	Characidae
Piau/Pintado ^a	Leporinus piau	Anostomidae
Sarapó ^a	Gymnotus sp.	Gymnotidae
Tacunaré ^a	Cichla sp.	Cichlidae
Tambaqui	-	-
Traíra ^a	Hoplias malabaricus	Erythrinidae
Tricongati ^a	Trichopodus trichopterus	Osphronemidae

Fish species identified in the free list. ^aConfirmed by the Checklist

after 2010, impeding any analysis of changes in its abundance.

The most abundant fish species present in the study area when the community was established were *S. marmoratus*, *Hypostomus* spp., and *Astyanax* gr. *bimaculatus*, whereas

nowadays, *L. piau* is the most abundant. The predominance of *L. piau* is related to its adaptability, given that it “grows rapidly”, “produces lots of eggs”, “breeds a lot”, and “eats the eggs and young of other fishes”. According to the informants, *L. piau* arrived in this stretch of the river only two or three years ago, following the last major flood that occurred in the region, in 2011.

Discussion

Urbanization is a multidimensional global process linked to the ongoing growth in human population and alterations in land use, a rapid and dynamics process, which may be difficult to predict [29]. The urban growth in the studied site was evident through the GIS analysis and the local perception. However, despite the complementarity and concordance of these data, the urban expansion of community Beira Rio that occurred in the late twentieth century was most evident from local perception. This local perception was possibly influenced by urban growth that also occurred in community surroundings, since according to Fernandes et al. [30] one's perception is based on the entire visual environment surrounding him or her.

Urban expansion results in an increase in the production of waste, which is often disposed directly onto the ground or into bodies of water [31], as observed in the present study, given the lack of basic public sanitation in the community, with effluents being discharged directly into the Capibaribe. The highest levels of fecal coliforms recorded in the present study corresponds to 160 times the maximum value permitted under Brazilian federal legislation [22], reflecting the enormous quantities of

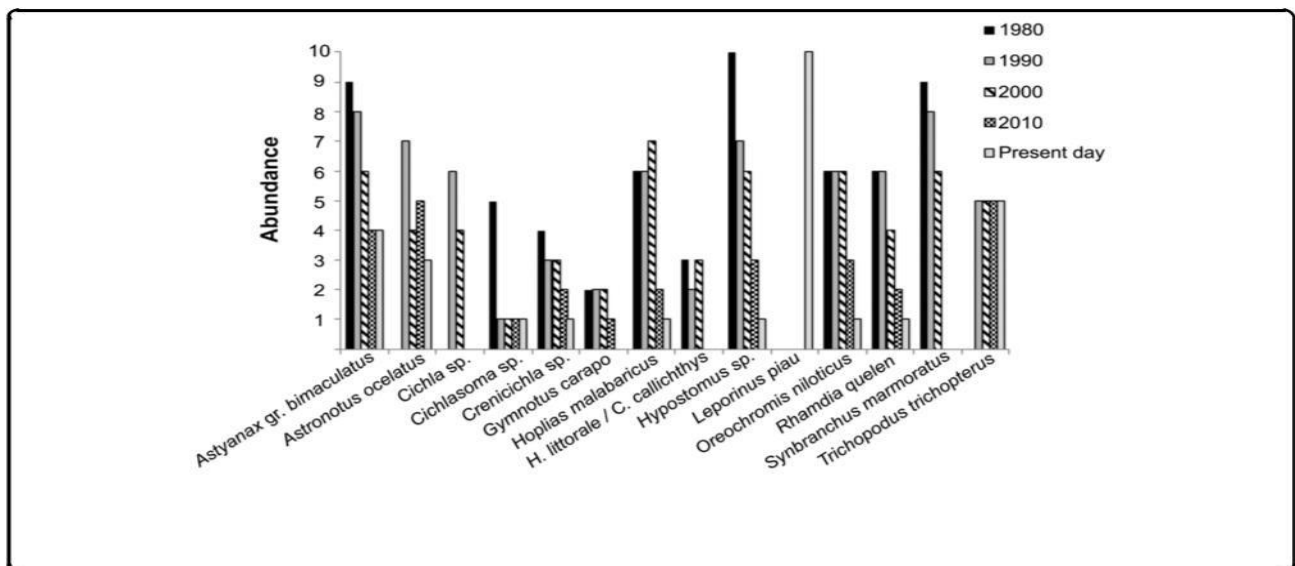


Fig. 6 “Historical Graph” of the occurrence of the fish species confirmed in the Checklist. “Historical Graph” of the occurrence of the fish species confirmed in the Checklist. Beira Rio community resident's yard, in lower Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Photographed in 2014. Beira Rio community resident's yard, in lower Capibaribe River in the municipality of São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brazil. Photographed in 2014

domestic effluents being discharged into the river. Due to the synergistic and cumulative effects of river pollution (eg. [32, 33]) these high contamination levels re-corded possibly resulted from the discharge of domestic effluents by several urban centers upstream of the Beira Rio community. However, CPRH sampling station is located next to the Beira Rio community, so the recorded levels of fecal contamination possibly have higher contribution from waste dumped by the community.

The lack of basic sanitation and the inadequate disposal of urban waste are recurring problems in developing countries, where the scarcity of financial and technical resources limits the potential for the satisfactory processing and disposal of the residues produced by the urban population [34]. The peripheral and unplanned growth of most Brazilian cities, together with the lack of basic infrastructure, have contributed to the present scenario, in which only half of the country's municipalities has public sanitation systems, and even where they do exist, most of the effluents receive inadequate treatment before being discharged into bodies of water [21]. According to local informants in the present study, there is a constant risk of schistosomiasis from contact with the river water, as confirmed by the high rates of contamination documented in the records available for the town of São Lourenço da Mata [35]. The establishment of endemic diseases, such as schistosomiasis, is related to a complex of biological, social, political, and cultural factors, which are expressed in the living conditions of the local population [36]. This reinforces the need for basic sanitation, not only for the recuperation of the environment, but also to guarantee public health.

Any ecosystem will have a natural capacity of resisting to degradation, stabilizing or assimilating the substances found in urban effluents, and maintaining the quality of the environment [37], although the capacity for depuration of aquatic ecosystems may soon fall behind the increasing demands of urban development [38]. In the present case, while the informants referred to the degradation of the river only by the end of the 1990s, it seems likely that the gradual accumulation of waste over the preceding years eventually exceeded the depuration capacity of the river by the late 1990s. According to the available data, fecal contamination of the river already exceeded legal limits at the beginning of the 1990s, although a peak in values was recorded between 1996 and 2000, corresponding approximately to the period of greatest environmental disturbance indicated by the informants. In addition, the river is suffering an ongoing process of eutrophication which, according to CETESB [39] may have a series of negative consequences for the river and its resources, including increased fish mortality, an increase in algal biomass, and blooms of cyanobacteria. The eutrophication of bodies of water is a

recurring problem in urbanized environments, especially densely-populated areas with an intense discharge of nutrients, as observed in China by Gao and Zhang [40].

The loss of water quality affects the supply of ecosystem services to human populations, given that these services depend on the physical, chemical and biological conditions of the ecosystem [9]. The bacteriological conditions of the Capibaribe recorded in the present study are consistent with the prohibition of all activities except navigation and landscape harmony, according to Brazilian legislation [22].

The emphasis on ecosystem services reinforces the understanding of the relationship between the local population and the environment, in terms of its dependence on natural resources [41]. The present study demonstrated that the degradation of the aquatic environment resulted in a loss of environmental services, modifying the habits of the local population, and their feelings in relation to the river. During the early years of the community, the residents had positive feelings toward the river, which they used for domestic supplies, drinking water, fishing, and recreational activities, whereas at the present time, the river has a negative image, being considered unpleasant and useless. The negative modifications of the river are related primarily to the color and odor of the water, as observed by Johnson et al. [42] in an urban river basin, where the changes in the quality of the aquatic ecosystem were perceived by local residents primarily through their visual or olfactory perceptions. Additional changes perceived by the local population in this study were in the sediment and fish population. The accumulation of fine sediments and alterations of the natural riverbed are recurring problems in urbanized systems [43].

The pollution of bodies of water may render fishing unviable due to the loss of species [8] and the reduction in the quality of fishes [44]. These factors were cited among the reasons for abandoning of fishery activities in the study area. The loss of fish species is a common problem in degraded environments [45]. Despite the importance of the Capibaribe River to the state of Pernambuco, there are no previous studies that provide information on the diversity of its ichthyofauna, being the results of this research the only source available to understand the local fish fauna.

Fish are no longer considered to be a source of food by the informants from the Beira Rio community, due to the contamination of the water. A number of studies have shown that the fishes can become contaminated by the discharge of pollutants into aquatic ecosystems [46]. Given the potential risks to human health and wellbeing, many populations that once depended primarily on fishery resources for their diet have abandoned this practice altogether [47].

Exotic species may be introduced by man either intentionally or accidentally [48]. The restocking of freshwater systems has been promoted by the Brazilian government as a strategy to guarantee the survival of artisanal fishermen by providing a source of income and employment [49]. During the 1990s, thousands of fingerlings were released into ponds and reservoirs in Pernambuco, resulting in the dispersal of species such as curimatã (*Prochilodus* sp.), tambaqui (*Colossoma macropomum*), tilapia (*Oreochromis* sp.), carp (*Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys molitrix* or *Aristichthys nobilis*), and piau (*Leporinus* sp.) [49]. Some of these species were reported being found in the Beira Rio community during this same decade, except for the piau (*L. piau*), which appeared only two or three years ago, following a flood. The arrival of *L. piau* may have resulted from the accidental connection of the main channel of the river to fish farms or reservoirs located within the area flooded by the river. Fish farming is a common practice in many parts of Brazil, although the government agencies responsible for the monitoring of this activity do not control the dispersal of species, and lack environmental management requirements [50].

Exotic fish species may cause ecological damage in new habitats, generally through an increase in competitive and predation pressures [51]. *Leporinus piau* represents a threat to the other fish species due to its generalist habits and voracious appetite [52], which enhance its potential competitiveness in comparison with the resident species. Despite this situation, informants considered positively the presence of *L. piau*, due to the quality of its flesh.

Conclusions

The degradation of an urban river had negative effects on the river and its ichthyofauna, affecting the subsistence and intimate relationship of the adjacent human community with this environment. Despite the current degraded condition of the river, the local community still harbors hope that this river will someday become a pleasant environment for the local community, as long as the factors causing the degradation of the environment are corrected, in particular by building a public sanitation system, which would reduce the discharge of domestic effluents directly into the river. In general, however, no real expectation was found of a return to a fishery-based economy, especially as the locals have already adopted other means of subsistence. The current situation on this river emphasizes the urgent need for the establishment of mitigating measures in order to avoid its complete degradation. These measures will require efforts on social, cultural, and political fronts for the development of programs that contribute to the improvement of the quality of both the environment and the lives of local residents. In particular, there is a

clear need for public works of infrastructure, in particular a sanitation system, combined with efforts to modify the consciousness of the community with regard to the need to avoid the discharge of waste into the river, and encourage the participation of local residents in recuperation and conservation projects. The integrated approach used in this study demonstrated the complementarity of the obtained data, which provided an understanding of the degradation process of an urban river, revealing the effectiveness of implementation of this approach.

Competing interests

The authors declare that they have no competing interests.

Authors' contributions

CAC conceived of the study. CAC, MSAN, GMAA and RES- Data collection literature survey and writing of the manuscript. JSM, CAC and MSAN participated in the analyses and interpretation of the ethnobiological data. THO and GMAA carried out the geoprocessing analyses. WS and ACAE supervised all research and participated in the taxonomic identification of fishes. All authors read and approved the final manuscript.

Authors' information

CAC and MSAN have research about ethnobiology, ecology and conservation. GMAA develops field research on landscape ecology and ethnoecology, and remote sensing applied to ecology. RES has research about fish ecology and conservation with emphasis on reproductive biology and environmental impacts. THO research's about Remote Sensing, Geoprocessing and environment. JSM is a Professor at the State University of Paraíba and his research is centered in Local Ecological Knowledge of fishermen, crab gatherers and shellfish gatherers. WS and ACAE are Professors at the Federal Rural University of Pernambuco and research about taxonomy, biology and ecology of freshwater fish.

Acknowledgments

We are grateful to the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for the graduate stipends provided. We would also like to thank the Agriculture and Fishery Ministry (MPA) for logistic support, the Pernambuco State Environment Agency (CPRH) for the monitoring data, and in particular, the population of the Beira Rio community for their hospitality and willingness to participate in this study.

Author details

¹Post-Graduation Program of Ethnobiology and Conservation of Nature, Department of Biology, Federal Rural University of Pernambuco, P.O. Box 52171-900, Recife, Brazil. ²Post-Graduation Program of Development and Environment, Centre of Philosophy and Human Sciences, Federal University of Pernambuco, P.O. Box 50740-530, Recife, Brazil. ³Post-Graduation in Ecology, Department of Biology, Federal Rural University of Pernambuco, P.O. Box 52171-900, Recife, Brazil. ⁴Department of Biology, State University of Paraíba, P.O. Box 58000-000, Campina Grande, Brazil. ⁵Department of Fisheries and Aquaculture, Federal Rural University of Pernambuco, P.O. Box 52171-900, Recife, Brazil. ⁶Department of Biology, Federal Rural University of Pernambuco, P.O. Box 52171-900, Recife, Brazil.

Received: 31 March 2015 Accepted: 2 September 2015

Published online: 15 September 2015

References

- Verhoeven JTA, Setter TL. Agricultural use of wetlands: opportunities and limitations. *Ann Bot.* 2010;105:155-63.
- Moulton TP, Souza ML. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS, Sluys MV, editors. *Biologia da Conservação*. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2006. p. 45-52.
- Carvalho AR, Schlittler FHM, Tornisiello VL. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Quim Nova.* 2000;23:5.

4. Niencheski LFH, Zepka Baumgarten MG, Cabrera L, Juliano SK. Patos Lagoon: indicators of organic pollution. *J Coast Res Spec Issue*. 2006;39:1356–9.
5. Nagy RC, Lockaby BG, Kalin L, Anderson C. Effects of urbanization on stream hydrology and water quality: the Florida Gulf Coast. *Hydrol Process*. 2012;26:2019–30.
6. Mallin MA, McIve MR. Pollutant impacts to Cape Hatteras National Seashore from urban runoff and septic leachate. *Mar Pollut Bull*. 2012;64(7):1356–66.
7. Barros FGN, Amin MM. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*. 2008;4:75–108.
8. Baffour-Awuah E. Perceptive views of fishermen on sustainability of fishing in the fosu lagoon in Cape Coast, Ghana. *J Economics and Sustainable Dev*. 2014;5:94–103.
9. Gutiérrez MRVA, Alonso MLS. Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? *Biodivers Conserv*. 2013;22:2469–503.
10. Bell S. Landscape pattern, perception and visualisation in the visual management of forests. *Landsc Urban Plan*. 2001;54:201–11.
11. Silvano RAM, Begossi A. What do people think about pollution? Contributions of Human Ecology to the study of river pollution with a focus on Brazil. In: Gallo MN, Ferrari MH, editors. *River Pollution Research Progress*. 1a ed. New York: Nova Publishers Inc. 2009;283–296.
12. Lykke AM. Local perceptions of vegetation change and priorities for conservation of woody-savanna vegetation in Senegal. *J Environ Manage*. 2000;59:107–20.
13. Xu J, Chen L, Yihe L, Fu B. Local people's perceptions as decisions support for protected area management in Wolong Biosphere Reserve China. *J Environ Manage*. 2006;78:362–72.
14. Hanazaki N, Herbst DF, Marques MS, Vandebroek I. Evidence of the shifting baseline syndrome in ethnobotanical research. *J Ethnobiol Ethnomed*. 2003;75(9):1–11.
15. Balée W. The research program of historical ecology. *Annu Rev Anthropol*. 2006;35:75–98.
16. Marcogliese DJ, Blaise C, Cyr D, Lafontaine Y, Fournier M, Gagné F, et al. Effects of a major municipal effluent on the St. Lawrence River: A case study. *Ambio*. 2014; [doi:10.1007/s13280-014-0577-9](https://doi.org/10.1007/s13280-014-0577-9).
17. Tengö M, Brondizio ES, Elmqvist T, Malmer P, Spierenburg M. Connecting diverse knowledge systems for enhanced ecosystem governance: the multiple evidence base approach. *Ambio*. 2014;43:579–91.
18. Ribeiro-Neto A, Scott CA, Lima EA, Montenegro SMGL, Cirilo JA. Infrastructure sufficiency in meeting water demand under climate-induced socio-hydrological transition in the urbanizing Capibaribe River basin – Brazil. *Hydrology and Earth System Sciences*. 2014;18:3449–3459.
19. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sinopse do Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro. 2010. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_rm_zip.shtm. Accessed 25 Jan 2015.
20. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sinopse do Censo Demográfico 2010 - Resultados gerais da amostra - São Lourenço da Mata. Rio de Janeiro. 2010. <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=261370>. Accessed 25 Jan 2015.
21. IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento 2011/ Ministério do planejamento, Orçamento e gestão. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências; 2011.
22. Brasil. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Accessed 01 Dec 2014.
23. Patton MQ. *Qualitative research and evaluation methods*. London: Sage Publications; 2001.
24. Brasil. Resolução CNS 466 de 12 de dezembro de 2012. Conselho nacional de Saúde. <http://conselho.saude.gov.br/resolucoes/2012/Reso466.pdf>. Accessed 01 Dec 2014.
25. Lefevre F. *Depoimentos e discursos: uma proposta de análise em pesquisa social*. Brasília: Liber Livro; 2005.
26. Bernard R. *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Approaches*. 4th ed. Walnut Creek: Altamira Press; 2006.
27. Medeiros PM, Almeida ALS, Lucena RFP, Souto FJB, Albuquerque UP. Use of Visual Stimuli in Ethnobiological Research. In: Albuquerque UP, Cunha LVFC, Lucena RFP, Alves RRN, editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London; 2014. p. 87–98.
28. Sieber SS, Silva TC, Campos LZ, Zank S, Albuquerque UP. Participatory Methods in Ethnobiological and Ethnoecological Research. In: Albuquerque UP, Cunha LVFC, Lucena RFP, Alves RRN, editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer New York Heidelberg Dordrecht London; 2014. P. 39–58.
29. Ernstson H, Van der Leeuw SE, Redman CL, Meffert DJ, Davis G, Alfsen C, et al. Urban transitions: on urban resilience and human-dominated ecosystems. *Ambio*. 2010;39:531–45. [doi:10.1007/s13280-010-0081-9](https://doi.org/10.1007/s13280-010-0081-9).
30. Fernandes RS, Viegas R, Guanandy JV. Avaliação do perfil de cidadania de estudantes do ensino médio-técnico do CEFET-RJ. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*. 2006;17:195–213.
31. Zinia NJ, Kroeze C. Future trends in urbanization and coastal water pollution in the Bay of Bengal: the lived experience. *Environment, Development and Sustainability*. 2014; [doi:10.1007/s10668-014-9558-1](https://doi.org/10.1007/s10668-014-9558-1).
32. Sunjog K, Gačić Z, Kolarević S, Višnjić-Jeftić Z, Jarić I, Knežević-Vukčević J, et al. Heavy Metal Accumulation and the Genotoxicity in Barbel (*Barbus barbus*) as Indicators of the Danube River Pollution. *The Scientific World Journal*. 2012; Article ID 351074, 6 pages. [doi:10.1100/2012/351074](https://doi.org/10.1100/2012/351074).
33. De Castro-Català N, Muñoz I, Armendáriz L, Campos B, Barceló D, López-Doval J, et al. Invertebrate community responses to emerging water pollutants in Iberian river basins. *Sci Total Environ*. 2015;503:142–50.
34. Tauil PL. Urbanização e ecologia do dengue. *Cad Saude Publica*. 2001;17:99–102.
35. Barbosa CS, Silva CB. Epidemiologia da esquistossomose mansônica no Engenho Bela Rosa, Município de São Lourenço da Mata, Pernambuco. *Cad Saude Publica*. 1992;8:83–7.
36. Teles HMS, Ferreira CS, Carvalho ME. Assessment of control and epidemiologic details of the schistosomiasis mansoni in Bananal, São Paulo, Brazil. *Rev Bras Epidemiol*. 2014;17:531–42.
37. Von Sperling M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Editora UFMG; 1996.
38. Freire R. *Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá*. MSc Dissertation. Paraná: Universidade Estadual de Maringá; 2010.
39. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). *Relatório de Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo*. Apêndice C. São Paulo: CETESB; 2013.
40. Gao C, Zhang T. Eutrophication in a Chinese context: understanding various physical and socio-economic aspects. *Ambio*. 2010;39:385–93. [doi:10.1007/s13280-010-0040-5](https://doi.org/10.1007/s13280-010-0040-5).
41. Keys P, Barron J, Lannerstad M. Releasing the pressure: water resource efficiencies and gains for ecosystem services. Nairobi: United Nations Environment Programme. Stockholm: Stockholm Environment Institute; 2012.
42. Johnson B, Faggi A, Voigt A, Schnellinger J, Breuste J. Environmental perception among residents of a polluted watershed in Buenos Aires. *J Urban Plann Dev*. 2014. [doi:10.1061/\(ASCE\)UP.1943-5444.0000250](https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000250).
43. Finkenbine JK, Atwater JW, Mavinic DS. Stream health after urbanization. *J Am Water Resources Assoc*. 2000;36:1149–60.
44. Lipton DW, Strand IE. Economic effects of pollution in fish habitats. *Trans Am Fish Soc*. 1997;126:514–8.
45. Dias AM, Tejerina-Garro FL. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotrop Ichthyol*. 2010;8:587–98.
46. Åkerblom S, Bignert A, Meili M, Sonesten L, Sundbom M. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio*. 2014;43:91–103. [doi:10.1007/s13280-014-0564-1](https://doi.org/10.1007/s13280-014-0564-1).
47. Fisher CB, Westphal LM, Longoni M. Fish consumption risk perception among anglers in an industrial urban area. In: Watts-Jr CE, Fisher CB, editors. *Proceedings of the 2009 Northeastern Recreation Research Symposium*. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station; 2010. p. 48–56.
48. Drake JA, Mooney HA, Di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, et al. *Biological invasions*. New York: John Wiley & Sons; 1996.
49. Sales LT. *Avaliação dos peixamentos realizados em açudes das bacias hidrográficas dos rios Brígida, Terra Nova, Pajeú e Moxotó (Pernambuco-Brasil)*. MSc Dissertation. Pernambuco, Brazil: Universidade Federal de Pernambuco; 2001.
50. Delariva RL, Agostinho AA. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*. 1999;21:255–62.
51. Agostinho AA, Thomaz SM, Minte-Vera CV, Winemiller KO. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA, editors.

Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation. The Netherlands: Backhuys Publishers; 2000. p. 89–118.

52. Montenegro AKA, Torelli JER, Marinho RSA, Crispim MC, Hernandez MIM. Aspects of the feeding and population structure of *Leporinus piau fowleri*, 1941 (Actinopterygii, Characiformes, Anostomidae) of Taperoá II dam, semi-arid region of Paraíba, Brazil. *Biotemas*. 2010;23:101–10.

5. **ARTIGO II - *Efeitos dos impactos antrópicos e importância de áreas florestais em um rio neotropical, submetido ao periódico Hydrobiologia***

Efeitos dos impactos antrópicos e importância de áreas florestais em um rio neotropical

Carolina Alves Collier^{1*}, Miguel Santana de Almeida Neto¹, Gabriela Macêdo Aretakis de Almeida², José Souto Rosa Filho³, William Severi⁴, Ana Carla Asfora El-Deir^{1,5}

¹ Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Dom Manoel de Medeiros - s/n, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP 52.171-900. e-mail: carol.collier@hotmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco. Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP: 50670-901.

³ Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, S/N, Cidade Universitária, CEP 50670901, Recife, Pernambuco, Brasil.

⁴ Departamento de Pesca e Aquicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros - s/n, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP 52.171-900.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Dom Manoel de Medeiros - s/n, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil. CEP 52.171-900.

*Corresponding author

Abstract

This study aimed to understand how the human impacts caused by agriculture and urbanization affects a neotropical river in northeastern Brazil, assessing seasonality influence and relationship between fish fauna and environmental variables with different land use conditions. The research was conducted along lower stretch of Capibaribe river, being ichthyofauna and 14 environmental variables sampled during dry/rainy seasons, in areas under different land uses, including agriculture, urbanization and forest. Our results showed the influence of anthropogenic impacts on aquatic environment, revealing that the predominant land use affects the ichthyofauna and environmental variables. Impacted environments presented higher levels of total phosphorus, inorganic phosphate and

chlorophyll and lower oxygen concentration, indicating the eutrophication of these environments. In these sites, the simplification of ichthyofauna was evident, with a high frequency of *Poecilia vivipara* in impacted environments. The importance of forest buffers along the banks in water bodies was evident in this study, since the reference environments showed the best environmental conditions, sustaining a more diverse and balanced ichthyofauna. Our results provide subsidies and highlights the importance of developing plans aimed at improving land use practices, protection of aquatic ecosystems, restoration of riparian areas and biodiversity conservation.

Key-words: Anthropic disturbance, pollution, ichthyofauna homogenization, riparian vegetation.

Resumo

Este estudo buscou compreender como os impactos antrópicos, promovidos pela agricultura e urbanização, afetam um rio neotropical no nordeste do Brasil. A pesquisa foi desenvolvida ao longo do trecho baixo do rio Capibaribe, sendo amostradas, durante as estações seca e chuvosa, a ictiofauna e 14 variáveis ambientais em locais submetidos a diferentes coberturas da terra, incluindo agrícola, urbana e florestal. Nossos resultados evidenciam a influência dos impactos antrópicos sobre o ambiente aquático, revelando que a cobertura predominante da terra afetou variáveis ambientais do ecossistema aquático, bem como a ictiofauna. O processo de eutrofização pode ser observado em ambientes antropogenizados, onde os maiores níveis de fósforo estiveram associados aos valores mais elevados de clorofila-a e aos menores níveis de oxigênio dissolvido na água. Nestes locais, a simplificação da ictiofauna foi evidente, com a elevada ocorrência de *Poecilia vivipara*. A importância da presença de áreas florestais na margem dos corpos hídricos ficou evidente, no qual, as áreas florestadas apresentaram as melhores condições ambientais, sustentando uma fauna de peixes mais diversa e equilibrada. Nossos resultados fornecem subsídios e ressaltam a importância do desenvolvimento de planos que visem a melhoria das práticas de uso da terra, a proteção dos ecossistemas aquáticos, a recuperação das áreas ribeirinhas, bem como a conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Perturbações antrópicas, poluição, homogeneização da ictiofauna, vegetação ripária.

Introdução

O uso da terra pelo homem representa um problema mundialmente importante por trazer consequências para a integridade dos ecossistemas hídricos (Moore & Palmer, 2005). Atualmente, as alterações da cobertura da terra estão relacionadas, principalmente, aos usos urbano e agrícola (e. g. Wang et al., 1997; Allan, 2004). A urbanização corresponde a uma mudança rápida e generalizada da paisagem, sendo este um processo contínuo e crescente (Paul & Meyer, 2001) em todo o planeta (Violin et al., 2011). No Brasil, a urbanização encontra-se relacionada ao crescimento periférico e não planejado da maioria dos municípios, sendo comum a poluição dos ecossistemas aquáticos devido ao despejo direto de efluentes domésticos e industriais nestes ambientes (IBGE, 2011). A agricultura também vem alterando as paisagens, promovendo a conversão de áreas naturais em terras agrícolas (Achard et al., 2002). No Brasil essa conversão se deve à expansão de monoculturas, como a de cana-de-açúcar (Corbi et al., 2008), que representa uma das culturas economicamente mais importantes para o país (Zuubier & Vooren, 2008). Nas atividades agrícolas as fontes poluidoras estão geralmente relacionadas ao despejo de materiais orgânicos, como os compostos fosfatados e nitrogenados, usados como adubo, além do uso de pesticidas e outros agroquímicos (Araújo et al., 2009).

A antropização das paisagens comumente afeta áreas ribeirinhas, que representam zonas de transição entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Allan et al., 1997). Nas áreas ribeirinhas, a mata ciliar desempenha um importante papel, atuando na transferência de energia solar, a regulação da produção primária, na entrada de recursos alóctones e na disponibilidade de habitat, sendo sua redução associada ao comprometimento da integridade das cadeias alimentares e do equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Vannote et al., 1980; Iwata et al., 2012; Silva et al., 2012). Além disso, a mata ciliar desempenha importante papel na retenção de sedimentos e poluentes advindos das áreas adjacentes, auxiliando na mitigação desses impactos e na manutenção da qualidade do ecossistema aquático, atuando como zonas de amortecimento (Wang et al., 1997; Dudgeon, 2008; Lorion & Kennedy, 2009).

Os poluentes oriundos das atividades humanas podem apresentar variações em sua concentração no ambiente aquático devido às mudanças sazonais naturais, que podem reduzir ou potencializar seus efeitos no ambiente (e. g. Bozzetti & Schulz, 2004; Astudillo et al., 2015). Essas variações sazonais também podem alterar a estrutura da taxocenose de peixes, pois a sazonalidade influencia os ciclos reprodutivos e alimentares dos peixes (e.g. Lowe-McConnell, 1999; Agostinho et al., 2007). Além disso, a degradação dos ecossistemas podem promover a simplificação da ictiofauna, ocasionando a conformação de assembléias de peixes

mais homogêneas e com menor variação durante as estações do ano (e. g. Santos et al., 2015). Modificações na fauna de peixes, ocasionadas por impactos antrópicos, podem estar relacionadas ao favorecimento das espécies mais tolerantes às novas condições, e o desaparecimento das espécies mais sensíveis (Jackson et al., 2001). Devido à sensibilidade da ictiofauna na detecção de mudanças ambientais, alguns autores relacionam a distribuição das espécies com o estado de conservação do habitat (e. g. Bozzetti & Schulz, 2004; Casatti et al., 2009a; Pinto et al., 2006a,b).

Para melhor entender como as ações antrópicas tem afetado os ecossistemas aquáticos, alguns autores têm buscado associar características da água, a ictiofauna e a cobertura predominante da terra (e. g. Pinto et al., 2006b; Alexandre et al., 2010; Santos et al., 2015). No entanto, a interpretação das relações entre as ações humanas e suas consequências ecológicas ainda é limitada, principalmente devido à multiplicidade de variáveis envolvidas (Allan, 2004). Desse modo, contribuindo para o esclarecimento destas complexas relações, esta pesquisa objetiva compreender como os impactos antropogênicos, promovidos pela agricultura e urbanização, afetam um rio neotropical, avaliando as relações entre fauna de peixes e variáveis ambientais com os diferentes tipos de cobertura da terra, além da influência da sazonalidade. Trabalhamos com a hipótese de que as variáveis ambientais e a fauna de peixes apresentarão características significativamente diferentes nas áreas antropogenizadas, em comparação com as áreas florestadas, sendo esperado menor qualidade da água, riqueza, diversidade e equidade nas áreas antropogenizadas.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe abrange uma área de 7.455 km², tendo o rio Capibaribe como principal curso d'água e encontra-se inteiramente inserida no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil (Ribeiro Neto, 2014). O rio Capibaribe nasce na serra do Jacarará, na divisão dos municípios de Jataúba e Poção, e percorre cerca de 280 km até desaguar no Oceano Atlântico na cidade do Recife (Ribeiro Neto, 2014). Esta bacia pode ser dividida nos trechos alto, médio e baixo, e abrange as zonas do agreste, da mata e a Região Metropolitana do Recife. Essa diversidade de ambientes propicia a ocorrência de ampla variação na precipitação, aumentando os níveis pluviométricos à medida que se aproxima da foz (PROJETEC-BRLi, 2010). Além disso, acompanhando as variações de clima e solo ao longo do rio, encontramos um gradiente vegetacional, de leste a oeste, entre mata atlântica e caatinga, respectivamente.

A bacia do rio Capibaribe sofre diversos impactos antropogênicos durante o seu percurso, sendo o trecho baixo afetado principalmente pela monocultura da cana-de-açúcar e urbanização (e.g. PROJETEC – BRLi , 2010; Collier et al. 2015). Uma parte desta bacia encontra-se inserida em uma das regiões mais urbanizadas do nordeste brasileiro, incluindo a Região Metropolitana do Recife, sexta maior concentração urbana do Brasil (IBGE, 2010).

Para a realização desta pesquisa foram selecionados cinco pontos de amostragem ao longo do trecho baixo do rio Capibaribe, referente à região perene dulcícola deste rio, reduzindo a interferência da variabilidade das condições ambientais e climáticas encontradas entre os diferentes trechos do rio (Fig. 1). Os pontos estiveram dispostos ao longo de um trecho de 45,7 km do rio, entre os municípios de Paudalho e Recife, sendo: CAP1 e CAP2 com predomínio de monocultura de cana-de-açúcar; CAP3 encontra-se em local com predomínio de área urbanizada; os pontos CAP4 e CAP5 estão situados na área da Reserva Ecológica Estadual Mata São João da Várzea (Lei Estadual nº 9.989/87), que corresponde à única área florestal situada às margens do trecho baixo do rio Capibaribe. Estes pontos de amostragem foram divididos em dois grupos, sendo o primeiro formado por CAP1, CAP2 e CAP3 representando as áreas antropogenizadas e o segundo composto pelos pontos CAP4 e CAP5, correspondente às áreas florestadas,

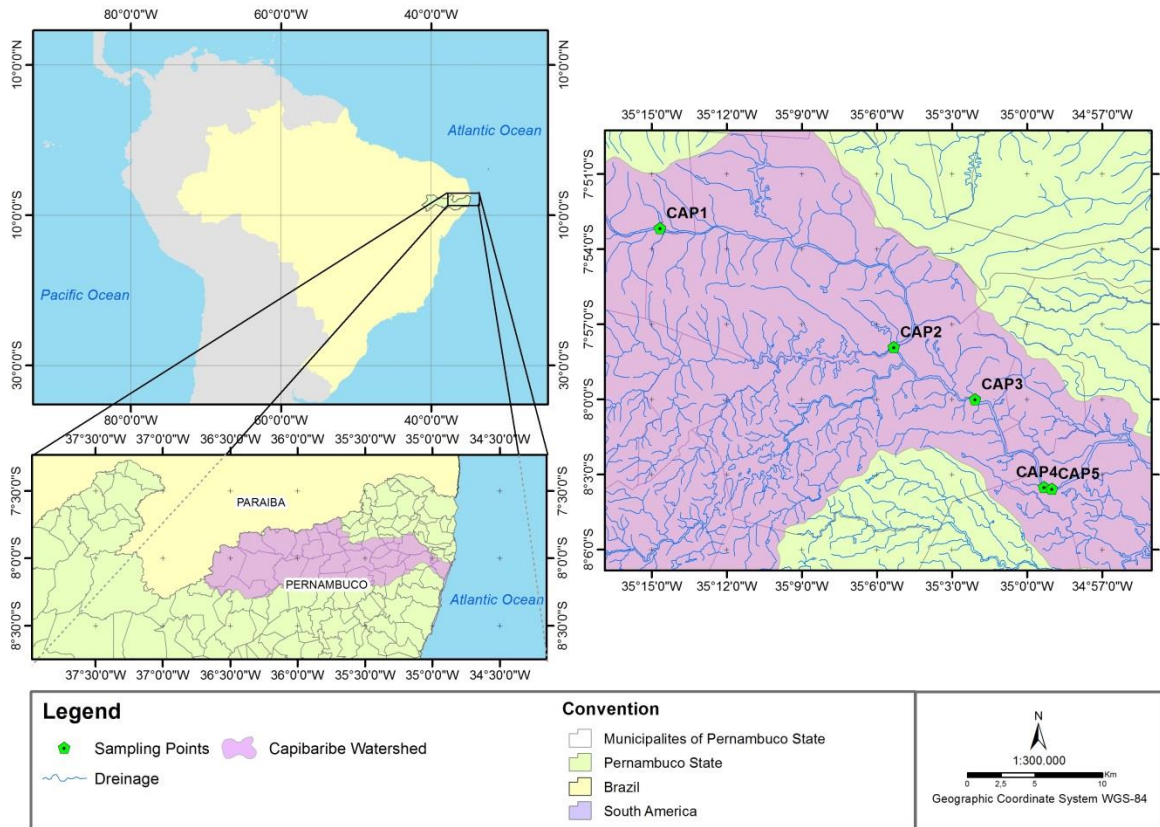


Fig. 1. Bacia do rio Capibaribe, destacando os cinco pontos de amostragem no trecho baixo deste rio, em Pernambuco, nordeste do Brasil.

Cobertura da terra

Para a caracterização dos impactos antrópicos, foram analisadas cinco classes de cobertura da terra: Área de floresta (floresta nativa primária e secundária), Vegetação esparsa (gramado, bambu e arbustos esparsos), Área Construída (ruas, estradas, zonas residenciais e indústrias), Cultivo de Cana-de-açúcar e Solo Exposto. Foram utilizadas imagens de satélite mais recentes disponíveis no Google Earth Pro, sendo: 2007 para CAP1; 2006 para CAP2; e 2013 para CAP3, CAP4 e CAP5. As imagens de satélites foram georreferenciadas para o Sistema de Projeção Universal Transversal de Mercator *datum* WGS-84. Em cada ponto de coleta foi vetorizado um trecho de 200 m do rio, sendo delimitado um buffer de 50 m. Os dados foram vetorizados de acordo com os padrões de cobertura da terra, sendo confeccionados mapas, com uma escala final de 1:15000, utilizando o software ArcGIS 10.2.

Variáveis ambientais

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram mensurados a partir de amostras de água coletadas mensalmente em cada ponto de coleta, entre setembro/2013 e agosto/2014 abrangendo as estações seca e chuvosa. Foram mensuradas 14 variáveis

ambientais: clorofila-a ($\mu\text{g/L}$), coliformes fecais (*Escherichia coli*) (NMP), condutividade ($\mu\text{S/cm}$), demanda bioquímica de oxigênio (mg/L), fosfato inorgânico ($\mu\text{g/L}$), fósforo total ($\mu\text{g/L}$), nitrato ($\mu\text{g/L}$), nitrito ($\mu\text{g/L}$), nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/L}$), concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH, sólidos totais (mg/L), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e turbidez (ntu). O período de amostragem abrangeu as estações seca, entre os meses de setembro a fevereiro, e chuvosa, entre março e agosto, de acordo com os dados pluviométricos cedidos pela APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima).

Fauna de peixes

As coletas da ictiofauna foram realizadas mensalmente entre setembro/2013 e agosto/2014, abrangendo as estações seca e chuvosa, sendo empregados redes de espera e puçá. Foram utilizadas duas baterias de redes de espera de fundo e superfície com malhas de 12, 20, 30, 40 e 50 mm entre nós adjacentes e 50 m de extensão cada, permanecendo expostas próximo às margens por 12 horas no período noturno. O puçá apresentava dimensões de 100 x 50cm e malha de 500 μm , sendo realizados três arremessos em cada evento de amostragem. Os espécimes coletados foram fixados em formalina a 10% e conservados em álcool a 70%, sendo posteriormente identificados. Espécimes testemunho foram depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE, Brasil.

Análise dos dados

As características ambientais foram comparadas entre níveis de impacto (áreas antropogenizadas e florestadas) e períodos climáticos (seco e chuvoso) utilizando PERMANOVA de duas vias (dados logaritmizados pelo $\log(x+1)$ e distância Euclidiana). Para visualizar o agrupamento dessas amostras foi realizada Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP).

Para cada amostra da ictiofauna foram calculadas: riqueza (S - número total de táxons presentes), abundância (N - total de indivíduos capturados), diversidade ($1 - \lambda$ - índice de Simpson) e equitabilidade (J' - índice de Pielou). Foi utilizada a análise de variância ANOVA de duas vias para comparar estes descritores individualmente (dados transformados pelo $\log(x+1)$) entre os níveis de impacto (áreas antropogenizadas e florestadas) em ambos os períodos climáticos (seco e chuvoso).

A estrutura das taxocenoses de peixes foi comparada entre níveis de impacto e períodos climáticos utilizando PERMANOVA de duas vias (dados transformados por raiz

quarta e similaridade de Bray Curtis). Para visualizar o agrupamento das amostras da ictiofauna foi realizada uma Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP).

O conjunto de variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas com o padrão biológico foi identificado utilizando DISTLIM (Distance-based Linear Models) e dbRDA (Distance-based redundancy Analysis). Para essas análises os dados ambientais foram transformados por Log (x+1) e os dados biológicos por raiz quarta (matriz de semelhança por Bray Curtis).

As análises foram realizadas utilizando os programas Statistica 7.0 (STATSOFT 2004) e PRIMER 6+PERMANOVA. Em todas as análises foi considerado o nível de significância de 5%.

Resultados

Cobertura da terra

Nos locais sob maior influência antropogênica, os impactos predominantes foram o cultivo de cana-de-açúcar em CAP1 (36,72%) e CAP2 (80,11%), e área construída em CAP3 (47,45%) (Tabela 1; Fig. 2). Os dois outros pontos foram dominados por Área Florestada, que ocupou 100% da área em CAP4 e 90,66% em CAP5 (Tabela 1, Fig. 2).

Tabela 1. Porcentagem das diferentes coberturas da terra nos pontos amostrados do trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Pontos	Cobertura predominante	%Área Construída	%Área Florestada	%Vegetação esparsa	%Cana-de-Açúcar	%Solo Exposto
CAP1	Agrícola	26,51	0	29,31	36,72	7,45
CAP2	Agrícola	12,89	0	7	80,11	0
CAP3	Urbana	47,45	0	23,87	0	28,69
CAP4	Florestal	0	100	0	0	0
CAP5	Florestal	9,34	90,66	0	0	0

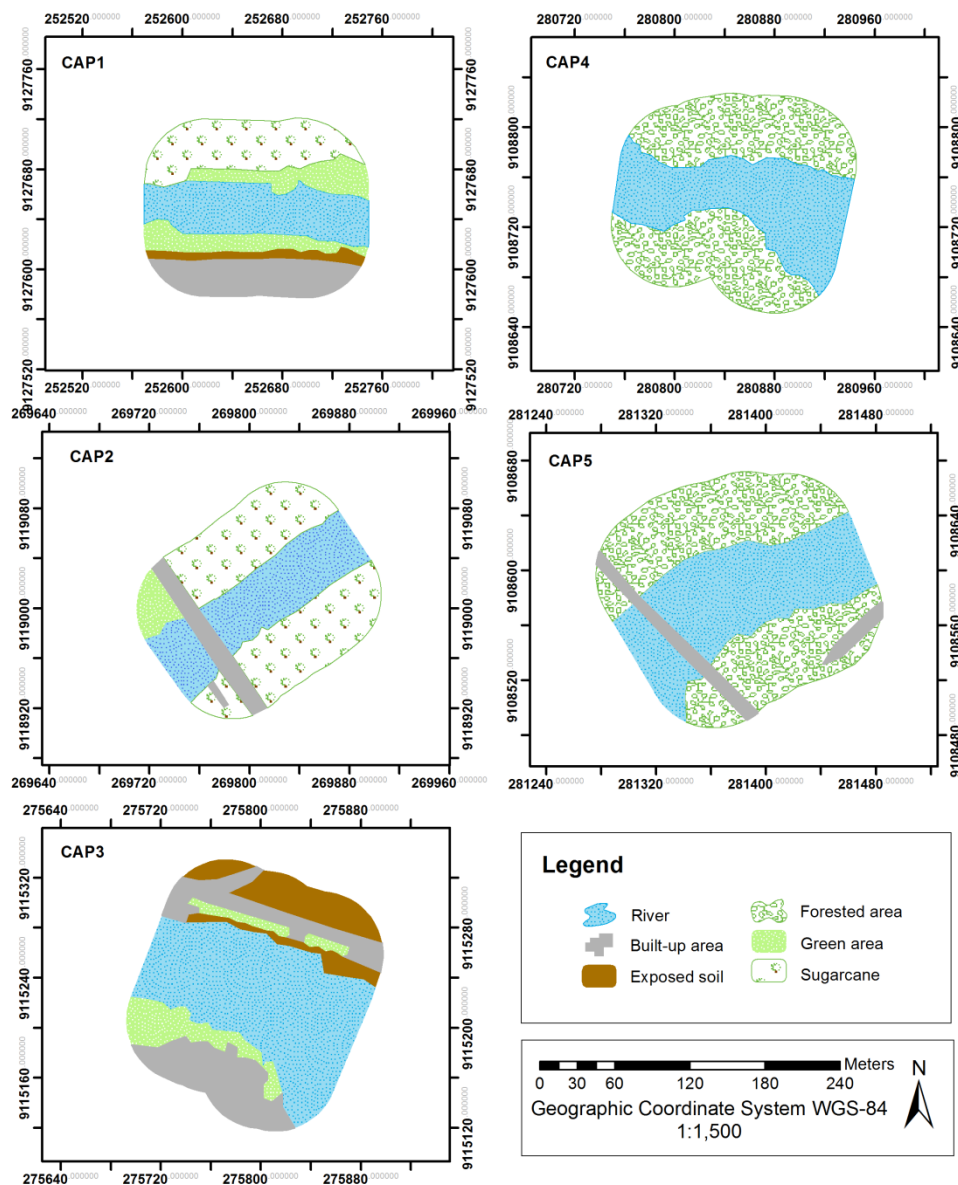


Fig. 2. Cobertura da terra nos pontos amostrados do trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Variáveis ambientais

Os valores das variáveis ambientais encontram-se na Tabela 2 e Fig. 3. As áreas florestadas apresentaram maiores valores médios de demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrato e nitrito. Em CAP1 e CAP3, observaram-se os maiores valores médios para os parâmetros de fosfato inorgânico, fósforo total, clorofila-a, sólidos totais, e os menores valores de oxigênio dissolvido. Além destes, CAP1 se destacou pela maior condutividade e CAP3 pelos maiores valores de Coliforme fecal (*E. coli*) e nitrogênio amoniacal.

De um modo geral, os parâmetros ambientais variaram entre os diferentes períodos climáticos, havendo em CAP3 a menor variação para a maior parte dos parâmetros. Além

disso, observou-se que no período chuvoso a maioria das variáveis ambientais apresentaram aumento em todos os pontos, exceto em CAP3, que apresentou um padrão inverso. O oxigênio dissolvido apresentou variações em todos os ambientes avaliados, sendo os menores valores observados durante a estação chuvosa. O conjunto de variáveis ambientais variou significativamente entre níveis de impacto (pseuso-F=9.2192; p=0,001) e períodos climáticos (pseuso-F=7.6867; p=0,001).

No gráfico da Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) utilizando dados ambientais é possível identificar o agrupamento das amostras quanto ao grau de antropogenização e ao período climático. Esse resultado é confirmado pelo elevados valores de sucesso na classificação das amostras e de correlação canônica (δ^2). O eixo CAP 1 ($\delta^2 = 0,78$) separou as amostras dos distintos períodos climáticos, tendo classificado corretamente 87,5% e 81,9% das amostras dos períodos seco e chuvoso. Por sua vez, o eixo CAP 2 ($\delta^2 = 0,59$) determinou a separação quanto ao nível de impacto e classificou corretamente 91,7% e 77,8 % das amostras dos locais não impactados e impactados. No primeiro eixo (CAP 1) as variáveis que mais contribuíram para o agrupamento das amostras foram nitrito, nitrato, oxigênio dissolvido e condutividade, enquanto que no segundo eixo (CAP 2) a mais correlacionada foi turbidez (Fig. 3).

Tabela 2. Valores das variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) analisadas durante as estações seca e chuvosa nas áreas antropogenizadas e florestadas no trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Variáveis ambientais	Estação	Áreas antropogenizadas			Áreas florestadas	
		CAP1	CAP2	CAP3	CAP4	CAP5
Clorofila-a	seca	16,7(\pm 8,9)	1,8(\pm 1,1)	70(\pm 145,2)	6,3(\pm 3,9)	7,7(\pm 5,9)
	chuvosa	272,7(\pm 535,2)	5,2(\pm 5,3)	5,7(\pm 2,7)	7,4(\pm 10,2)	7,6(\pm 10,2)
Coliforme Fecal (NMP)	seca	168,3(\pm 85)	325(\pm 203,5)	798166,7 (\pm 1862593,2)	1688,3 (\pm 2140,4)	883,3(\pm 633,7)
	chuvosa	3726,7 (\pm 5665,7)	475(\pm 362,5)	41666,7 (\pm 30296,3)	1981,7 (\pm 1544,4)	4335(\pm 6390,6)
Condutividade (μ S/cm)	seca	1500,25 (\pm 195,4)	507,5(\pm 110,8)	417,4(\pm 208,5)	405(\pm 200,5)	410,9(\pm 208,7)
	chuvosa	938,2(\pm 246)	426,9(\pm 81,4)	387,8(\pm 40,4)	368,3(\pm 78,6)	346,9(\pm 78,9)
DBO (mg/L)	seca	2,7(\pm 1)	2,45(\pm 1,1)	2,4(\pm 0,8)	4(\pm 1,8)	5,5(\pm 5,3)
	chuvosa	5,1(\pm 4,2)	3,43(\pm 1)	2,3(\pm 0,8)	5,8(\pm 4,2)	3,1(\pm 1,6)
Fosfato Inorgânico	seca	64,6(\pm 29,5)	13,5(\pm 7,5)	119,1(\pm 31,8)	84,1(\pm 13,3)	88,4(\pm 22,1)
	chuvosa	207,3(\pm 160,7)	33,1(\pm 42,1)	118,9(\pm 64,5)	82,9(\pm 13,4)	79(\pm 28,6)
Fósforo total	seca	163,1(\pm 109,9)	101,7(\pm 60,1)	352,3(\pm 163,2)	207,3(\pm 59,1)	234,3(\pm 75,3)
	chuvosa	475,1(\pm 310,8)	164,4(\pm 86,7)	351,5(\pm 165,1)	245,9(\pm 54,5)	266,5(\pm 55,2)
Nitrato	seca	1,5(\pm 2,6)	4(\pm 5,1)	24,5(\pm 37,2)	421,7(\pm 185,9)	500,1(\pm 259,1)
	chuvosa	19,1(\pm 20,1)	33,5(\pm 45)	25,5(\pm 35,1)	221,8(\pm 149,7)	264,7(\pm 204,2)
Nitrito	seca	4,1(\pm 1,6)	1,8(\pm 0,6)	22,3(\pm 27,5)	140,3(\pm 69,4)	153,5(\pm 61,8)
	chuvosa	11,5(\pm 12,9)	26,4(\pm 57,5)	21,9(\pm 25,3)	225,6(\pm 72,3)	231,1(\pm 63,8)
Nitrogênio Amoniacal	seca	15,7(\pm 36,1)	18,9(\pm 28,3)	1217,6(\pm 449,9)	589,8(\pm 384,3)	609,7(\pm 346,6)
	chuvosa	139,1(\pm 129,4)	221,9(\pm 499,6)	1052,6(\pm 784,6)	697,6(\pm 503,4)	889,9(\pm 464,9)
OD (mg/L)	seca	5,6(\pm 0,5)	4,9(\pm 0,3)	3,9(\pm 0,8)	5,4(\pm 1,2)	5,5(\pm 1,4)
	chuvosa	4,3(\pm 0,2)	4,7(\pm 0,6)	3,8(\pm 1)	4,9(\pm 0,7)	4,6(\pm 0,9)
pH	seca	7,6(\pm 0,3)	7,13(\pm 0,4)	7(\pm 0,4)	7,5(\pm 0,4)	7,4(\pm 0,4)
	chuvosa	7,1(\pm 0,3)	7,1(\pm 0,4)	7(\pm 0,3)	7,3(\pm 0,4)	7,35(\pm 0,4)
ST (mg/L)	seca	859,7(\pm 41,9)	299,3(\pm 26)	772,5(\pm 1056,9)	281,5(\pm 21,5)	278,7(\pm 19)
	chuvosa	705,5(\pm 196,9)	301,2(\pm 48,8)	269,7(\pm 54,2)	236,8(\pm 30,7)	262(\pm 50,1)
Temperatura ($^{\circ}$ C)	seca	26,9(\pm 2,4)	27,2(\pm 3,1)	26,7(\pm 2,3)	27,3(\pm 2,3)	27,2(\pm 2,1)
	chuvosa	27,1(\pm 1,9)	26,2(\pm 1,5)	26(\pm 2)	25,3(\pm 1,7)	25,5(\pm 1,8)
Turbidez (ntu)	seca	2,4(\pm 1,4)	3,9(\pm 2,3)	6,4(\pm 3,9)	9,8(\pm 2,9)	10(\pm 3,1)
	chuvosa	102,5(\pm 136,7)	13,5(\pm 8,6)	31,7(\pm 16,5)	35,3(\pm 11,8)	127,2(\pm 232,2)

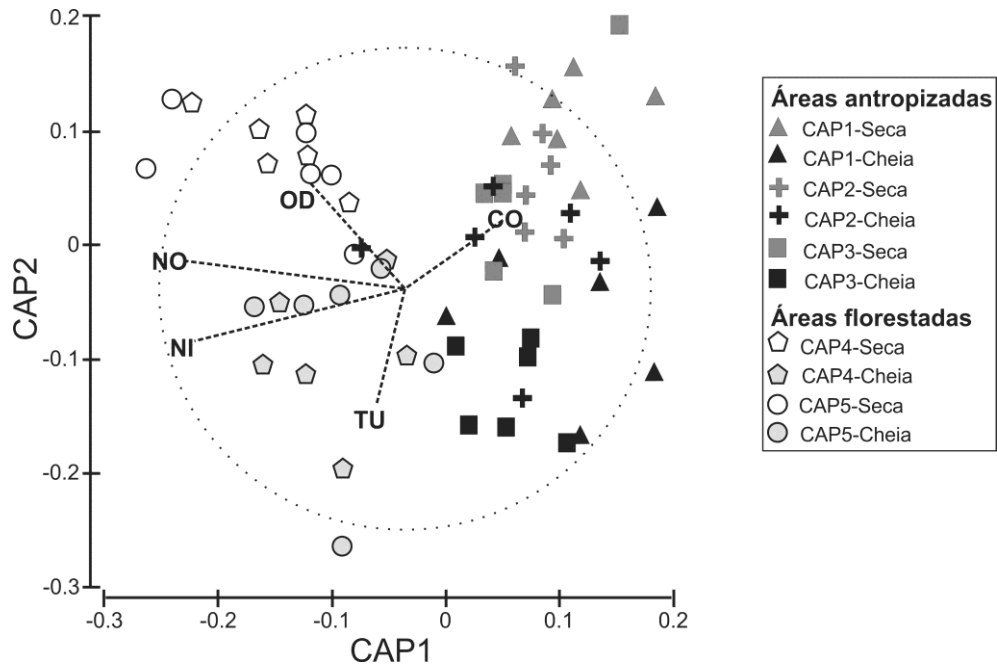


Fig. 3. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) baseada nas variáveis ambientais no rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil. NI=nitrito; NO=nitrato; CO=condutividade; OD = oxigênio dissolvido e TU= turbidez.

Fauna de peixes

Foram capturados 2356 peixes distribuídos entre 37 espécies (Tabela 3). Nas áreas antropogenizadas, *Poecillia vivipara*, *Astyanax gr. bimaculatus* (Linnaeus, 1758) e *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) dominaram nas áreas sob influência da monocultura da cana-de-açúcar (CAP1, CAP2), enquanto que na área de maior influência urbana (CAP3) *Poecillia vivipara* e *Hypostomus pusalum* (Starks, 1913) foram os mais abundantes. Nas áreas florestadas (CAP4, CAP5), houve uma distribuição mais uniforme, com as espécies *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Leporinus piau* Fowler, 1941, *Centropomus parallelus* Poey, 1860 e *Poecillia vivipara* apresentando maior número de indivíduos. Das espécies capturadas, 14 estiveram presentes apenas nas áreas florestadas e 7 foram exclusivas das áreas antropogenizadas.

Tabela 3. Abundância relativa (%) da ictiofauna amostrada nas áreas antropogenizadas e florestadas no trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

	Áreas antropogenizadas			Áreas florestadas	
	CAP1	CAP2	CAP3	CAP4	CAP5
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	0	0,7	0	0	0,9
<i>Astyanax cf. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1,4	0,7	0	0	0,3
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	12,5	37,6	0,1	2,7	3

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,5	0	0
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	0	0	0	10,9	5,3
<i>Centropomus unidecimalis</i> (Bloch, 1792)	0	0	0	4,6	2,4
<i>Characidium cf. bimaculatum</i> Fowler, 1941	0,2	0	0	0	0
<i>Cichla cf. monoculus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0,2	2,7	0,1	0,5	0
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983	0,5	0,3	0	0	0
<i>Crenicichla brasiliensis</i> (Bloch, 1792)	1,4	1,7	0,1	0	0,3
<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	0	0	0	8,7	6,2
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	0	0	0	4,6	3,6
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	0	0	0	0	2,4
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	0	0	0	0,5	0,9
<i>Eugerres brasilianus</i> Cuvier, 1830	0	0	0	0,8	0
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	0	0	0	0	0,3
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	0	0	0	0	0,3
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	0	0,3	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1792)	10	15,6	1,4	4,6	5
<i>Hoplosternum littorale</i> Linnaeus, 1758	0	0	1,9	4,9	8
<i>Hypostomus pusarum</i> (Hancock, 1828)	0	1,7	12,5	0,8	2,7
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	8,8	5,4	1,1	10,9	17,5
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	0	0	0	2,2	1,5
<i>Oreochromis cf. niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	0,5	0,3	3,4	24	21,9
<i>Parachromis managuensis</i> (Günther, 1867)	0	0	0	0,3	0
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	0	0,3	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	53,3	14,2	77,9	13,4	8,6
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	0,4	0,7	0	0,8	0,3
<i>Pseudosphromenus dayi</i> (Köhler, 1908)	0	10,5	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	0,7	0	0,5	1,8
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	1,4	4,4	0,3	1,1	4,4
<i>Serrasalmus cf. rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	2,5	1,8
<i>Steindachnerina notonota</i> (Miranda Ribeiro, 1937)	9,5	0,3	0,1	0	0,3
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0	1,7	0,1	0	0
<i>Trichopodus trichopterus</i> (Pallas, 1770)	0	0	0,4	0	0
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	0	0	0	0	0,3
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	0	0	0	0,5	0,3
Total de espécies	13	19	14	21	26

O número de táxons (S), equitabilidade (J'), diversidade de Simpson (1- λ) e número de indivíduos (N) não foram significativamente influenciados pela sazonalidade, entretanto, excetuando-se o número de indivíduos (N), todos os descritores apresentaram diferenças significativas entre as áreas antropogenizadas e florestadas (Fig. 4). Nos períodos seco e chuvoso observou-se que as áreas antropogenizadas apresentaram menores valores de riqueza (S), equitabilidade (J') e diversidade de Simpson (1- λ) (Fig. 4 A, C, D). Além disso, estes ambientes apresentaram o maior número de indivíduos ao longo do ano (N) (Fig. 4b).

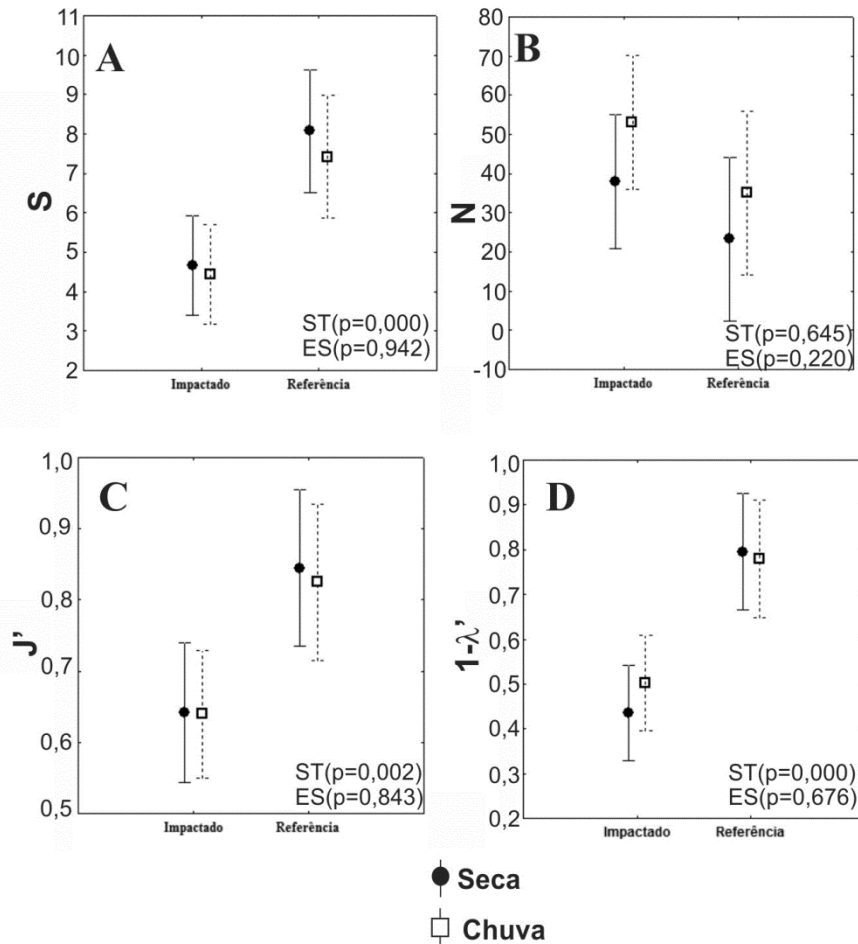


Fig. 4. Valores com desvio padrão de riqueza (A), abundância (B), equitabilidade de Pielou (C) e diversidade de Simpson (D) de peixes nas áreas antropogenizadas e florestadas entre as diferentes estações do ano no trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil. Sendo: ST= diferença entre áreas antropogenizadas e florestadas; ES= diferença entre estações do ano.

A estrutura da taxocenose de peixes variou significativamente entre as áreas antropogenizadas e florestadas (pseudo-F= 14,556; $p= 0,001$) e períodos climáticos (pseudo-F=2,7133; $p=0,017$). Nas áreas florestadas houve diferença significativa na estrutura da taxocenose de peixes entre as estações do ano ($t=1,9201$; $p=0,003$), enquanto que nas áreas antropogenizadas a variação não foi significativa ($t=1,166$; $p=0,243$).

A Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) utilizando dados dos peixes revelou o agrupamento das amostras entre as áreas antropizadas e florestadas (Fig. 5). O elevado acerto na classificação das amostras e a alta correlação canônica (δ^2) obtidos revelam o sucesso da análise. O eixo 1 (CAP 1 - $\delta^2 = 0,87$) separou as amostras dos distintos períodos climáticos, tendo classificado corretamente 65,28% das amostras em ambos os períodos. O

eixo 2 (CAP2 - $\delta^2 = 0,21$) determinou a separação quanto ao nível de impacto e classificou corretamente 55,56% e 75% das amostras das áreas antropogenizadas e florestadas.

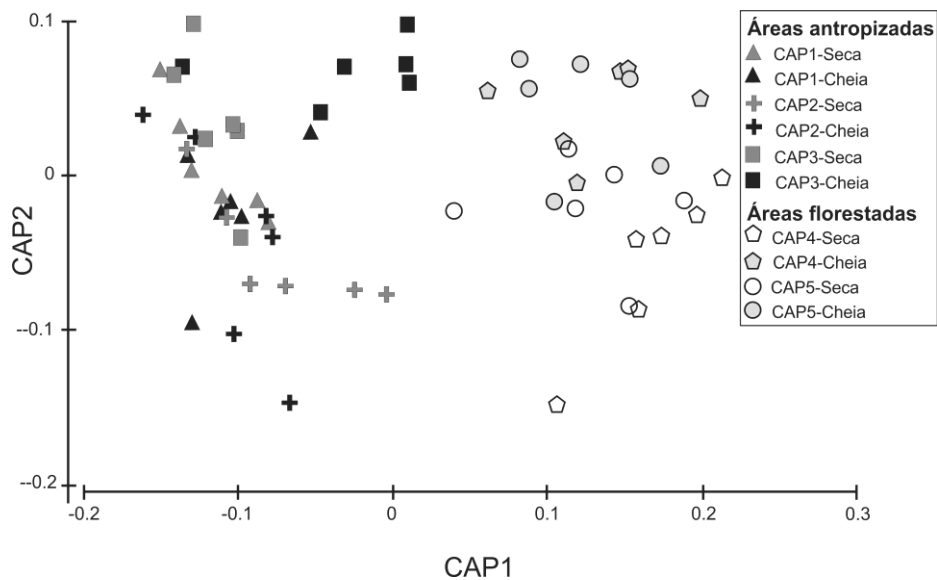


Fig. 5. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) baseada na ictiofauna coletada no rio Capibaribe, Pernambuco, nordeste do Brasil.

As características ambientais e a estrutura da taxocenose de peixes correlacionaram-se positiva e significativamente ($r_s=0,369$, $p=0,001$). Os dois primeiros eixos da dbRDA explicaram 65,7% da variação ajustada para o modelo R^2 . A dbRDA revelou a segregação das amostras das áreas antropogenizadas e florestadas, havendo um agrupamento de acordo com a cobertura da terra predominante, sendo as variáveis ambientais de nitrato, nitrito, condutividade e sólidos totais as que melhor explicam a estruturação da fauna de peixes (Fig. 6).

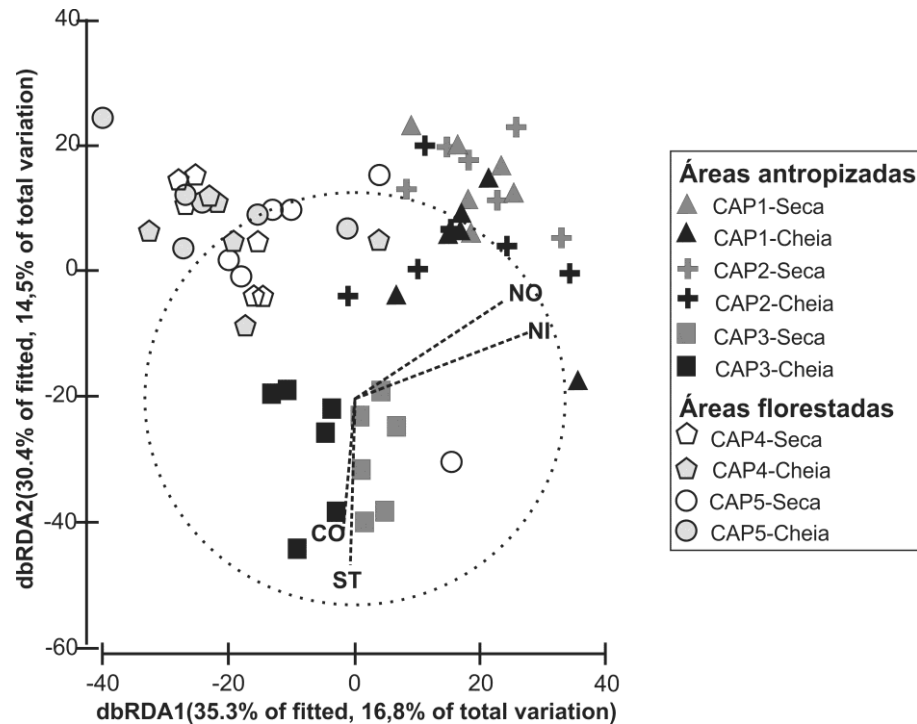


Fig. 6. Eixos mais representativos da dbRDA (Distance-based redundancy Analysis) baseada na ictiofauna do trecho baixo do rio Capibaribe, Pernambuco, Nordeste do Brasil. Apenas espécies com correlação $>0,5$ com um dos eixos foram plotadas. Sendo: NI=nitrito; NO=nitrato; CO=condutividade; ST= sólidos totais.

Discussão

A relação entre cobertura da terra e as modificações observadas no ambiente aquático vem sendo discutidas ao redor do mundo, sendo cada vez mais notável a influência negativa das alterações antrópicas e a importância de áreas florestadas nas margens dos ecossistemas aquáticos (e.g. Pinto et al., 2006b; Lorion e Kennedy, 2009; Casatti et al., 2009b; Kwik & Yeo 2015). Neste estudo ficou evidente que o impacto antrópico alterou as características físico-químicas e biológicas do ecossistema aquático, sendo observada a separação das amostras entre as áreas florestadas e antropogenizadas. Além disso, a segregação entre as amostras das áreas agrícola, urbana e florestal, indica a influência da cobertura predominante da terra no ecossistema aquático.

Os ambientes impactados pela urbanização e a monocultura da cana-de-açúcar tiveram influências negativas sobre o ambiente aquático, apresentando maiores valores de fósforo total, fosfato inorgânico, clorofila-a, sólidos totais, além das mais baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Os elevados níveis de fósforo em áreas antropogenizadas podem ser atribuídos ao uso de fertilizantes em áreas agrícolas, bem como o despejo de esgotos e águas residuais em áreas urbanizadas (Paul & Meyer, 2001). De acordo com Carpenter et al. (1998),

o enriquecimento do ambiente aquático por nutrientes, como o fósforo e nitrogênio, desencadeia o processo de eutrofização que, entre outros efeitos, ocasiona o aumento da biomassa fitoplanctônica e a depleção do suprimento de oxigênio na água. Neste estudo, o processo de eutrofização pode ser observado em ambientes antropogenizados, onde os maiores níveis de fósforo estiveram associados aos valores mais elevados de clorofila-a e aos menores níveis de oxigênio dissolvido na água. No ambiente urbano, os altos níveis destes poluentes e do nitrogênio amoniacal indicam que a eutrofização ocorre de forma ainda mais intensa nestes locais. Essa poluição pode decorrer do despejo de efluentes domésticos observado na área urbana, que também promove a contaminação deste ambiente pelo coliforme patogênico *E. coli*. Esses resultados revelam que a urbanização exerce um efeito mais nocivo no ambiente, quando comparado as atividades agrícolas. Alguns autores têm enfatizado os efeitos deletérios mais pronunciados da urbanização sobre o ecossistema aquático quando comparado com outras atividades humanas (e. g. Allan, 2004; McKinney, 2006).

Nos ambientes antropogenizados, as mudanças sazonais nas variáveis ambientais ocorreram diferentemente de acordo com o impacto predominante. Na área urbana as variáveis ambientais apresentaram uma menor oscilação, o que pode ser resultado do despejo constante de esgoto doméstico durante todo o ano. Entretanto, durante a estação chuvosa as variáveis da área urbana tiveram uma pequena redução nos seus níveis. Este fato pode ser associado à diluição dos poluentes e contaminantes durante a época das chuvas, o que reduz parcialmente seus efeitos (Astudillo et al., 2015). As áreas agrícolas apresentaram padrões inversos, com maiores oscilações nos parâmetros ambientais, além de maiores níveis de poluentes no período das chuvas. Em áreas agrícolas, as oscilações nos parâmetros físico-químicos podem decorrer das suas práticas de manejo, sendo comum a aplicação de fertilizantes e agroquímicos em períodos específicos do ano (Sliva & Williams, 2001). Além disso, o escoamento destes aditivos agrícolas pode ser mais intenso durante as chuvas, ocasionando o incremento destes poluentes no ecossistema aquático (Domagalski et al, 2008).

Apesar da evidente influência da cobertura predominante da terra na qualidade do ambiente aquático, é importante ressaltar que os impactos sobre esses ambientes podem apresentar efeitos sinérgicos e cumulativos, que podem promover a poluição de locais à jusante dos impactos. Nesse sentido, Gómez et al. (2012) evidenciaram a persistência de contaminantes ao longo de um rio submetido a diferentes pressões antrópicas. Diante disso, os elevados níveis de nitrato e nitrito observados nas áreas florestadas podem estar relacionados a esse efeito sinérgico dos impactos à montante. Além disso, a presença da *E. coli* nestes

ambientes reforçam esse sinergismo, uma vez que, estas bactérias coliformes indicam a contaminação advinda de esgotos domésticos. Entretanto, apesar de receberem os efeitos dos impactos à montante, as áreas florestadas apresentaram de um modo geral, as melhores condições ambientais.

As melhores condições observadas nas áreas florestas ressaltando a importância da vegetação na mitigação dos impactos. Áreas florestais atuam como zonas de amortecimento na retenção de sedimentos e outros materiais escoados para os ecossistemas aquáticos, promovendo a redução nos níveis de poluentes na água (Newbold et al., 2010). Além disso, comumente essas áreas apresentam uma maior oxigenação da água, disponibilidade de habitats, entrada de recursos alóctones, entre outras características que favorecem o estabelecimento e manutenção de uma maior biodiversidade (Hawes & Smith, 2005). De fato, no presente estudo, as áreas florestais apresentaram os melhores valores para os descritores ecológicos, indicando que estes ambientes sustentaram uma fauna de peixes mais diversa e equilibrada.

A estrutura e composição da ictiofauna foram influenciadas pela cobertura predominante da terra, bem como pelas variáveis ambientais, revelando a interferência dos impactos antrópicos sobre a fauna de peixes. Diversos autores têm indicado que o estresse ocasionado pelas perturbações antropogênicas geralmente promovem a homogeneização da fauna de peixes, reduzindo a diversidade e aumentando a dominância (e.g. Cunico et al., 2006; Cassati et al., 2009b; Alexandre et al., 2010; Santos et al., 2015). Essa simplificação da ictiofauna deve-se, principalmente, ao favorecimento das espécies tolerantes às novas condições, em detrimento das mais sensíveis, que têm suas populações afetadas ou dizimadas (Reash & Berra, 1987; Jackson et al., 2001). A dominância de *Poecilia vivipara*, *Astyanax gr. bimaculatus*, *Hoplias malabaricus* e *Hypostomus puzarum* nas áreas antropogenizadas, sugere a tolerância destas espécies, especialmente *Poecilia vivipara*, uma das predominantes em todas as áreas antropogenizadas. Essa tolerância dos peixes geralmente está associada a características que favorecem sua permanência e disseminação nos ambientes impactados, como a resistência à má qualidade do ambiente, hipóxia (e.g. Kramer & Mehegan, 1981; Welcomme, 1988), oportunismo e generalismo alimentar (e.g. Pinto et al 2006a).

A ocorrência e abundância de Poecilídeos são amplamente utilizadas como indicativo da ocorrência de impactos antropogênicos devido à reconhecida tolerância destes peixes (Cunico et al., 2006; Casatti et al., 2009b). Os peixes do gênero *Poecilia* correspondem a espécies exóticas, altamente generalistas (Cassati et al., 2009b), que foram inicialmente inseridas para o controle de mosquitos e atualmente já se disseminaram por mais de 54 países

(FAO, 2009). A rápida colonização destes peixes deve-se principalmente à sua estratégia reprodutiva eficiente, que promove a rápida produção de um grande número de indivíduos (Mendonça & Andreatta, 2001). Além disso, os Poecilídeos apresentam a capacidade de sobreviver ou até mesmo dominar em ambientes degradados, que apresentam má qualidade do habitat e baixas concentrações de oxigênio (Kramer & Mehegan, 1981; Welcomme, 1988; Dyer et al., 2003; Casatti et al., 2006). Adominância de *Poecilia* em ambientes degradados pela urbanização também pode estar relacionada ao seu oportunismo alimentar de tirar proveito da elevada carga de matéria orgânica provenientes destes ambientes (Pinto et al., 2006a).

Diversos autores também atribuem a espécies do gênero *Hypostomus* a capacidade de tolerar alterações ambientais (e. g. Graham & Baird 1982). A tolerância de *Hypostomus pusalum* no ambiente degradado pela urbanização pode estar associada à sua capacidade de utilizar diretamente o ar atmosférico, através de adaptações no sistema digestivo, possibilitando sua sobrevivência mesmo em níveis mínimos de oxigênio dissolvido na água (Graham & Baird, 1982). *Hypostomus pusalum*, apresenta hábito alimentar detritívoro (Pessoa et al., 2013). Diante disso, o maior aporte de nutrientes e matéria orgânica nos ambientes urbanizados pode ter favorecido sua maior ocorrência neste ambiente.

A tolerância de *Astyanax bimaculatus* e *Hoplias malabaricus* foi indicada por Bozzeti & Schulz (2004) que observaram a maior ocorrência destas espécies em uma bacia dominada pela agricultura. *Hoplias malabaricus* apresenta uma combinação de características que conferem a capacidade de ser altamente tolerante à hipóxia, como o baixo metabolismo e a extração mais eficiente do oxigênio da água (Rantin et al., 1992, 1993; Kalinin et al., 1996). Além disso, Rios et al. (2002) observaram a resistência desta espécie a longos períodos sem alimento, indicando que para afetar sua sobrevivência faz-se necessário um período superior a 240 dias de jejum. Por outro lado, a elevada abundância de *Astyanax gr. bimaculatus* pode ser reflexo de outras adaptações desta espécie, como o oportunismo e generalismo alimentar (Andrian et al., 2001; Mazzoni, 2010; Silva et al., 2010) que a permitem adequar-se de acordo com os recursos alimentares disponíveis no ambiente, além de apresentar adaptações reprodutivas que possibilitam sua reprodução ao longo de todo o ano (Ihering & Azevedo, 1936; Geniari-Filho & Braga, 1996).

Os ciclos reprodutivos e alimentares dos peixes naturalmente sofrem influência da sazonalidade, o que ocasiona variações sazonais na estrutura da ictiofauna (e.g Lowe-McConnell, 1999; Agostinho et al., 2007). Essa variação sazonal na ictiofauna ficou evidente diante da diferença na abundância das espécies entre os períodos climáticos, podendo ter

decorrido do aumento da atividade reprodutiva e disponibilidade de recursos alimentares em determinadas estações do ano. No entanto, estas variações sazonais não foram observadas através dos descritores ecológicos, indicando que a composição da fauna de peixes permanece similar entre as estações do ano. A diversidade é uma característica da fauna de peixes que pode ser mais influenciada por diferenças nas condições ambientais locais do que por variações sazonais (Ostrand & Wilde, 2002).

Conclusão

De um modo geral, este estudo mostrou que tanto as variáveis ambientais, quanto os atributos relacionados à fauna de peixes refletem as diferentes coberturas da terra avaliadas, respondendo de maneira conjunta aos diferentes impactos antrópicos exercidos sobre o ecossistema fluvial. Apesar da evidente degradação ambiental promovida pelas atividades de agricultura e urbanização, foi notável que o impacto urbano ocasionou consequências negativas mais pronunciadas, sugerindo que este impacto tem maiores efeitos sobre o ecossistema aquático. A importância da existência de zonas de amortecimento florestais para a mitigação de impactos antrópicos ficou clara, visto que, apesar das áreas florestadas encontrarem-se na mesma bacia hidrográfica e à jusante dos ambientes antropogenizados, estes locais sustentaram as melhores condições ambientais e uma fauna de peixes mais diversa e equilibrada. Nossos resultados fornecem subsídios e ressaltam a importância do desenvolvimento de planos que visem a melhoria das práticas de uso da terra, a proteção dos ecossistemas aquáticos, a recuperação das áreas ribeirinhas, bem como a conservação da biodiversidade. Apesar dos reconhecidos benefícios das restaurações da mata ciliar para a recuperação da saúde do ambiente aquático, é necessária a sua associação com medidas adequadas de gestão das bacias hidrográficas, reduzindo e gerenciando, por exemplo, o uso de fertilizantes e despejo de esgotos.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida. Ao Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) em nome da Superintendência Federal da Pesca e Aquicultura de Pernambuco (SFPA-PE), ao Laboratório de Limnologia (UFRPE) e a ETE-Lógica Ambiental Ltda., pelo apoio logístico prestado.

Referências

- Achard, F., H. D. Eva, H. J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards, & J.P. Malingreau, 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science* 297: 999–1002.
- Agostinho, A. A, L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e Manejo de recursos Pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM.
- Alexandre, C. L. & K. E. Esteves, 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641 (1): 97-114.
- Allan J. D., D. L. Erickson & J. Fay, 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37:149–161.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257 – 284.
- Andrian, I. F., H. B. R Silva & D. Peretti, 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum* 23(2): 435-440.
- Araújo, L. E, F. A. S. Sousa, J. M. Moraes Neto, J. S. Souto & L. R. L. R. Reinaldo, 2009. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. *Qualit@s Revista Eletrônica* 8 (1): 1-18.
- Astudillo, M. R., R. Novelo-Gutiérrez, G. Vázquez, J. G. García-Franco & A. Ramírez, 2015. Relationships between land cover, riparian vegetation, stream characteristics, and aquatic insects in cloud forest streams, Mexico. *Hydrobiologia* 768:1-15
- Bozzetti, M. & U. H. Schulz, 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133-144.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley & V. H. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8:559–568.
- Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira, 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 38:974–982.

- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani, 2009a. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623: 173-189.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho, 2009b. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632:273-283.
- Collier, C. A., M. S. Almeida Neto, G. M. A. Aretakis, R. E. Santos, T. H. Oliveira, J. S. Mourão, W. Severi & A. C. A. El-Deir, 2015. Integrated approach to the understanding of the degradation of an urban river: local perceptions, environmental parameters and geoprocessing. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 11(1):69.
- Corbi, J. J. & S. Trivinho-Strixino, 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51(4), 569-579.
- Cunico, A. M., A. A. Agostinho. & J. D. Latini, 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:1101-1110.
- Domagalski, J. L., S. Ator, R. Coupe, K. McCarthy, D. Lampe, M. Sandstrom & N. Baker, 2008. Comparative study of transport processes of nitrogen, phosphorus, and herbicides to streams in five agricultural basins, USA. *Journal of Environmental Quality* 37(3):1158–1169.
- Dudgeon, D. 2008. *Tropical stream ecology*. Academic Press, London.
- Dyer, S. D., C. Peng, D. C. Mcavoy, N. J. Fendinger, P. Masscheleyn, L. V. Castilho & J. M. Lim, 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin river, the Philippines. *Chemosphere* 52: 43-53.
- FAO, 2009. Database on introduction of aquatic species (DIAS) [available on internet at <http://www.fao.org/fishery/introsp/search>]. Accessed 18 March 2009.
- Geniari-Filho, O. & F. M. S. Braga, 1996. Fecundidade e desova de *Astyanax bimaculatus* e *A. schubarti* (Characidae, Tetragonopterinae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba (SP). *Revista UNIMAR* 16(2): 241-254.
- Gomez, M. J., S. Herrera, D. Sole, E. Garcia-Calvo & A. R. Fernandez-Alba, 2012. Spatio-temporal evaluation of organic contaminants and their transformation products along a river

basin affected by urban, agricultural and industrial pollution. *Science of the Total Environment* 420, 134–145.

Graham J. B. & T. A. Baird, 1982. The transition to air breathing in fishes: I. Environmental effects on the facultative air breathing of *Ancistrus chagresi* and *Hypostomus plecostomus* (Loricariidae). *Journal of Experimental Biology* 96:53-67.

Hawes, E. & M. Smith, 2005. Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths. [available on internet at http://eightmileriver.org/resources/digital_library/appendicies/09c3_Riparian%20Buffer%20Science_YALE.pdf]. Accessed 20 Dec 2015.

Ihering, R. V. & P. Azevedo, 1936. As piabas dos açudes nordestinos (Characidae, Tetragonopterinae). *Arquivos do Instituto Biológico* 7: 75-110.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2010.. Sinopse do Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro. [available on internet at http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_rm_zip.p.shtm]. Accessed 25 Jan 2015.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento 2011/ Ministério do planejamento, Orçamento e gestão. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências.

Iwata, T., S. Nakano, & M. Inoue, 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Applications* 13 (2): 461–473.

Jackson, D. A., P. R. Peres Neto & J. D. Olden, 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and spatial factors? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 : 157-170.

Kramer, D. L. & J. P. Mehegan, 1981. Aquatic surface respiration, an adaptative response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes* 6: 299–313.

Kwik, J. T. B. & D. C. J. Yeo, 2015. Differences in fish assemblages in protected and non-protected freshwater streams in a tropical urbanized country. *Hydrobiologia* 762: 143-156

Kalinin, A. L., F. T. Rantin, M. N. Fernandes & M. L. Glass, 1996. Ventilatory flow relative to intrabuccal and intraopercular volumes in two ecologically distinct erythrinids (*Hoplias*

malabaricus and *Hoplias lacerdae*) exposed to normoxia and graded hypoxia. In: Physiology and Biochemistry of the Fishes of the Amazon (Val, A. L., Almeida-Val, V. M. F. & Randall, D. J., eds), pp. 191–202. Manaus: Editora do INPA.

Lorion, C. M. & B. P. Kennedy, 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological Applications* 19:468–479.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais. São Paulo, Edusp. 534p.

Mazzoni, R. 2010. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do Alto Rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia* 100(2): 162-168.

McKinney, M. L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. 127 (3):247-260.

Mendonça, J. P. & J. V. Andreato, 2001. Aspectos reprodutivos de *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider) (Poeciliidae) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18(4): 1041-1047

Moore, A. A. & M. A. Palmer, 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. *Ecological Applications* 15: 1169 –1177.

Newbold, J. D., S. Herbert, B. W. Sweeney P. Kiry & S. J. Alberts, 2010. Water quality functions of a 15-year-old riparian forest buffer system. *Journal of the American Water Resources Association* 46 (2): 299-310.

Ostrand, K. G. & G. R. Wilde, 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* 11: 137-149.

Paul, M. J. & J. L. Meyer, 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.

Pessoa, E. K. R., L. T. B. Lima, N. T. Chellappa, A. A. Souza & S. Chellappa, 2013. Aspectos alimentares e reprodutivos do cascudo, *Hypostomus pusalum* (Starks, 1913) (Osteichthyes: Loricariidae) no açude Marechal Dutra, Rio Grande do Norte, Brasil. *Biota Amazônia* 3: 45-53.

Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araujo, 2006a. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical ichthyology* 4: 269-278.

Pinto, B. C. T., F. G. Araujo, & R. M. Hughes, 2006b. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

Pompeu, P. S., C.B.M. Alves & M. Callisto, 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brasil. *American Fisheries Society Symposium* 47: 11-22.

PROJETEC – BRLi. 2010. Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental volume 01/03 / Projetos Técnicos. Recife, 389p.

Ribeiro Neto, A., C. A. Scott, E. A. Lima, S. M. G. L. Montenegro, & J. A. Cirilo, 2014. Infrastructure sufficiency in meeting water demand under climate-induced socio-hydrological transition in the urbanizing Capibaribe River basin – Brazil. *Hydrology and Earth System Sciences* 18: 3449-3459.

Reash, R. J. & T. M. Berra, 1987. Comparison of fish communities in a cleanwater stream and an adjacent polluted stream. *American Midland Naturalist* 118(2): 301-322.

Rantin, F. T., A. L. Kalinin, M. L. Glass, & M. N. Fernandes, 1992. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). *Journal of Fish Biology* 41: 805–812.

Rantin, F. T., M. L. Glass, A. L. Kalinin, R. M. M. Verzola & M. N. Fernandes, 1993. Cardio-respiratory responses in two ecologically distinct erythrinids (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*) exposed to graded environmental hypoxia. *Environmental Biology of Fishes* 36: 93–97.

Rios, F. S., A. L. Kalinin & F. T. Rantin, 2002. The effects of long-term food deprivation on respiration and haematology of the neotropical fish *Hoplias malabaricus*. *Journal of Fish Biology* 61: 85–95.

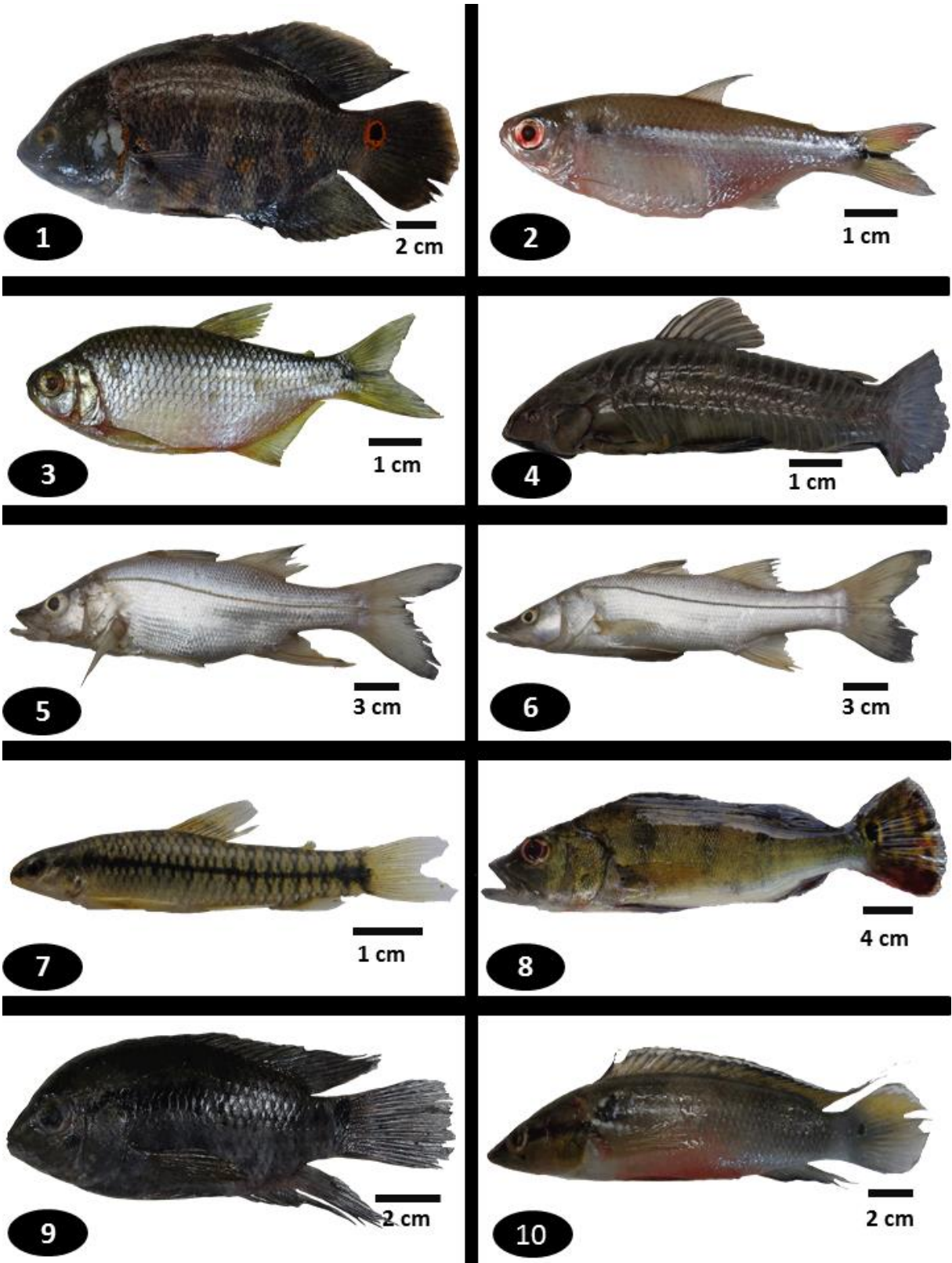
- Santos, F. B., F. C. Ferreira & K. E. Esteves, 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes* 98: 1895-1912.
- Silva, M. J., B. R. S. Figueiredo, R. T. C. Ramos & E. S. F. Medeiros, 2010. Food resources used by three species of fish in the semi-arid region of Brazil. *Neotropical ichthyology*. 4: 825-833.
- Silva, J. C.; R. L. Delariva, & K. O. Bonato, 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern. Paraná, Brazil. *Neotropical ichthyology*. 10: 389-399.
- Sliva, L. & D. D. Williams, 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Research* 35(14):3462–3472.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130–137.
- Violin, C. R., P. Cada, E. B. Sudduth, B. A. Hassett, D. L. Penrose & E. S. Bernhardt, 2011. Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications* 21: 1932–1949.
- Wang, L, J. Lyons, P. Kanehl & R. Gatti, 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22:6–12.
- Welcomme, R. L., 1988. *International Introductions of Inland Aquatic Species*. FAO Fisheries Technical Paper T294, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Zuubier, P. & J. V. Vooren, 2008. *Sugarcane ethanol: Contributions to climate change mitigation and the environment*. Wageningen Academic Publishers, Netherlands. 252 p.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

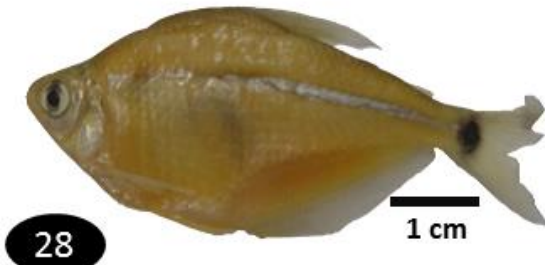
A realização dessa pesquisa em um rio submetido a diferentes pressões antrópicas revelou que as atividades humanas ocasionam danos sobre o ecossistema aquático e a população humana adjacente. Os impactos antrópicos promoveram a simplificação e o desequilíbrio da fauna de peixes, além de provocar o enriquecimento de nutrientes no ecossistema aquático, desencadeando o processo de eutrofização. As atividades da urbanização e agricultura atuaram diferentemente na degradação do ambiente aquático, sendo os efeitos do impacto urbano mais nocivos para o ecossistema aquático. Esse grande impacto da urbanização sobre o ambiente está relacionado, principalmente, a falta de infraestrutura básica e tratamento adequado dos efluentes, sendo comum o despejo direto de esgotos no ecossistema aquático. Além dos prejuízos ecológicos, essa degradação promoveu consequências socioeconômicas, uma vez que, o ecossistema aquático fornece bens e serviços para a população humana. A poluição da água e o decréscimo dos estoques pesqueiros afetaram a subsistência e a íntima relação da comunidade ribeirinha com o rio.

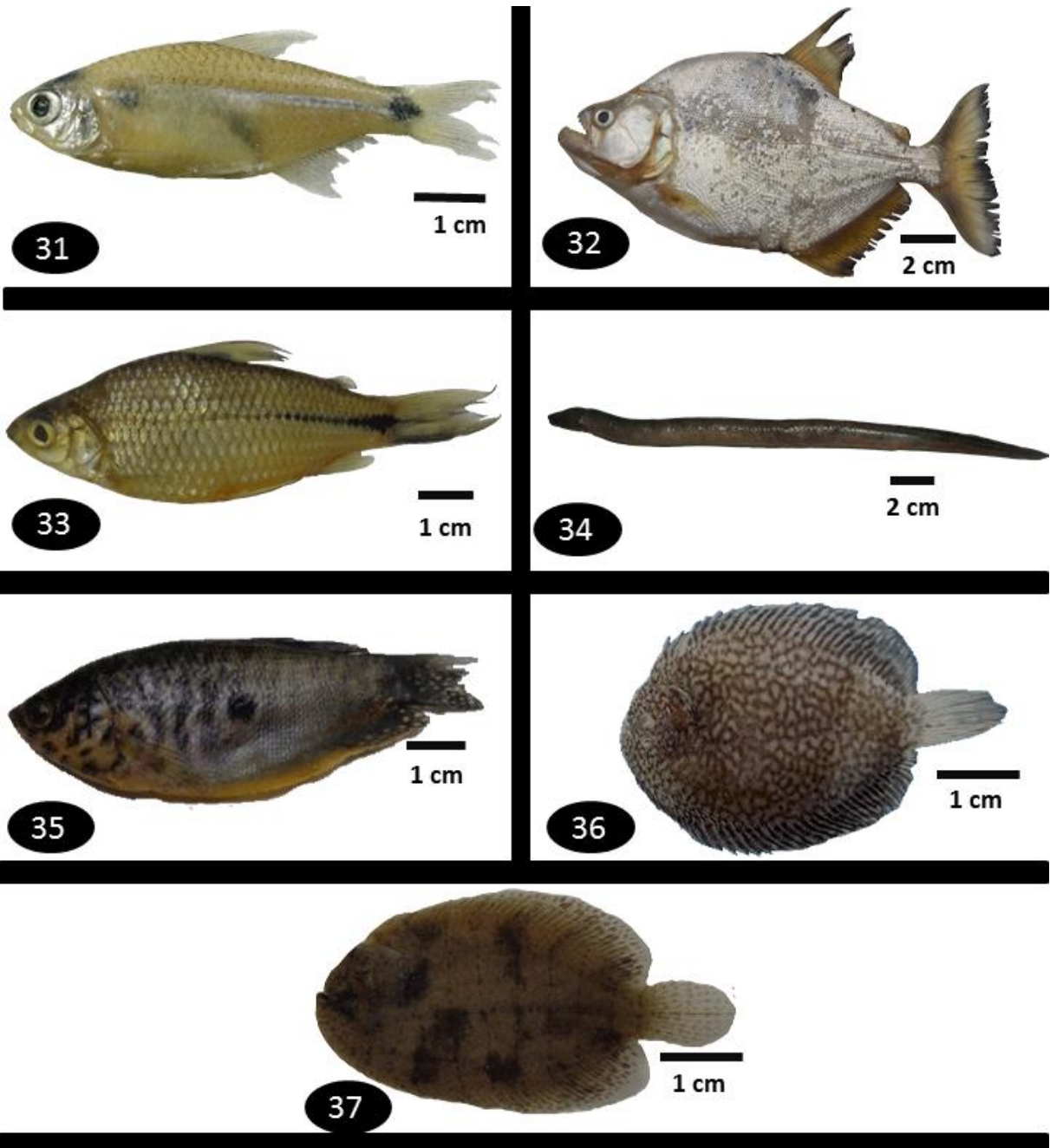
A atual situação de degradação do rio Capibaribe revela a urgência da necessidade do estabelecimento de medidas mitigatórias para evitar a completa degradação do rio. Os impactos antrópicos podem ser reduzidos através da presença de zonas de amortecimento florestais, que podem mitigar seus efeitos. No entanto, outras ações são necessárias para a recuperação e manutenção da qualidade destes ambientes, como a implementação de práticas adequadas de gestão e manejo das bacias hidrográficas. Além disso, é de fundamental importância a inserção das comunidades humanas adjacentes no desenvolvimento destas ações, visto que essas populações sofrem diretamente as consequências dessa degradação, além de atuarem como agentes causadores. Nossos resultados fornecem subsídios para o desenvolvimento de planos que visem a melhoria das práticas de uso da terra, a proteção dos ecossistemas aquáticos, a recuperação das áreas ribeirinhas, a conservação da biodiversidade, bem como a melhoria da qualidade de vida das comunidades humanas adjacentes.

ANEXO I – PRANCHA DE IMAGENS









Espécies de peixes capturados no trecho baixo do rio Capibaribe, sendo: 1 - *Astronotus ocellatus*; 2 - *Astyanax cf. fasciatus*; 3 - *Astyanax gr. bimaculatus*; 4 - *Callichthys callichthys*; 5 - *Centropomus parallellus*; 6 - *Centropomus unidecimallis*; 7 - *Characidium cf. bimaculatum*; 8 - *Cichla cf. monoculus*; 9 - *Cichlassoma cf. orientale*; 10 - *Crenicichla brasiliensis*; 11 - *Dormitator maculatus*; 12 - *Eleotris pisonis*; 13 - *Elops saurus*; 14 - *Eucinostomus argenteus*; 15 - *Eugerres brasilianus*; 16 - *Gobionellus oceanicus*; 17 - *Guavina guavina*; 18 - *Gymnotus carapo*; 19 - *Hoplias malabaricus*; 20 - *Hoplosternum littorale*; 21 - *Hypostomus pusalurum*; 22 - *Leporinus piau*; 23 - *Megalops atlanticus*; 24 - *Oreochromis cf. niloticus*; 25 - *Parachromis managuensis*; 26 - *Plagioscion squamosissimus*; 27 - *Poecilia vivípara*; 28 - *Psellogrammus kennedyi*; 29 - *Pseudosphromenus dayi*; 30 - *Rhamdia quelen*; 31 - *Serrapinnus piaba*; 32 - *Serrasalmus cf. rhombus*; 33 - *Steindachnerina notonota*; 34 - *Synbranchus marmoratus*; 35 - *Trichogaster trichopterus*; 36 - *Trinectes microphthalmus*; 37 - *Trinectes paulistanus*.

ANEXO II - Instruções aos autores da revista *HYDROBIOLOGIA*

Nota: No intuito de facilitar a leitura e correção do manuscrito, as figuras e tabelas foram mantidas no corpo do texto.

GENERAL

Hydrobiologia publishes original articles in the fields of limnology and marine science that are of interest to a broad and international audience. The scope of Hydrobiologia comprises the biology of rivers, lakes, estuaries and oceans and includes palaeolimnology and –oceanology, taxonomy, parasitology, biogeography, and all aspects of theoretical and applied aquatic ecology, management and conservation, ecotoxicology, and pollution. Purely technological, chemical and physical research, and all biochemical and physiological work that, while using aquatic biota as test–objects, is unrelated to biological problems, fall outside the journal's scope.

THERE IS NO PAGE CHARGE, provided that manuscript length, and number and size of tables and figures are reasonable (see below). Long tables, species lists, and other protocols may be put on any web site and this can be indicated in the manuscript. Purely descriptive work, whether limnological, ecological or taxonomic, can only be considered if it is firmly embedded in a larger biological framework.

LANGUAGE

Manuscripts should conform to standard rules of English grammar and style. Either British or American spelling may be used, but consistently throughout the article. Conciseness in writing is a major asset as competition for space is keen.

EDITORIAL POLICY

Submitted manuscripts will first be checked for language, presentation, and style. Scientists who use English as a foreign language are strongly recommended to have their manuscript read by a native English–speaking colleague. Manuscripts which are substandard in these respects will be returned without review.

Papers which conform to journal scope and style are sent to at least 2 referees, mostly through a member of the editorial board, who will then act as coordination editor. Manuscripts returned to authors with referee reports should be revised and sent back to the editorial as soon as possible. Final decisions on acceptance or rejection are made by the editor–in–chief. Hydrobiologia endeavours to publish any paper within 6 months of acceptance. To achieve this, the number of volumes to be published per annum is readjusted periodically. Authors are encouraged to place all species distribution records in a publicly accessible database such as the national Global Biodiversity Information Facility (GBIF) nodes (www.gbif.org) or data centers endorsed by GBIF, including BioFresh

(www.freshwaterbiodiversity.eu)

CATEGORIES OF CONTRIBUTIONS

There are four categories of contributions to Hydrobiologia:

[1.] Primary research papers generally comprise up to 25 printed pages (including tables, figures and references) and constitute the bulk of the output of the journal. These papers **MUST** be organized according to the standard structure of a scientific paper: Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, Conclusion, Acknowledgements, References, Tables, Figure captions. [2.] Review papers, and Taxonomic revisions are long papers; prospective authors should consult with the editor before submitting such a long manuscript, either directly or through a member of the editorial board. Review papers may have quotations (text and illustrations) from previously published work, but authors are responsible for obtaining copyright clearance wherever this applies. [3.] Opinion papers reflect authors' points of view on hot topics in aquatic sciences. Such papers can present novel ideas, comments on previously published work or extended book reviews. [4.] Special section papers. Occasionally, regular volumes contain a special section devoted to topical collections of papers: for example, Salt Ecosystems Section and Aquatic Restoration Section.

MANUSCRIPT SUBMISSION

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all coauthors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

Online Submission

Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

TITLE PAGE

Title Page

The title page should include: The name(s) of the author(s) A concise and informative title The affiliation(s) and address(es) of the author(s) The email address, telephone and fax numbers of the corresponding author

Abstract

Please provide an abstract of 150 to 200 words. Abstracts longer than 200 words cannot be uploaded. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

TEXT

Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word. Use a normal, plain font (e.g., 10point Times Roman) for text.

Use italics for emphasis. Use the automatic page numbering function to number the pages. Do not use field functions. Use tab stops or other commands for indents, not the space bar. Use the table function, not spreadsheets, to make tables. Use the equation editor or MathType for equations. Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions). Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lowercase letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols. Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section on the title page. The names of funding organizations should be written in full.

ADDITIONAL REMARK TEXT

Do not include section numbers.

SCIENTIFIC STYLE

Authors are urged to comply with the rules of biological nomenclature, as expressed in the International Code of Zoological Nomenclature, the International Code of Botanical Nomenclature, and the International Code of Nomenclature of Bacteria. When a species name is used for the first time in an article, it should be stated in full, and the name of its describer should also be given. Descriptions of new taxa should comprise official repository of types (holotype and paratypes), author's collections as repositories of types are unacceptable. Genus and species names should be in italics.

REFERENCES

References in the text will use the name and year system: Adam & Eve (1983) or (Adam & Eve, 1983). For more than two authors, use Adam et al. (1982). References to a particular page, table or figure in any published work is made as follows: Brown (1966: 182) or Brown (1966: 182, fig. 2). Cite only published items; grey literature (abstracts, theses, reports, etc) should be avoided as much as possible. Papers which are unpublished or in press

should be cited only if formally accepted for publication. References will follow the styles as given in the examples below, i.e. journals are NOT abbreviated (as from January 2003), only volume numbers (not issues) are given, only normal fonts are used, no bold or italic. Engel, S. & S. A. Nichols, 1994. Aquatic macrophytes growth in a turbid windswept lake. *Journal of Freshwater Ecology* 9: 97–109.

Horne, D. J., A. Cohen & K. Martens, 2002. Biology, taxonomy and identification techniques. In Holmes, J. A. & A. Chivas (eds), *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research*. American Geophysical Union, Washington DC: 6–36.

Maitland, P. S. & R. Campbell, 1992. *Fresh Water Fishes*. Harper Collins Publishers, London.

Tatrai, I., E. H. R. R. Lammens, A. W. Breukelaar & J. G. P. Klein Breteler, 1994. The impact of mature cyprinid fish on the composition and biomass of benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 309–320.

TABLES

All tables are to be numbered using Arabic numerals. Tables should always be cited in text in consecutive numerical order. For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.

Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption. Footnotes to tables should be indicated by superscript lowercase letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

ARTWORK AND ILLUSTRATIONS GUIDELINES

Electronic Figure Submission

Supply all figures electronically. Indicate what graphics program was used to create the artwork. For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MSOffice files are also acceptable.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files. Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

Line Art

Definition: Black and white graphic with no shading. Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size. All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.

Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Halftone Art

Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc. If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves. Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.

Combination Art

Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc. Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

Color art is free of charge for online publication. If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent. If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions. Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts). Keep lettering consistently sized throughout your finalized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt). Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8pt type on an axis and 20pt type for the axis label. Avoid effects such as shading, outline letters, etc. Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

All figures are to be numbered using Arabic numerals. Figures should always be cited in text in consecutive numerical order. Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.). If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file. Figure captions begin with the term Fig. in bold type, followed by the figure number, also in bold type. No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption. Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs. Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

Figures should be submitted separately from the text, if possible. When preparing your figures, size figures to fit in the column width. For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm. For books and booksized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that All figures have descriptive captions (blind users could then use a texttospeech software or a texttoBraille hardware) Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (colorblind users would then be able to distinguish the visual elements) Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

ELECTRONIC SUPPLEMENTARY MATERIAL

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Submission

Supply all supplementary material in standard file formats. Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and email address of the corresponding author. To accommodate user downloads, please keep in mind that largesized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

Resolution: 16:9 or 4:3 Maximum file size: 25 GB Minimum video duration: 1 sec Supported file formats: avi, wmv, mp4, mov, m2p, mp2, mpg, mpeg, flv, mxf, mts, m4v, 3gp

Text and Presentations

Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for longterm viability. A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.

If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

Specialized Formats

Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.

Refer to the supplementary files as "Online Resource", e.g., "... as shown in the animation (Online Resource 3)", "... additional data are given in Online Resource 4".

Name the files consecutively, e.g. "ESM_3.mpg", "ESM_4.pdf".

Captions

For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material

Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)

AFTER ACCEPTANCE

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer's web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice and offprints.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

Open Choice

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer now provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscriptionbased article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink.

Springer Open Choice**Copyright transfer**

Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws. Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the

author. In opting for open access, the author(s) agree to publish the article under the Creative Commons Attribution License..

Offprints

Offprints can be ordered by the corresponding author.

Color illustrations

Publication of color illustrations is free of charge.

Proof reading

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

Online First

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

ETHICAL RESPONSIBILITIES OF AUTHORS

This journal is committed to upholding the integrity of the scientific record. As a member of the Committee on Publication Ethics (COPE) the journal will follow the COPE guidelines on how to deal with potential acts of misconduct.

Authors should refrain from misrepresenting research results which could damage the trust in the journal, the professionalism of scientific authorship, and ultimately the entire scientific endeavour. Maintaining integrity of

the research and its presentation can be achieved by following the rules of good scientific practice, which include:

The manuscript has not been submitted to more than one journal for simultaneous consideration.

The manuscript has not been published previously (partly or in full), unless the new work concerns an expansion of previous work (please provide transparency on the reuse of material to avoid the hint of textrecycling (“selfplagiarism”). A single study is not split up into several parts to increase the quantity of submissions and submitted to various journals or to one journal over time (e.g. “salamipublishing”). No data have been fabricated or manipulated (including images) to support your conclusions

No data, text, or theories by others are presented as if they were the author’s own (“plagiarism”). Proper acknowledgements to other works must be given (this includes material that is closely copied (near verbatim), summarized and/or paraphrased), quotation marks are used for verbatim copying of material, and permissions are secured for material that is copyrighted. Important note: the journal may use software to screen for plagiarism.

Consent to submit has been received explicitly from all coauthors, as well as from the responsible authorities tacitly or explicitly at the institute/organization where the work has been carried out, before the work is submitted.

Authors whose names appear on the submission have contributed sufficiently to the scientific work and therefore share collective responsibility and accountability for the results.

In addition:

Changes of authorship or in the order of authors are not accepted after acceptance of a manuscript.

Requesting to add or delete authors at revision stage, proof stage, or after publication is a serious matter and may be considered when justifiably warranted. Justification for changes in authorship must be compelling and may be considered only after receipt of written approval from all authors and a convincing, detailed explanation about the role/deletion of the new/deleted author. In case of changes at revision stage, a letter must accompany the revised manuscript. In case of changes after acceptance or publication, the request and documentation must be sent via the Publisher to the EditorinChief.

In all cases, further documentation may be required to support your request. The decision on accepting the change rests with the EditorinChief of the journal and may be turned down. Therefore authors are strongly advised to ensure the correct author group, corresponding author, and order of authors at submission.

Upon request authors should be prepared to send relevant documentation or data in order to verify the validity of the results. This could be in the form of raw data, samples, records, etc. If there is a suspicion of misconduct, the journal will carry out an investigation following the COPE guidelines. If, after investigation, the allegation seems to raise valid concerns, the accused author will be contacted and given an opportunity to address the issue. If misconduct has been established beyond reasonable doubt, this may result in the EditorinChief’s implementation of the following measures, including, but not limited to:

If the article is still under consideration, it may be rejected and returned to the author.

If the article has already been published online, depending on the nature and severity of the infraction, either an erratum will be placed with the article or in severe cases complete retraction of the article will occur. The reason must be given in the published erratum or retraction note. The author’s institution may be informed.

COMPLIANCE WITH ETHICAL STANDARDS

To ensure objectivity and transparency in research and to ensure that accepted principles of ethical and professional conduct have been followed, authors should include information regarding sources of funding, potential conflicts of interest (financial or nonfinancial), informed consent if the research involved human participants, and a statement on welfare of animals if the research involved animals.

Authors should include the following statements (if applicable) in a separate section entitled “Compliance with Ethical Standards” when submitting a paper: Disclosure of potential conflicts of interest Research involving Human Participants and/or Animals Informed consent

Please note that standards could vary slightly per journal dependent on their peer review policies (i.e. single or double blind peer review) as well as per journal subject discipline.

Before submitting your article check the instructions following this section carefully.

The corresponding author should be prepared to collect documentation of compliance with ethical standards and send if requested during peer review or after publication.

The Editors reserve the right to reject manuscripts that do not comply with the abovementioned guidelines. The author will be held responsible for false statements or failure to fulfill the abovementioned guidelines.

DISCLOSURE OF POTENTIAL CONFLICTS OF INTEREST

Authors must disclose all relationships or interests that could have direct or potential influence or impart bias on the work. Although an author may not feel there is any conflict, disclosure of relationships and interests provides a more complete and transparent process, leading to an accurate and objective assessment of the work. Awareness of a real or perceived conflicts of interest is a perspective to which the readers are entitled. This is not meant to imply that a financial relationship with an organization that sponsored the research or compensation received for consultancy work is inappropriate. Examples of potential conflicts of interests that are directly or indirectly related to the research may include but are not limited to the following:

Research grants from funding agencies (please give the research funder and the grant number) Honoraria for speaking at symposia Financial support for attending symposia

Financial support for educational programs Employment or consultation Support from a project sponsor Position on advisory board or board of directors or other type of management relationships Multiple affiliations Financial relationships, for example equity ownership or investment interest Intellectual property rights (e.g. patents, copyrights and royalties from such rights) Holdings of spouse and/or children that may have financial interest in the work In addition, interests that go beyond financial interests and compensation (nonfinancial interests) that may be important to readers should be disclosed. These may include but are not limited to personal relationships or competing interests directly or indirectly tied to this research, or professional interests or personal beliefs that may influence your research. The corresponding author collects the conflict of interest disclosure forms from all authors. In author collaborations where formal agreements for representation allow it, it is sufficient for the corresponding author to sign the disclosure form on behalf of all authors. Examples of forms can be found here:

The corresponding author will include a summary statement in the text of the manuscript in a separate section before the reference list, that reflects what is recorded in the potential conflict of interest disclosure form(s).

See below examples of disclosures:

Funding: This study was funded by X (grant number X).

Conflict of Interest: Author A has received research grants from Company A. Author B has received a speaker honorarium from Company X and owns stock in Company Y. Author C is a member of committee Z.

If no conflict exists, the authors should state:

Conflict of Interest: The authors declare that they have no conflict of interest.

DOES SPRINGER PROVIDE ENGLISH LANGUAGE SUPPORT?

Manuscripts that are accepted for publication will be checked by our copyeditors for spelling and formal style. This may not be sufficient if English is not your native language and substantial editing would be required. In that case, you may want to have your manuscript edited by a native speaker prior to submission. A clear and concise language will help editors and reviewers concentrate on the scientific content of your paper and thus smooth the peer review process.

The following editing service provides language editing for scientific articles in all areas

Springer publishes in:

Edanz English editing for scientists

Use of an editing service is neither a requirement nor a guarantee of acceptance for publication. Please contact the editing service directly to make arrangements for editing and payment.