

ARTIGO DE REVISÃO

A CONTAMINAÇÃO ANTRÓPICA E SEUS EFEITOS EM TRÊS ESTUÁRIOS DO LITORAL DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL - REVISÃO

The anthropic contamination and its effects on three estuaries of Ceará coastline, Brazilian Northeast - a review

Lígia M. B. M. Santana¹, Letícia V. Costa Lotufo², Denis M. S. Abessa³

RESUMO

Os estuários, encontro de rios e oceanos nas zonas litorâneas, apresentam biodiversidade atraente à exploração e desenvolvimento de atividades humanas. No entanto, as ações antrópicas interferem nas dinâmicas estuarinas naturais, impactando-os tanto pela destruição da paisagem quanto pela adição de compostos que geram efeitos letais e subletais nos organismos. No Ceará, os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe são relevantes visto suas localizações, importância socioeconômica e interações com populações ribeirinhas. Devido ao avanço da degradação da qualidade destes estuários, este trabalho apresenta uma revisão sobre a presença de contaminantes na água e no sedimento, e seus efeitos sobre a biota. O aumento da contaminação, principalmente pelo incremento nos níveis de metais no sedimento, tem sido evidenciado, especialmente nos últimos 10 anos. Danos biológicos foram vistos em espécies locais e testes de toxicidade evidenciaram o potencial tóxico, agudo e crônico, dos contaminantes presentes nos três estuários, incluindo o Pacoti, antigo sítio de referência. Apesar de iniciativas de proteção, os impactos nestes estuários são frequentes, contínuos e crescentes. Os dados ressaltam a existência de graves lacunas de conhecimento sobre as contaminações locais e reforçam a urgente necessidade de mais pesquisas e ações de controle para prevenir futuros impactos de amplitude ecossistêmica.

Palavras-chaves: contaminantes ambientais, efeitos ecotoxicológicos, água, sedimento, biota.

ABSTRACT

Estuaries, where rivers meet the ocean in coastal areas, have attractive biodiversity for exploration and human activities. However, the anthropic activities interfere on natural dynamics, impacting the estuaries by habitat destruction and the addition of compounds capable of generating lethal and sublethal effects on organisms. In the Ceará State, the estuaries of the rivers Ceará, Pacoti and Jaguaribe are relevant because their locations, socioeconomic importance and interactions with coastal communities. Due to the advance of deterioration in the quality of these estuaries, this paper presents a review considering the presence of contaminants in water and sediment, and their toxic effects to the biota. Increasing contamination was evidenced for these estuaries, mainly due to metals, especially over the last 10 years. Biological damages were seen on local species and laboratorial toxicity tests indicated the toxicity potential, both acute and chronic, of the contaminants in the three estuaries, including at Pacoti estuary, which was a former reference location. Despite protection initiatives, the impacts on these estuaries are frequent, continuous and increasing. The data highlight that there are serious gaps of knowledge about the local contamination and reinforce the urgent need for more research and control actions to prevent future impacts of ecosystem scale.

Keywords: environmental contaminants, ecotoxicological effects, water, sediment, biota.

¹ Bióloga, doutoranda em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará e Bolsista CAPES/DS. Avenida da Abolição, 3207, Fortaleza, CE 60165-081.

² Laboratório de Ecotoxicologia Marinha, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará.

³ Núcleo de Estudos em Poluição e Ecotoxicologia Aquática, Campus Experimental do Litoral Paulista (UNESP), Praça Infante Dom Henrique s/n, São Vicente, SP 11330-90.

INTRODUÇÃO

Os estuários, ambientes de transição entre os rios e os oceanos, têm importância ecológica mundialmente reconhecida por serem essenciais à sobrevivência de muitas espécies pois constituem áreas de refúgio, proteção, reprodução e alimentação para diversos organismos costeiros e marinhos. Nas zonas costeiras tropicais e subtropicais do mundo, os estuários geralmente são ocupados por florestas de mangue, que possuem alta habilidade de conversão da energia solar em biomassa. Apesar das condições naturais extremas, a complexa dinâmica entre os processos hidrológicos, biogeoquímicos e a presença dos manguezais torna este ecossistema um dos mais produtivos, favorecendo a ocupação e o estabelecimento de atividades econômicas na zona costeira, que apresenta constante crescimento demográfico.

Diversas pressões antrópicas resultam das atividades instaladas nas regiões estuarinas, como desmatamento, pesca predatória, queimadas, aterro, deposição de lixo, dragagem, construção de barragens, loteamentos, portos e marinas, aquacultura, agricultura, extração mineral, drenagem urbana, desenvolvimento industrial, turismo, recreação e lazer. Esses vetores lançam contaminantes no ambiente (por exemplo, metais, pesticidas, microrganismos patogênicos, excesso de nutrientes, surfactantes, resíduos farmacêuticos, óleos), os quais são potencialmente prejudiciais aos seres vivos (Cajaraville *et al.*,

2000; Ambrozevicius & Abessa, 2008; Moiseenko; 2008; Gil *et al.*, 2012).

A princípio, as avaliações da qualidade ambiental baseavam-se em medidas de parâmetros físico-químicos, como temperatura, pH, salinidade, turbidez, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes e metais. Entretanto, há cerca de 40 anos, análises dos efeitos ecotoxicológicos têm sido consideradas essenciais à investigação do real potencial tóxico dos poluentes para a biota. Em locais contaminados, além dos efeitos tóxicos agudos, há o risco dos efeitos crônicos, principalmente em longo prazo. Tais efeitos dependem de fatores que incluem a exposição e biodisponibilidade dos compostos no ambiente, taxas de absorção e metabolismo das espécies, concentração intracelular, modo de ação do contaminante e equilíbrio entre toxicidade e ações de proteção celular (Fent, 2004). Entre os gradientes físico-químicos estuarinos, a salinidade é um importante fator que influencia o fracionamento dos contaminantes entre o sedimento, coluna d'água e água intersticial, afetando a biodisponibilidade dos compostos (Chapman & Wang, 2001).

Os efeitos ecotoxicológicos podem se manifestar em todos os níveis constituintes dos ecossistemas, desde moleculares (alterações bioquímicas, genéticas), individuais (fisiológicas, morfológicas, reprodutivas, comportamentais) até níveis maiores de organização biológica como comunidades e o próprio ecossistema (Figura 1). Entre os efeitos, des-

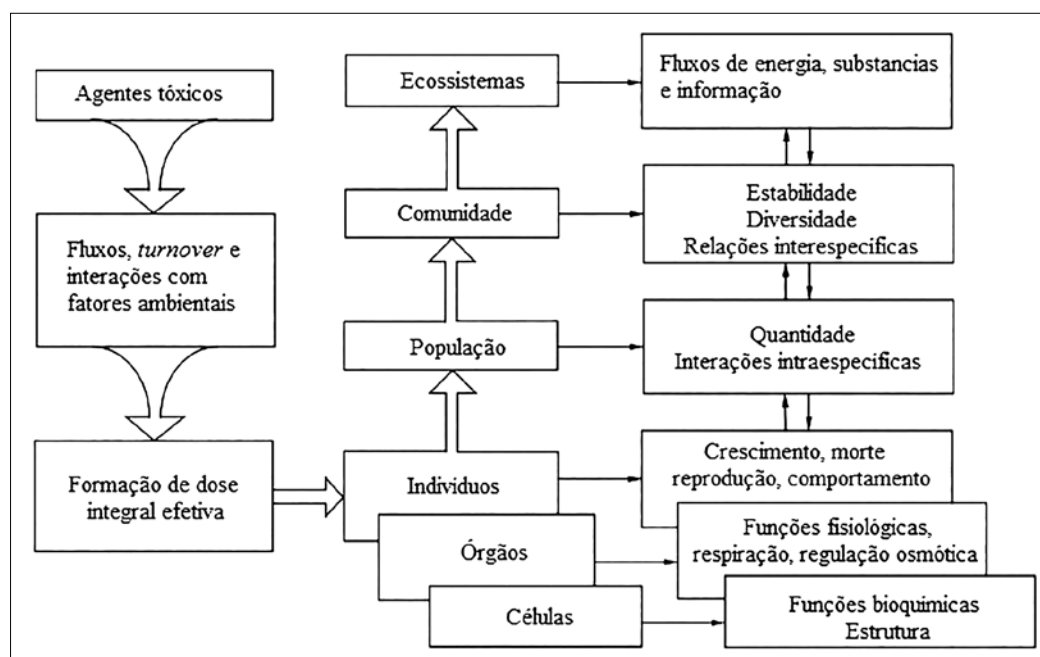


Figura 1 - Ação de contaminantes nos níveis de organização biológica estudados em ecotoxicologia aquática. Fonte: Moiseenko (2008).

tacam-se as respostas conhecidas como *biomarcadores*, constituídos por medições de parâmetros metabólicos, cujas alterações indicam a exposição ao contaminante (Newman & Unger, 2003). A toxicidade de compartimentos ambientais, como água e sedimento, também pode ser avaliada por meio de ensaios laboratoriais com organismos-testes, entre eles copépodos e anfípodos, segundo protocolos específicos (Lotufo & Abessa, 2002; USEPA, 2001).

No Brasil, um dos países com maior área litorânea mundial, a população total residente na zona costeira atingiu 50.702.891 habitantes em 2010 (26,58% da população nacional total), com significativo acréscimo entre 2000 e 2010 (IBGE, 2011a). Nesta zona, estão inseridos seis dos 13 municípios do país com mais de um milhão de habitantes (Rio de Janeiro, Recife, Fortaleza, Salvador, Belém e São Luís) (IBGE, 2011a). Do total de municípios existentes na costa brasileira, 54,43% se concentram na região Nordeste do país (MMA, 2014), e cerca de quatro milhões de habitantes vivem na zona costeira cearense (53,58% da população do Estado). Com o incremento populacional entre 2000 e 2010, o estado do Ceará tornou-se a 5ª Unidade da Federação com maior participação absoluta em crescimento populacional e Fortaleza, o 5º município mais populoso do Brasil com 2.452.185 habitantes (IBGE, 2011a). Além disso, Fortaleza se destaca no turismo nacional e internacional, atraindo quase três milhões de turistas em 2011 (Correio Braziliense, 2014). Apesar desse eminente incremento demográfico no litoral cearense, que abrange regiões estuarinas, o avanço sobre o conhecimento dos impactos negativos decorridos dessa ocupação ocorre em ritmo lento.

No estado do Ceará, os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe constituem três importantes zonas estuarinas por suas localizações, interações com as populações ribeirinhas e relevância de atividades socioeconômicas estabelecidas em suas áreas. Os dois primeiros pertencem à Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), em constante expansão urbana; o último, com foz no município de Fortim, compõe a maior bacia hidrográfica do estado e abriga o maior pólo estadual de produção de camarão. Cada rio recebe efluentes de diferentes naturezas ao longo de seu curso, apresentando, portanto, níveis distintos quanto à presença de contaminantes antrópicos, capazes de prejudicar a biota estuarina. Os estuários do rio Ceará e Pacoti estão sujeitos, principalmente, à contaminação por efluentes urbanos e industriais provenientes da RMF (Cavalcante *et al.*, 2009; Fiuza *et al.*, 2010; Nilin *et al.*, 2007; Nilin *et al.*, 2013; Davanso *et al.*, 2013). O rio Ceará é um dos

mais impactados da região metropolitana, enquanto rio Pacoti era usado como local de referência até recentemente. O estuário do rio Jaguaribe é influenciado por efluentes de carcinicultura (Costa *et al.*, 2013; Lacerda *et al.*, 2004; Marins *et al.*, 2011), além de resíduos agrícolas e esgotos domésticos.

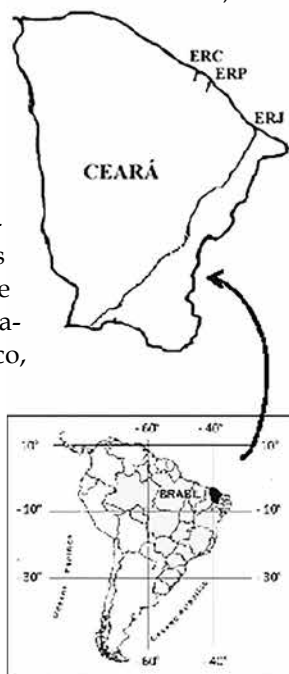
A diversidade bem como a quantidade de compostos xenobióticos lançados nos ecossistemas desses três estuários representam potencial de risco ambiental e precisam ser investigadas. Assim, pelo caráter contínuo e progressivo da contaminação nos três estuários e pela diversidade de contaminantes que cada um recebe, este trabalho pretendeu revisar os principais contaminantes identificados nos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), sobretudo no compartimento sedimentar e na água, e seus efeitos tóxicos, observados na biota *in situ* ou por meio de testes ecotoxicológicos.

CARACTERIZAÇÃO DOS TRÊS ESTUÁRIOS

Os estuários do nordeste brasileiro são sensíveis às variações do nível do mar e às alterações do fluxo fluvial (Lacerda *et al.*, 2006). O déficit hídrico natural do semiárido associado às grandes amplitudes das marés e às baixas altitudes das bacias costeiras resulta em intrusão salina no continente, formando estuários *bem misturados* (Dias *et al.*, 2009). No ERC a influência marinha adentra 14 km a partir da foz (SEMACE, 2014), 17 km no ERP (SEMACE, 2014) e 34 km no ERJ (Marins *et al.*, 2007). Entretanto, as quadras chuvosas influenciam nesta dinâmica, elevando o aporte de água dos rios nos estuários. Em épocas chuvosas no ERJ a influência do rio é percebida até 6 Km além da linha da costa pela formação de uma pluma de sedimento de baixa salinidade no oceano (Dias *et al.*, 2009). Barragens e açudes, para o abastecimento de água da população, também alteram a vazão dos rios (Molisani *et al.*, 2006), diminuindo a descarga fluvial nos estuários, contribuindo para o assoreamento do canal fluvial pela depleção de sedimentos e nutrientes (Lacerda *et al.*, 2006), e facilitação dos processos de erosão das marés (Lacerda & Marins, 2002; Marins *et al.*, 2003).

Os estuários ERC, a 20 km do centro de Fortaleza (litoral oeste), e ERP, a 30 km do centro (litoral leste), integram a Bacia Hidrográfica Metropolitana, na porção central da zona costeira do Ceará; enquanto o ERJ (a 160 Km de Fortaleza) a Bacia Hidrográfica do Jaguaribe, que ocupa cerca de 50% do território estadual.

O processo de expansão urbana pelo crescimento populacional de Fortaleza, principalmente a partir dos anos 1970, iniciou uma intensa intervenção antropogênica no ERC, marcada pelo desmatamento do manguezal e ocupação desordenada em ambas as margens do rio (Araújo & Freire, 2008). O entorno do ERC, fora da APA, concentra muitas indústrias como metalúrgicas, madeireira, confecção de roupas e calçados, construção civil, fabricação de plástico, alimentícia (beneficiamento de castanhas, frigorífico), farmacêutica e química. Além disso, a RMF comporta um pólo industrial (Distrito Industrial de Maracanaú), implantado na década de 1960, que reúne cerca de 100 indústrias diversificadas (têxteis, metalurgia e mecânica, papel e papelão, material elétrico, químico, de vestuário, calçados e serviços de construção) e concentra 1/3 da produção cearense (Maracanaú, 2014). Seus efluentes são despejados no rio Maranguapinho que deságua no ERC (Nilin *et al.*, 2007). As imagens atuais de satélite evidenciam a elevada urbanização ao redor do ERC, com menor intensidade no ERP, e as áreas de carcinicultura no ERJ (Figura 2). A criação de camarão no ERJ, iniciada nos anos 1970/1980, concentra a maior área deste empreendimento do estado (37,46% em 2010), com 3.081,82 ha mapeados em 2010 (Soares *et al.*, 2011), sendo



3.294,88 ha ao longo da região da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, incluindo os sistemas fluviais longe do estuário (Queiroz *et al.*, 2013). Características das áreas de estudo foram resumidas na tabela I.

Como parte dos esforços para a preservação destes locais, destacam-se a criação das APAs (Áreas



Figura 2 - Localização geográfica do estado do Ceará no nordeste do Brasil, e dos estuários dos rios Ceará (ERC), Pacoti (ERP) e Jaguaribe (ERJ), detalhados pelas fotografias aéreas de imagem de satélite. Asteriscos em amarelo evidenciam áreas com tanques de carcinicultura. Fonte: Google earth (2014).

Tabela I - Características gerais dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe

		CEARÁ	PACOTI	JAGUARIBE	
Bacia fluvial	Nascente	Serra de Maranguape	Maciço de Baturité	Serra da Joanhina, Município de Tauá	
	Foz	Divisa de Fortaleza e Caucaia	Aquiraz	Fortim	
	Área/Total de municípios	900 km² / 3 ⁽⁸⁾	1.077,730 km² / 10 ⁽⁸⁾	75.669 km² / 81 ⁽³⁾	
Rio	Extensão	60 km ⁽⁶⁾	150 km ⁽⁶⁾	610 km ⁽³⁾	
	Quantidade de açudes	-	12 ⁽⁸⁾	87 ⁽⁸⁾	
Estuário	Área		2.744,89 hectares ⁽⁷⁾	2.914,93 hectares ⁽⁷⁾	641.216 km² ⁽³⁾
	Município ou comunidade adjacente (habitantes) ⁽⁴⁾		Fortaleza: Antônio Bezerra (25.846) Barra do Ceará (72.423) Vila Velha (61.617) Caucaia: Iparana (5.986) Parque Leblon (5.069) Tapeba (6.120) TOTAL: 177.061	Eusébio (46.033) Aquiraz (72.628) TOTAL: 118.661	Aracati (69.159) Fortim (14.817) Itaíçaba (7.316) TOTAL: 91.292
	Influência da maré		14 km ⁽⁶⁾	17 km ⁽⁶⁾	34 km ⁽⁵⁾
	Atividades antrópicas	Elevada ocupação desordenada; favelização	X	-	-
		Elevada insdustrialização	X	-	-
		Loteamentos residenciais	X	X	X
		Indústrias diversas	X	X	
		Agricultura de subsistência	X	X	X
		Pesca	X	X	X
		Turismo	X	X	X
		Atracação e circulação de embarcações	X (pequeno e médio porte)	X (pequeno porte)	X (pequeno porte)
		Criação de animais para subsistência	X	X	X
Carcinicultura		-	X (área muito pequena)	X (grande pólo)	
Particularidades		- Principal afluente (rio Maranguapinho) recebe efluentes do Distrito Industrial de Maracanaú; - Somente 48% da APA de área de mangue preservada ⁽⁸⁾	- Maior rio em volume de água da bacia metropolitana ⁽¹⁾ ; - Açude Pacoti-Riachão abastece a RMF; - Importante pólo de artesanato de rendas e bordados - Avicultura	- Atividade agrícola (produtores de pequeno a grande porte, empresas multinacionais de fruticultura) nas cidades de Russas, Morada Nova, Limoeiro do Norte e Quixeré (sub-bacia do baixo Jaguaribe) ⁽²⁾ - Parques eólicos	

Fontes: (1)COGERH (2014); (2)GAMA et al. (2013); (3)GATTO (1999); (4)IBGE (2010); (5)MARINS et al. (2007); (6)SEMACE (2014); (7) SRHCE (2014); (8)VARELA et al. (2009). Elaborada pela autora.

de Proteção Ambiental) do ERC (Decreto Estadual nº 25.413/1999) e do rio Pacoti (Decreto Estadual nº 25.777/2000), o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro (GERCO/CE), vinculado ao Plano Nacional do Gerenciamento Costeiro (PNGC), versões I (Lei 7661/1998) e II (Resolução CIRM 05/1997), e a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 14.844/

2010). Há ainda outras leis nacionais de preservação ambiental, como o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012) que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e a resolução 357/2005 do CONAMA (sobre a classificação dos corpos de águas, condições e padrões de lançamento de efluentes). Porém, nem a contenção da degradação nem o monitoramento da

qualidade dos estuários, como previstos nas leis, são realidade. Apenas 48% da área de mangue na APA do ERC é preservada (Varela *et al.*, 2009), refletindo a ineficiência da proteção ambiental do local.

CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E IMPLICAÇÕES SOBRE A CONTAMINAÇÃO

O clima do estado do Ceará é caracterizado como semiárido, com temperaturas médias anuais pouco variáveis, entre 22°C e 31°C. Apresenta duas estações estabelecidas pelo padrão de chuvas anuais, influenciado pela migração da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e pela ação dos ventos alísios no Oceano Atlântico. A estação de precipitação tem curta duração e ocorre no primeiro semestre do ano, geralmente entre fevereiro e maio, seguida da estação de estiagem prolongada nos demais meses (FUNCEME, 2014). Nos últimos 10 anos, as precipitações mensais observadas nos postos pluviométricos próximos aos estuários dos rios Ceará (Posto Pici), Pacoti (Posto Aquiraz) e Jaguaribe (Posto Fortim) foram predominantes nos meses de março e abril para os dois primeiros estuários, e principalmente em abril no ERJ (Figura 3).

As chuvas promovem a lavagem da atmosfera, removendo as partículas em suspensão, e o arraste dos contaminantes do solo para os sistemas aquáticos. A precipitação sobre solos e superfícies

impermeáveis (ruas e estradas pavimentadas, telhados e construções urbanas diversas) não percola no subsolo e gera o escoamento superficial das águas pluviais (USEPA, 2014), carreando diversos compostos para os cursos hídricos. Além disso, os sistemas de drenagem pluvial frequentemente estão associados a ligações irregulares de esgoto não tratado, contendo nutrientes, microrganismos, detergentes, resíduos farmacêuticos e diversos compostos potencialmente tóxicos (Ambrozevicius & Abessa, 2008).

Desta forma, o padrão de precipitação do Ceará, marcado pela alternância entre chuva e seca intensas, correlaciona-se com a qualidade dos sistemas hídricos. Em amostras da drenagem pluvial de Fortaleza verificou-se intensificação da concentração de nutrientes na estiagem e diluição no período de precipitação (Saes, 2014); período no qual se evidenciou a transferência da contaminação de bactérias do esgoto sanitário para os estuários (Vieira *et al.*, 2008; Farias *et al.*, 2010) e para o mar (Vieira *et al.*, 2012; Saes, 2014).

PRINCIPAIS VETORES DE CONTAMINAÇÃO

Com a ocupação antrópica, iniciam-se as modificações no ambiente com alterações da paisagem por desmatamentos, escavações, soterramento e construções. A seguir, aparecem os resíduos xenobióticos (urbanos e industriais) que incluem efluentes

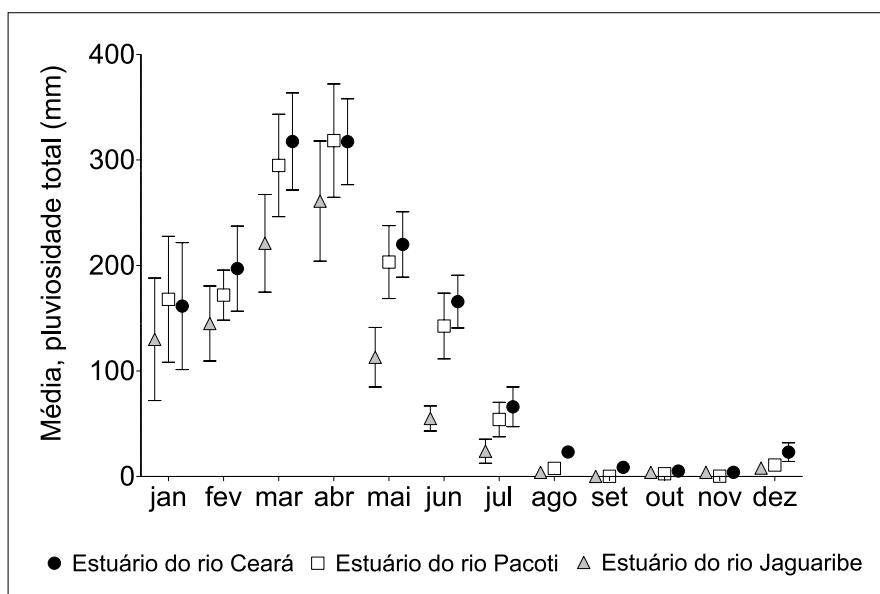


Figura 3 - Pluviosidade total mensal entre 2003 e 2013 nos postos pluviométricos próximos aos estuários dos rios Ceará (Posto do Pici em Fortaleza), Pacoti (Posto Aquiraz, município de Aquiraz) e Jaguaribe (Posto Fortim, município de Fortim). Média $\pm$ Erro Padrão. Fonte: FUNCEME (2014). Elaborada pela autora.

líquidos (esgotamento sanitário e escoamento urbano), emissão de gases e partículas para a atmosfera (atividades industriais, frota de veículos, combustão de madeira, carvão e lixo) e materiais sólidos (restos de construção civil e do consumo de produtos industrializados, como plásticos, latas, papelão, isopor, vidros, produtos eletrônicos e outros). Diversos contaminantes estão presentes nestes resíduos, podendo causar danos letais e/ou subletais aos seres vivos. São compostos químicos perigosos, pois em geral possuem baixa taxa de degradação, elevada persistência, tendência de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia trófica, além de potencial tóxico (carcinogênico, mutagênico e teratogênico). Dentre eles estão os HPAs (Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos), originados da combustão incompleta de carvão, combustíveis fósseis e lixos; compostos surfactantes (derivados de mineração, indústria têxtil e de petróleo, detergentes e produtos de limpeza); organoestânicos (provenientes do uso de tintas anti-incrustantes e descargas industriais) e metais, como Zn, Cu, Hg, Cd e Pb (Bols *et al.*, 2001).

Os metais são componentes naturais dos solos, águas e biota, tendo a deposição atmosférica e a desnudação física e química dos solos como fontes naturais para as bacias de drenagem (Lacerda *et al.*, 2004). No entanto, estes elementos tornam-se contaminantes quando suas concentrações no ambiente ultrapassam os níveis naturais (Newman & Unger, 2003). O Zn é empregado em indústrias de galvanização de aço e ferro, fabricação de ligas metálicas (latão e bronze), produção de telhas e calhas residenciais; o Cu, em produtos eletrônicos, fiação, pesticidas de fungos, algas e bactérias; o Pb, em baterias, soldas, construção civil, revestimento de cabos eletrônicos; o Cd, em baterias e galvanoplastias; o Hg é encontrado em equipamentos eletrônicos, amalgama dentário, tintas, mineração, fungicidas e produtos farmacêuticos (Newman & Unger, 2003). Atividades agrícolas (pesticidas e insumos) e lixões (que contém lâmpadas fluorescentes, pilhas, peças de equipamentos eletrônicos, lixo hospitalar, etc) também são fontes emissoras de metais (Cu, Cd, Pb, Hg, Ni).

Esgotos sanitários representam relevantes fontes de contaminação. As altas concentrações de microrganismos patogênicos, como os coliformes, presentes nos esgotos são risco constante à saúde populacional. Estes efluentes ainda contêm *contaminantes emergentes*, oriundos do amplo consumo de produtos como farmacêuticos (analgésicos, antihipertensivos, antibióticos), hormônios esteróides, cafeína, nicotina, produtos de higiene e cuidado pessoal (perfumes, protetor solar, repelente de insetos),

surfactantes (detergentes, emulsificantes), aditivos alimentares, agrícolas, industriais e subprodutos. Tais compostos já se encontram disseminados no ambiente, sendo detectados em fontes de abastecimento de água, águas subterrâneas e até em água potável, pondo em risco a saúde humana e dos demais seres vivos (Gil *et al.*, 2012; Gaffney *et al.*, 2014). Além disso, o excessivo aporte de matéria orgânica e nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) pelos efluentes sanitários pode provocar a eutrofização do sistema aquático, pois favorece a aceleração do crescimento de organismos fotossintetizantes, elevando a demanda bioquímica de oxigênio na água, o que torna o ambiente anóxico ou subóxico, com níveis de oxigênio insuficientes para a vida aquática (Lacerda & Malm, 2008).

Em relação à carcinicultura, as alterações ambientais para a instalação dos empreendimentos incluem a descaracterização física do ecossistema manguezal, provocando desmatamento e soterramento, perda de biodiversidade, impermeabilização do solo, alterações na dinâmica hídrica e sedimentar, salinização e erosão. Posteriormente, há o descarte dos efluentes dos viveiros diretamente nos estuários (Queiroz *et al.*, 2013), com elevados teores de nutrientes e produtos químicos derivados do uso de fertilizantes, rações, insumos, desinfetantes e conservantes. O excesso de nitrito, nitrato, amônia, fosfatos, e outras substâncias podem prejudicar processos celulares vitais como osmorregulação, excreção e respiração; além de contribuir para a eutrofização e depleção de oxigênio no meio, impactando negativamente o ecossistema (Aragão, 2006). Metais pesados são encontrados como suplementos ou impurezas nos produtos empregados na aquicultura (Santos, 2005; ZEE, 2005a). Cu e Zn são aplicados como suplementos em rações (Santos, 2005); enquanto Cd, Pb e Hg ocorrerem como impurezas em fertilizantes, pesticidas e algicidas.

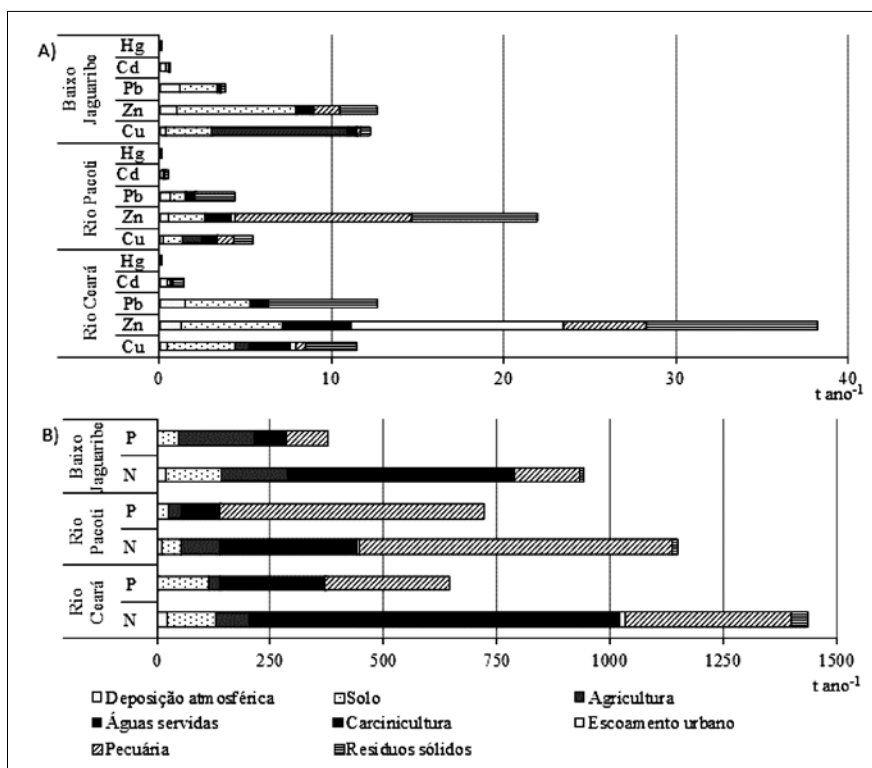
ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO E LEVANTAMENTO DAS EMISSÕES DE POLUENTES NOS TRÊS ESTUÁRIOS

O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) é o instrumento da política ambiental que estabelece a organização do território segundo a resiliência dos recursos ambientais nele existentes, para assegurar a qualidade do meio e o uso sustentável desses recursos (Pitombeira, 2012). O gerenciamento da zona costeira brasileira foi instituído pela criação do Plano

Nacional de Gerenciamento (Lei 7.661/1988), integrando parte da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei 6.938/1981) e da Política Nacional para os Recursos do Mar (Decreto 5.377/2005). No Ceará, o ZEE contribuiu para o desenvolvimento da Política Estadual e Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (Lei Estadual 13.796/2006).

Diagnósticos geoambientais e sócio-econômicos da zona costeira, feitos entre 2004 e 2005, mostraram as estimativas das emissões de contaminantes nas bacias hidrográficas do litoral cearense. O estudo evidenciou a magnitude dos fatores de emissão de N e P e de Cu, Zn, Pb, Cd e Hg por fontes antropogênicas (águas servidas/esgoto, pecuária, agricultura, escoamento urbano, resíduos sólidos e carcinicultura) em relação às fontes naturais (solo e deposição atmosférica) (Figura 4). As principais fontes emissoras de N, P e dos metais para o ERC relacionaram-se com a maior industrialização e urbanização (Lacerda *et al.*, 2008), seguido pelo ERP e seu menor desenvolvimento urbano. A pecuária também contribuiu com cargas de nutrientes, presentes em concentrações elevadas em dejetos animais, além de Cu e Zn (ZEE, 2005a). No ERJ, apesar da atividade agrícola na bacia, foi notória a contribuição da carcinicultura nas emissões de N e P (Lacerda *et al.*, 2008; Marins *et al.*, 2011). As emissões de P, particularmente, aumentaram na ordem de três vezes entre 2001 e 2006, de acordo com as concentrações medidas nos sedimentos, principalmente a jusante da área com maior quantidade de tanques de cultivo de camarões. A montante, as concentrações permaneceram constantes, sugerindo que as emissões de efluentes de águas residuais e agricultura não tiveram incremento significativo no período (Marins *et al.*, 2011). As fazendas carcinicultoras lançam seus efluentes diretamente no leito estuarino, enquanto a maioria dos contaminantes das demais emissões se acumula no solo e eventualmente é transportada para o rio, sendo seu aporte menos expressivo (Lacerda *et al.*, 2008).

Embora o levantamento do ZEE tenha considerado as emissões originadas da deposição atmosférica e do solo como fontes naturais, o grau de desenvolvimento dos municípios das regiões onde estão inseridos os três estuários, principalmente o ERC, não é compatível com uma verdadeira área referência de emissões naturais. O estabelecimento de limites de níveis naturais, ou valores de *background*, deve ser definido pela avaliação dos teores dos com-



postos existentes nos sedimentos, depositados nas bacias sedimentares, em eras pré-industriais (Marins *et al.*, 2004). A ausência desse tipo de levantamento antes do desenvolvimento urbano e industrial no Estado impossibilita o conhecimento desses valores prévios. Os valores obtidos pelo ZEE devem ter sido considerados como níveis naturais pelo pioneirismo do levantamento na região, mas, ainda assim, são importantes registros das emissões na época.

Apesar do ZEE e outros trabalhos terem evidenciado os problemas, as medidas baseadas no uso racional e sustentável dos recursos naturais costeiros para a manutenção do equilíbrio ecológico, como previstas na lei, ainda não estão sendo implantadas. Dessa forma, os contaminantes continuam sendo emitidos, tendendo ao aumento progressivo de suas concentrações nas bacias hidrográficas, estuários e oceano, e à potencialização dos efeitos tóxicos na biota e na saúde pública.

CONTAMINANTES DOS ESTUÁRIOS DOS RIOS CEARÁ E PACOTI

O adensamento populacional é um dos contribuintes para a contaminação dos estuários da RMF. Como o crescimento populacional é mais acelerado que o planejamento urbano, as redes de captação de esgoto não suprem a crescente demanda produzida e os efluentes seguem para os corpos hídricos sem tratamento. O IBGE considera alarmantes as condições de esgotamento sanitário no país, pois praticamente 40% dos domicílios brasileiros não têm acesso à rede de esgoto. No Nordeste, apenas 35% dos domicílios estão conectados à rede coletora de esgoto (IBGE, 2013). Em Fortaleza, estima-se que 60% das residências possuem coleta de esgoto (Pereira, 2012), e lançamentos irregulares de efluentes, principalmente domésticos, diretamente ao mar tem sido registrados (Silva *et al.*, 2009). A pouca cobertura do sistema de esgoto sobrecarrega a malha de escoamento pluvial, o que possibilita a contaminação deste escoamento por esgoto de extravasamento acidental e ligações irregulares (Saes, 2014).

Apesar da coleta de lixo beneficiar mais residências que o esgotamento sanitário, apenas 33% dos municípios brasileiros possuem destinação adequada (aterros sanitários) para os resíduos sólidos gerados em seus territórios (IBGE, 2011b). Este serviço inexistente em 22% dos lares na região nordeste (IBGE, 2013). Em 2012, 1,5 milhão de toneladas de lixo foram recolhidas em Fortaleza, em média 4,3 mil toneladas por dia (ECOFOR, 2014). Embora, de maneira geral, a conscientização ambiental venha se de-

envolvendo na população mundial, no Brasil o consumismo crescente é estimulado, inclusive por políticas públicas, o que, aliado a maus hábitos e um sistema de educação deficiente, leva a uma falta de preocupação com sua produção diária de lixo e à consequente destinação inadequada desses resíduos. Em 2012 e 2013, 7.429 e 9.669 toneladas de lixo, respectivamente, foram retiradas do sistema de drenagem de Fortaleza, danificando as tubulações e o serviço de captação (CAGECE, 2014).

Na RMF somam-se também os contaminantes das emissões industriais (indústrias próximas ao rio Ceará, Distrito industrial de Maracanaú, refinarias de petróleo) e outras emissões urbanas (intenso tráfego de veículos automotores). Assim, tanto o ERC quanto o ERP são afetados pelas atividades antrópicas de toda a região metropolitana. Nestes estuários, alguns contaminantes foram investigados na água (Tabela II) e no sedimento (Tabela III).

Em 2002, análises da água do ERC e do ERP já evidenciavam a maior contaminação no primeiro devido à elevada influência antrópica, resultando em baixa oxigenação, elevados teores de carbono orgânico, derivados de nitrogênio e sólidos em suspensão, além de contaminação moderada por Hg (Marins *et al.*, 2002). Elevados teores de CT (Coliformes Termotolerantes) nas amostras de água do ERC indicaram contaminação por esgoto, potencializada na estação chuvosa (Farias *et al.*, 2010). As chuvas também contribuíram para a intensificação das concentrações de coliformes na água do ERP, porém os valores não ultrapassaram os limites da legislação (Vieira *et al.*, 2008) (Tabela II).

Até o final dos anos 1990, o ERP era considerado livre de contaminação e poluição, apresentando condições de *background* regional (Marins *et al.*, 2002). Todavia, em 2004/2005, a degradação da qualidade da água do ERP foi relatada (Fiuza *et al.*, 2010), com muitos dos parâmetros analisados acima do permitido na legislação nacional (Tabela II). Os elevados valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e CT indicam uma descarga extremamente alta de matéria orgânica no rio por despejo de esgoto sanitário não tratado, sendo o baixo curso do rio Pacoti considerado impróprio para uso (Fiuza *et al.*, 2010). Tal nível de DBO é semelhante ao medido em esgoto bruto, portanto novos monitoramentos do estuário são essenciais para confirmar ou não se a contaminação local está sendo tão intensa e para direcionarem a adoção urgente de medidas remediadoras.

Nos sedimentos, além da identificação dos teores metálicos da zona costeira cearense (ZEE,

2005b), outras análises confirmaram a maior contaminação sedimentar do ERC em relação ao ERP (Tabela III). Os sedimentos de ambos os estuários apresentam potencial de retenção de contaminantes, por serem predominantemente lamosos e com altos teores de matéria orgânica e CaCO_3 (Davanso, 2010).

No ERC, contaminação por Cu, Zn e Hg foi vista no início dos anos 2000, atribuída à origem antrópica e à contribuição de fontes difusas (Tabela III). O caráter progressivo da contaminação metálica neste estuário foi constatado pelo enriquecimento dos teores de metais ao longo da última década (Nilin *et al.*, 2013), em relação aos níveis observados anteriormente (Aguiar, 2005; Lopes *et al.*, 2005; ZEE, 2005b). Embora tenha sido detectado

predomínio de Cu próximo à foz do rio (Aguiar, 2005), recentemente, constatou-se no ERC um gradiente decrescente de distribuição dos metais em direção à foz, ou seja, a retenção dos contaminantes prevalece na porção média do estuário, estando de moderado à fortemente contaminado por Al, Cu, Cr and Zn (Nilin *et al.*, 2013). No entanto, esses valores ainda são menores comparados a outras áreas nacionais mais industrializadas, como a Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro (Hg: 18 a 109 ng.g^{-1} , Cu: 8,09 a 42,5 ng.g^{-1} , Zn: 54 a 779 ng.g^{-1} , Cd: 0,34 a 4,9 ng.g^{-1} e Pb: 20 a 55 ng.g^{-1}) (Gomes *et al.*, 2009; Veek *et al.*, 2007), e outros manguezais internacionais, como na China, EUA, Índia e Austrália (Lewis *et al.* 2011; Bayen, 2012).

Tabela II - Análises da água dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).

Local	Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
ERC	OD (2,7 - 4,9 mg.L ⁻¹)	Baixa oxigenação	Marins <i>et al.</i> (2002)
	TSS-orgânico (2,84 - 4,46% do total)	Sinais de eutrofização por efluentes urbanos	
	NO ₃ ⁻ (> 80 mg.L ⁻¹) NOD (0,53 - 14,05 mg.L ⁻¹) COD (3,5 - 8,3 mg.L ⁻¹) COP (1,6 - 3,77 mg.L ⁻¹)	Concentrações elevadas	
	Hg total (28,1 ng.L ⁻¹);	Contaminação moderada por Hg	
	Hg particulado (2,94 - 28,1 mg.L ⁻¹)	Entre limite inferior de moderadamente contaminado e limite superior para rios não contaminados	
	Hg dissolvido (2,5 ng.L ⁻¹)	Limite inferior de estuários moderadamente contaminados	
	CT (320 - 4.800NMP/100mL)	Concentrações elevadas	
	Farias <i>et al.</i> (2010)		
ERP	OD (6,1 - 7,15 mg.L ⁻¹) TSS-orgânico (1,29 - 3,22% do total) NO ₃ ⁻ (0,3 - 4,0 µg.L ⁻¹) NOD (<0,5 mg.L ⁻¹) COD (2,4 - 10,2 mg.L ⁻¹) COP (0,73 - 0,91 mg.L ⁻¹)	Efeitos antropogênicos não significativos	Marins <i>et al.</i> (2002)
	Hg dissolvido (0,28 - 1,07 ng.L ⁻¹) Hg particulado (5,93 - 7,97 ng.L ⁻¹)	Não contaminado por Hg	
	Ct (< 1,8 a 18.000 NMP/100 mL) CT (< 1,8 a 2.000 NMP/100 mL)	Dentro dos limites da legislação	
	Dureza (140 - 7.650 mg.L ⁻¹) DBO (4,25 - 375 mg.L ⁻¹) CT (2.310 - 155.307 NMP)	Muito acima do permitido, em ambas estações	Fiuza <i>et al.</i> (2010)
	NH ₃ (0,28 - 6,195 mg.L ⁻¹)	Superior ao permitido, na estação chuvosa	
	Fosfato (nd - 1,78 mg.L ⁻¹) pH (7,84 - 9,76)	Acima do permitido somente na porção interna do estuário, em ambas estações	
	O.D. (0,307 - 7,6 mg.L ⁻¹) NO ₃ ⁻ (nd - 2,89 mg.L ⁻¹)	Inferior ao permitido, na estação chuvosa	
	Maior turbidez na porção interna do estuário	Assoreamento das margens do rio	

Legenda: COD (carbono orgânico dissolvido); COP (carbono orgânico particulado); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); NH_3 (Amônia); NO_3^- (Nitrato); NOD (nitrogênio orgânico dissolvido); O.D. (Oxigênio Dissolvido); TSS (Total de sólidos em suspensão); MPS (material particulado em suspensão).

Tabela III - Análises do sedimento dos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).

Local	Contaminantes encontrados no sedimento e/ou considerações	Referência
ERC	Hg: Background para o estuário = 1 - 10 ng g ⁻¹ (máximo encontrado 45) Fator máximo de enriquecimento = 3,0	Marins <i>et al.</i> (2004)
	Cu (0,6 - 20,4 µg.g ⁻¹) Zn (1,8 - 12,64 µg.g ⁻¹)	Aguiar (2005)
	Cu (3,6 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Moderadamente contaminado por Hg (16 - 33 ng.g ⁻¹)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Al (1.365,63 - 5.060,98 µg.g ⁻¹) Zn (9,32 - 29,96 µg.g ⁻¹) Pb (4,45 - 10,89 µg.g ⁻¹) Cu (3,94 - 8,54 µg.g ⁻¹) Cd (<0,02 - 0,03 µg.g ⁻¹)	ZEE (2005b)
	Elevados valores de HPAs (3,34 - 1.859,21 mg.kg ⁻¹)	Cavalcante <i>et al.</i> (2009)
	Hg (2,0- 8,4 ng.g ⁻¹)	Nilin (2012)
	Fe (902,86 - 24.892,49 µg.g ⁻¹) Al (753,87 - 22.902,06 µg.g ⁻¹) Zn (5,47 - 110,10 µg.g ⁻¹) Cr (5,12 - 76,06 µg.g ⁻¹) Pb (2,7 - 30,59 µg.g ⁻¹) Cu (0,63 - 35,38 µg.g ⁻¹)	Nilin <i>et al.</i> (2013)
ERP	Fator máximo de enriquecimento de Hg = 0,3	Marins <i>et al.</i> (2004)
	Cu (nd - 1,95 µg.g ⁻¹) Zn (0,40 - 7,0 µg.g ⁻¹)	Aguiar (2005)
	Cu (3,1 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al.</i> (2005)
	Baixa concentração de Hg (4 - 6 ng.g ⁻¹)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Al (227,83 - 3.041,69 µg.g ⁻¹) Zn (0,94 - 10,54 µg.g ⁻¹) Pb (0,78 - 4,85 µg.g ⁻¹) Cu (0,06 - 4,97 µg.g ⁻¹) Cd (<0,02 - 0,05 µg.g ⁻¹)	ZEE (2005b)
	Sedimento superficial: Cu (6,0 - 7,7 µg.g ⁻¹); Pb (8,8 - 11,5 µg.g ⁻¹)	Torres (2009)
	Perfil sedimentar: Cu (0,1 - 4,3 µg.g ⁻¹); Pb (1,7 - 6,4 µg.g ⁻¹) Al 0,7 a 9,6 (mg.g ⁻¹)	

Elevados níveis de HPAs foram encontrados no sedimento do ERC (Tabela III), principalmente próximo à foz, acima do detectado em áreas com maior desenvolvimento industrial que a RMF (Cavalcante *et al.*, 2008; Cavalcante *et al.*, 2009). A fonte primária dos HPAs no estuário derivou de processos pirogênicos (combustão de petróleo, madeira e carvão), além do envolvimento do escoamento urbano (principalmente associado ao tráfego de veículos) e deposição atmosférica. Além disso, o predomínio nas camadas superiores na distribuição vertical do sedimento evidenciou que a poluição atual por estes compostos é mais severa que no passado (Cavalcante *et al.*, 2009). Emissões de veículos e queima de carvão e madeira em res-

taurantes foram consideradas as maiores fontes de HPAs na região central de Fortaleza (Cavalcante *et al.*, 2012). Pela elevada persistência e toxicidade destes compostos orgânicos, sua quantificação deveria ser verificada também em outros locais e na biota com maior frequência. Concentrações bem menores (entre 274,06 e 2.656,65 µg.kg⁻¹) detectadas em sedimentos de uma região com amplo desenvolvimento industrial e urbano na zona costeira da China representaram riscos relativamente altos em relação à toxicidade em organismos bentônicos (Lu *et al.*, 2013). Pela natureza lipofílica dos HPAs, peixes de locais contaminados podem bioacumular grandes teores em seus tecidos gordurosos, constituindo riscos carcinogênicos signi-

ficativos à saúde de seus consumidores (Nkpaa *et al.*, 2013).

As análises de metais no sedimento do ERP indicam um incremento em suas concentrações (Tabela III). Para Aguiar (2005), o enriquecimento de Cu e Zn no estuário médio e superior do rio Pacoti tem origem litogênica, estando em condições de *Background* geoquímico. Entretanto, o leve aumento dos teores superficiais de Al, Cu e Pb no perfil sedimentar deveu-se à intensificação das cargas antrópicas para o ERP (Torres, 2009).

CONTAMINANTES DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE

Para a região do ERJ, as fontes mais relevantes de contaminação estão associadas às atividades carcinicultora (principalmente na porção estuarina) e agrícola, ao longo da bacia hidrográfica. Na carcinicultura, o uso de fertilizantes, insumos e rações resulta em efluentes com elevado teor de nutrientes, matéria orgânica e também metais na água e/ou no sedimento estuarino (Tabelas IV e V).

Tabela IV - Análises na água do estuário do rio Jaguaribe (ERJ).

Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
TSS (22,0 - 1.130,0 mg.L ⁻¹); Sólidos sedimentáveis (0,7 - 31,0 mL.L ⁻¹); pH (7,1 - 9,3); NH ₃ total (0,31 - 6,39 mgN.L ⁻¹)	Concentrações na despesca superiores ao permitido	Figueiredo <i>et al.</i> (2005)
Cu- MPS (38,4 - 66,8 µg.L ⁻¹)*; Cu dissolvido (6,62 - 7,38 µg.L ⁻¹)*	Dentro do permitido	Santos (2005)
Zn dissolvido e MPS (nd)	-	
Hg total (6,3 - 32,1 ng.L ⁻¹); Hg dissolvido (1,1 - 23,5 ng.L ⁻¹); Hg particulado (3,2 - 15,0 ng.L ⁻¹); Hg - MPS (72 - 167 ng.g ⁻¹)	Baixas concentrações; Exportação de Hg pela carcinicultura	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)
Cu dissolvido (6,5 - 7,1 µg.L ⁻¹)*	Concentrações afluente e efluente dos tanques de carcinicultura semelhantes	Lacerda <i>et al.</i> (2009)
Cu particulado (3,9 - 112,0 µg.L ⁻¹)*	Maior concentração na despesca	
Cu- MPS (12,6 - 28,9 µg.g ⁻¹)	Maiores concentrações próximo ao deságue da carcinicultura (origem antrópica)	Torres (2009)
Al- MPS (26,4 - 46,7 µg.g ⁻¹)	Menores concentrações próximo ao deságue da carcinicultura (origem litogênica)	
Pb (nd)	-	
OD (2,52 - 7,60 mg.L ⁻¹)	Quase hipoxia (2,52)	Eschrique <i>et al.</i> (2010)
Elevadas concentrações de silicato (90 - 200 µM)	Forte contribuição terrestre	
Fosfato dissolvido (0,19 - 3,93 µM); Nitrato (0,04 - 5,08 µM)	Influência antropogênica - carga de M.O.	
Cu: 1,7 - 20,0 µg.g ⁻¹ / 14 - 17,7 µg.g ⁻¹ Zn: nd - 7,1 mg.g ⁻¹ / 6,3 - 8,6 mg.g ⁻¹ Fe: 12,3 - 26 mg.g ⁻¹ / 41,6 - 47,3 mg.g ⁻¹ Al: nd - 26,7 mg.g ⁻¹ / 21,2 - 28,5 mg.g ⁻¹	MPS Maré alta Período seco / período chuvoso	Silva Dias <i>et al.</i> (2013)
Cu: nd - 20,8 µg.g ⁻¹ / 15,5 - 21 µg.g ⁻¹ Zn: 0,9 - 8,9 mg.g ⁻¹ / 0,4 - 1,2 mg.g ⁻¹ Fe: 4,6 - 30,3 mg.g ⁻¹ / 44,3 - 51,4 mg.g ⁻¹ Al: 8,3 - 47,3 mg.g ⁻¹ / 17,4 - 32,4 mg.g ⁻¹	MPS Maré baixa Período seco / período chuvoso	

Legenda: MPS (material particulado em suspensão); MO (teor de matéria orgânica); nd (não detectável); TSS (total de sólidos em suspensão); *amostra proveniente de cultivo.

Tabela V - Contaminação no sedimento do estuário do rio Jaguaribe (ERJ).

Parâmetro medido	Considerações dos autores	Referência
Hg: 15 ± 3 (ng.g ⁻¹)	Valor de <i>Background</i> para o rio Jaguaribe	Marins <i>et al.</i> (2004)
Hg: 1,3	Fator máximo de enriquecimento para o rio	
Hg: 0,7	Fator máximo de enriquecimento para o estuário	
Hg: 5,5 - 7,1 ng.g ⁻¹ <63µm (chuva) 9,1 - 11,4 ng.g ⁻¹ <63µm (seca)	Concentrações no período chuvoso menores que no período de estiagem	
Cu (3,3 - 16,5 µg.g ⁻¹); Cd (<0,05 - 0,63 µg.g ⁻¹); Pb (0,2 - 7,2 µg.g ⁻¹); Zn (9,4 - 50,1 µg.g ⁻¹)	Concentrações totais no sedimento superficial	Lacerda <i>et al.</i> (2004)
Hg (6 - 13 ng.g ⁻¹)	Baixa concentração	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
Cu (10,3 - 16,5 µg.g ⁻¹) * Zn (35,1 - 41,1 µg.g ⁻¹) *	Concentrações totais no sedimento superficial	Santos (2005)
Al (2.464,09 - 953,88 µg.g ⁻¹); Zn (2,35 - 139,50 µg.g ⁻¹); Pb (1,74 - 3,61 µg.g ⁻¹); Cu (0,9 - 5,04 µg.g ⁻¹); Cd (<0,02 µg.g ⁻¹)	-	ZEE (2005b)
Cu (8,7 - 22,9 µg.g ⁻¹)* Zn (10,3 - 65,5 µg.g ⁻¹)*	Perfil sedimentar de viveiros de 10 anos de operação	Lopes (2006)
Cu (7,7 - 38,5 µg.g ⁻¹)* Zn (nd - 90,7 µg.g ⁻¹)*	Perfil sedimentar de viveiros de 22 anos de operação	
PT (77,5 ± 11,4 a 157,1 ± 3,2 µg g ⁻¹); PIT (43,0 ± 7,0 a 124,8 ± 1,2 µg g ⁻¹); POT (10,4 - 58,1 µg g ⁻¹)	Dentro da faixa relatada para ambientes marinhos carbonáticos não impactados (origem essencialmente fluvial)	Marins <i>et al.</i> (2007)
Cu (1,6 - 14,2 µg.g ⁻¹); Pb (nd - 16,09 µg.g ⁻¹); Al (0,14 - 23,74 mg.g ⁻¹); MO 6,7%	Correlação significativa entre Cu e MO (origem dos efluentes do cultivo); Correlação significativa entre Pb e Al (origem geogênica)	Torres <i>et al.</i> (2008)
Hg (1,6 - 10,3 ng.g ⁻¹)	Sedimento superficial	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)
Hg (0,7 - 27,9 ng.g ⁻¹); Al (0,3 - 30,2 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem direita do canal do Cumbe	
Hg (7,0 - 22,6 ng.g ⁻¹); Al (8,4 - 39,4 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem esquerda do canal do Cumbe	
Cu (10 a 20 µg.g ⁻¹) *	Concentrações de 5 a 7 vezes maiores que as naturais dos solos e sedimentos locais. Elevada biodisponibilidade de Cu (20% da concentração total)	Lacerda <i>et al.</i> (2009)
Cu (3,6 - 24,2 µg.g ⁻¹); Pb (5,3 - 16,1 µg.g ⁻¹)	Sedimento superficial	Torres (2009)
Cu (0,3 - 18,5 µg.g ⁻¹); Pb (1,7 - 17,8 µg.g ⁻¹); Al (1,0 - 38,4 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem direita do canal do Cumbe	
Cu (7,7 - 15,2 µg.g ⁻¹); Pb (9,2 - 14,6 µg.g ⁻¹); Al (9,4 - 27,5 mg.g ⁻¹)	Perfil sedimentar da margem esquerda do canal do Cumbe	
Emissões de P (43,9 t.ano ⁻¹ em 2006)	Aumento principalmente à jusante dos tanques de carcinicultura	Marins <i>et al.</i> (2011)

Legenda: MPS (material particulado em suspensão); MO (teor de matéria orgânica); nd (não detectável); PT (fósforo total); PIT (fósforo inorgânico total); POT (fósforo orgânico total); TSS (total de sólidos em suspensão); *amostra proveniente de cultivo.

Tanto os efluentes contínuos quanto os da fase de despesca dos viveiros elevaram valores de pH, turbidez, sólidos suspensos, condutividade elétrica, fósforo total, clorofila *a*, DBO, amônia total e alcalinidade total na água do ERJ (Figueiredo *et al.*, 2005). Tais variações intensificam o potencial de assoreamento do leito do rio e eutrofização da água, especialmente no período de estiagem, quando a vazão do rio é reduzida. Amostras de água da despesca, cujos efluentes são lançados diretamente no estuário, apresentaram valores de sólidos suspensos totais, sólidos sedimentáveis, pH e amônia total acima dos níveis estabelecidos nas leis federal (CONAMA 357/05) e estadual (SEMACE, Portaria 154/2002, Art. 4º) (Tabela IV).

As fazendas de camarão são importantes fontes emissoras de Cu (Lacerda *et al.*, 2009) e Hg (Costa *et al.*, 2013), sendo que a maioria das emissões destes elementos ocorre pela exportação das formas particuladas. Para Cu, Fe e Al associados ao material particulado em suspensão (MPS), observou-se menores emissões de MPS durante o período seco e maiores no período chuvoso, resultantes dos processos de erosão e lixiviação dos solos da bacia de drenagem (Silva Dias *et al.*, 2013). Descargas de Zn particulado exibiram forte influência de fontes antropogênicas, independentemente da intensidade das precipitações (Tabela IV). As concentrações de Cu, nos perfis sedimentares, mostram-se maiores na porção superior (Lopes, 2006; Torres, 2009), não havendo diferença significativa nas concentrações de Cu e Zn entre viveiros mais jovens e mais antigos (Tabela V). Teores de Hg observados nos 35 cm superiores do sedimento indicam que a elevação nos níveis do metal é recente (Costa *et al.*, 2013), compatível com o período de intensificação das atividades de carcinicultura na região.

Além disso, na área do Baixo Jaguaribe e litoral de Aracati, relatou-se o uso de 201 tipos de pesticidas com 151 princípios ativos, como abamectina, alfa-cipermetrina, ametrina, atrazina, clorotalonil, clorpirifós, diurom, glifosato, imidacloprido e tiofanato-metílico (Gama *et al.*, 2013). Todos pertencem à classe toxicológica I e II (extremamente e altamente tóxicos, respectivamente), classe ambiental I e II (Produto Altamente Perigoso e Muito Perigoso ao Meio Ambiente, respectivamente), com tendência de mobilidade para os recursos hídricos superficiais (31%) e subterrâneos (29%). Outros 39% podem ser encontrados no solo e também alcançam os recursos hídricos por lixiviação e escoamento superficial (Gama *et al.*, 2013). Tendências estatisticamente significativas do crescimento de óbitos fetais e taxas de interações por neoplasias na população do Baixo

Jaguaribe, entre 2000 e 2010, foram associadas ao aumento do consumo de agrotóxicos na região (Rigotto *et al.*, 2013). Mesmo que nem todos os pesticidas relatados sejam usados frequentemente, o elevado potencial tóxico que todos apresentam representa um risco ambiental extremamente grave. Apesar disso, a baixa quantidade de pesquisas e a ausência de ações de controle e prevenção de danos retratam a pouca importância que tem sido dada ao assunto, constituindo outra lacuna de conhecimento. Infelizmente sabe-se que o Brasil é o maior consumidor mundial de agrotóxicos e ainda aplica diversos produtos já banidos mundialmente, fato extremamente preocupante e que precisa ser modificado.

EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS

Como visto, as crescentes emissões de poluentes nas regiões estuarinas contribuíram para o aumento da quantidade e das concentrações de contaminantes nos estuários ERC, ERP e ERJ, verificadas por análises na água e no sedimento dos locais. No entanto, a quantidade de estudos sobre os efeitos da contaminação é muito pequena.

Apesar disso, a possibilidade de toxicidade provocada pela contaminação dos três estuários vem sendo confirmada, tanto em testes ecotoxicológicos com água ou sedimento provenientes dos estuários, quanto em análises de biomarcadores ou bioacumulação em espécies coletadas nos locais (Tabelas VI e VII). No início da década de 1980, concentrações de Pb em algas *Enteromorpha* sp. do ERC já se encontravam em níveis semelhantes ao observado em estuários poluídos das regiões temperadas (Wallner *et al.*, 1986), mostrando que há cerca de 30 anos a qualidade do rio Ceará já estava comprometida. Recentemente, bivalves do local apresentaram elevados teores de coliformes termotolerantes (Farias *et al.*, 2010), o que evidencia a contaminação do estuário por esgotos em virtude das más condições sanitárias, pondo em risco a saúde da população.

Além disso, a toxicidade da água e do sedimento do ERC foi verificada (Tabela VI). Nas amostras de água, testes crônicos avaliando danos no desenvolvimento embrionário de ouriços-do-mar *Lytechinus variegatus* demonstraram toxicidade na porção interna do estuário, principalmente próximo ao rio Maranguapinho, e ausência de toxicidade nas amostras da foz, reforçando o comportamento dos poluentes de redução da diluição na coluna d'água com o aumento da salinidade pela proximidade do mar (Nilin *et al.*, 2007). Sedimentos do ERC também

foram tóxicos em testes crônicos, afetando a reprodução do copépodo *Nitokra* sp. e o desenvolvimento embrionário do ouriço-do-mar (Davanso, 2010; Nilin *et al.*, 2013), e em testes agudos, com danos na sobrevivência de anfípodos *Tiburonella viscana* e copépodos (Nilin *et al.*, 2013), embora a ausência de toxicidade aguda sobre os copépodos tivesse sido observada anteriormente (Davanso, 2010). Outra zona estuarina do nordeste brasileiro com desenvol-

vimento industrial e importante zona portuária, o complexo estuarino de Suape, em Pernambuco, também apresentou toxicidade crônica significativa da água em testes com *L. variegatus* (Souza-Santos & Araújo, 2013). No Rio de Janeiro, testes com sedimento da Baía de Guanabara usando *T. viscana* e *L. variegatus* revelaram toxicidade aguda e crônica, sendo os sedimentos analisados considerados inadequados à vida aquática (Maranho *et al.*, 2010).

Tabela VI - Efeitos ecotoxicológicos nos estuários dos rios Ceará (ERC) e Pacoti (ERP).

Local	Espécie	Efeito	Referência
ERC	Macroalga <i>Enteromorpha</i> sp	Teores de Cu, Zn, Cd e Pb maiores na foz; Cu, Zn e Cd semelhantes aos de espécies de locais não poluídos; Pb semelhante aos de locais poluídos	Wallner <i>et al.</i> (1986)
	Ostra <i>Crassostrea rhizophorae</i>	Bioacumulação de Hg (154 ± 60 ng.g ⁻¹ ps)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu (25,9 – 121,3 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al</i> (2005)
	Bivalve <i>Anomalocardia brasiliana</i>	Cu (9,3 µg.g ⁻¹)	
	Ouriço-do-mar <i>Lytechinus variegatus</i> ^a	Gradiente de toxicidade crônica da água (do interior do estuário para a foz)	Nilin <i>et al.</i> (2007)
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Bioacumulação de Cd (6,03 µg.g ⁻¹ ps), Zn (1.181) e Cr (1,07); Cu (28,31) pouco abaixo do permitido	Gonçalves <i>et al.</i> (2007)
	Gastrópode <i>Nassarius vibex</i>	Imposex	Lima-Verde <i>et al.</i> (2010)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^a	Toxicidade crônica no sedimento	Davanso (2010)
	Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a		
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b	Ausência de toxicidade aguda no sedimento	Davanso (2010); Davanso <i>et al.</i> (2013)
	Caranguejos <i>Goniopsis cruentata</i>	Efeito deletério em atividade enzimática (ChE)	
		Inibição da atividade da enzima GST;	
		Danos severos no DNA (teste do cometa)	
	Bivalve <i>Tagelus plebeius</i>	Contaminação por CT (230 – 1.700NMP.100mL ⁻¹)	Farias <i>et al.</i> (2010)
	Bagres	Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	Abreu <i>et al.</i> (2013);
Anfípodo <i>Tiburonella viscana</i> ^b	Toxicidade aguda no sedimento	Nilin <i>et al.</i> (2013)	
			Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b
	Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a	Toxicidade crônica no sedimento	
ERP	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Baixa concentração de Hg (45 ± 19 ng.g ⁻¹ ps)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
		Condições adequadas para consumo (Ct: < 1,8 - 3.500 NMP.g ⁻¹ ; CT: < 1,8 - 2.800 NMP.g ⁻¹)	Vieira <i>et al.</i> (2008)
		Cu (7,3 – 9,6 µg.g ⁻¹); Pb (1,6 – 2,86 µg.g ⁻¹)	Torres (2009)
	Bivalve <i>Anomalocardia brasiliana</i>	Cu (3,9 – 14,8 µg.g ⁻¹); Pb (3,2 – 12,7 µg.g ⁻¹)	
		Cu (7,8 – 8,1 µg.g ⁻¹)	Lopes <i>et al</i> (2005)
	Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu (6,1 µg.g ⁻¹)	
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Cu (40,2 µg.g ⁻¹)	Davanso (2010)
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^a	Toxicidade crônica no sedimento	
	Ouriço-do-mar <i>L. variegatus</i> ^a		
	Copépodo <i>Nitokra</i> sp. ^b	Ausência de toxicidade aguda no sedimento	Davanso (2010)
	Caranguejo <i>G. Cruentata</i>	Baixo índice de danos no DNA (teste do cometa); Alterações de atividades enzimáticas (GST e ChE)	
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>	Hg (38,5 – 90,9 ng.g ⁻¹ ps) Alterações de atividades enzimáticas (CaE e GST) principalmente na confluência com o rio Maranguapinho	Nilin (2012)
	Bagres	Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	Abreu <i>et al.</i> (2013)
	Peixe <i>Sphoeroides testudineus</i> (Baiacu)	Desregulação endócrina	Pimentel (2013)

Legenda: a (teste ecotoxicológico crônico - alterações reprodutivas); b (teste ecotoxicológico agudo - sobrevivência); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); CaE (carboxilesterase); ChE (colinesterase); GST (Glutathione S-transferase); ps (peso seco).

Biomarcadores enzimáticos avaliados em ostras e caranguejos do ERC apresentaram alterações em suas atividades (Tabela VI), especialmente nos animais provenientes da área de confluência do rio Maranguapinho, o qual representa um grande aporte de contaminantes ao rio Ceará principalmente devido aos efluentes do pólo industrial de Maracanaú. Nas ostras, as enzimas carboxilesterase (CaE) e glutathione-S-transferase (GST), envolvidas na detoxificação de xenobióticos, exibiram indução das atividades (Nilin, 2012). No entanto, os caranguejos apresentaram inibições na GST e na enzima de neurotransmissão colinesterase (ChE) (Davanso, 2010; Davanso *et al.*, 2013). Compostos como Cu, Cr, Zn, HPAs e pesticidas, presentes neste estuário, são comumente associados a alterações enzimáticas. Em geral, os organismos modulam os mecanismos reguladores da excreção de substâncias tóxicas, aumentando a capacidade de eliminação dos compostos pela elevação das atividades enzimáticas até atingir um limite no qual este mecanismo deixa de atuar, resultando em toxicidade e danos à saúde do animal (Rainbow & Luoma, 2011).

Outros biomarcadores analisados na biota do ERC foram os genéticos. Danos severos no DNA de caranguejos foram detectados pelo *teste do cometa*, sendo a diversidade da contaminação no estuário apontada como causadora deste efeito (Davanso *et al.*, 2013). Apesar disso, no exame de *micronúcleos*, foi baixa a frequência de anomalias nucleares e formação de micronúcleos em bagres coletados na mesma área que os caranguejos (Abreu *et al.*, 2013). Provavelmente esta diferença de respostas entre as espécies se deve à maior eficiência do peixe em reparar danos no DNA ou à menor exposição dos organismos aos contaminantes, uma vez que, ao contrário dos caranguejos, os bagres possuem comportamento migratório. Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos também foram observadas nos bagres do ERP e ERJ (Tabelas VI e VII).

Fêmeas de gastrópodes *Nassarius vibex* coletados no ERC desenvolveram características sexuais masculinas (*imposex*), provocado por substâncias organoestênicas, como TBT (tributilestanho), o que compromete a reprodução dos indivíduos e prejudica a manutenção da espécie (Tabela VI). Apesar da proibição em diversos países do uso destes compostos, como agentes anti-incrustantes de tintas náuticas, a persistência de sua contaminação ainda é evidente nos ambientes aquáticos ao redor do mundo (Cajaraville *et al.*, 2000; Queiroz *et al.*, 2007; An *et al.*, 2013; Elhasni *et al.*, 2013; Guabloche *et al.*, 2013) pelo seu acúmulo nos sedimentos e provável uso ilegal.

Dessa maneira, decorreram pelo menos três décadas de confirmação de degradação ambiental no ERC. No entanto, as atitudes governamentais para a conservação do estuário até o momento não foram além de medidas legislativas sem aplicações práticas. Sem as ações de preservação ambiental, a toxicidade dos contaminantes tende a se intensificar no longo prazo, agravando os efeitos crônicos prejudiciais nas espécies.

A APA do rio Pacoti, inicialmente considerada como referência em relação à contaminação visto os baixos índices de urbanização e industrialização, passou a exibir comprometimento da qualidade do estuário, ainda que em menor grau de degradação em relação aos demais estuários da RMF (Aguiar, 2005; Torres, 2009; Nilin, 2007; Davanso, 2010). Apesar da ausência de toxicidade aguda do sedimento do ERP em testes com *Nitokra* sp e baixos índices de danos no DNA de *G. cruentata*, os efeitos da degradação do estuário foram verificados pela toxicidade crônica do sedimento e alterações das atividades enzimáticas dos caranguejos (Davanso, 2010). Ainda assim, ostras do ERP foram consideradas em boas condições para consumo humano, pelos níveis de coliformes, segundo os padrões da Comunidade Europeia e leis nacionais (Vieira *et al.*, 2008).

Entretanto, o uso do ERP como local referência deve ser definitivamente abandonado. Experimentos de exposição ao hormônio feminino 17 β -estradiol usando peixes *Sphoeroides testudineus*, provenientes do estuário, evidenciaram que o ambiente já se encontrava impactado por este desregulador endócrino. Machos do grupo controle apresentaram efeitos de feminilização (vitelogenina no plasma) sugerindo contato prévio a este hormônio, pois a contínua exposição a um composto eleva a susceptibilidade do organismo tornando-o, em primeiro momento, mais resistente à sua ação (Pimentel, 2013).

Portanto, apesar da APA do rio Pacoti ter sido criada há 14 anos, as pesquisas referentes ao local mostram o crescente comprometimento da qualidade ambiental, com efeitos prejudiciais já se manifestando na biota. Esse quadro de aumento gradual da contaminação em uma área até recentemente considerada não poluída reforça a urgência da aplicação das medidas de manejo da APA para sua real proteção.

No ERJ, a maioria dos estudos abordou a bioacumulação de metais. Concentrações de Cu e Pb foram medidas em moluscos e algas; Cu, Pb e Zn em crustáceos; e Hg em peixes e ostra (Tabela VII). A bioacumulação de Hg em ostras do ERC deteve os maiores valores observados (Vaisman *et al.*, 2005), dentre os organismos analisados nos três estuários. Todas as espécies analisadas apresentaram valores de

metais abaixo dos limites estabelecidos para o consumo humano, não constituindo risco à saúde humana. Apesar disso, mais estudos são necessários para elucidar se a assimilação desses compostos prejudica as eficiências metabólicas das espécies e/ou representam risco de biomagnificação, que é a transferência ao longo da teia alimentar, acumulando-se nos tecidos dos predadores topo de cadeia (Lacerda *et al.*, 2000; Wallace & Luoma, 2003). Quase todos os peixes analisados no ERJ se alimentam de pequenos peixes e crustáceos, e os valores de Hg mais altos foram encontrados em bagres, baiacús, camurim, sardinha e vermelho. Nos bagres e baiacus, as concentrações mais elevadas ocorreram nos indivíduos maiores sugerindo bioacumulação do Hg com o tamanho e o peso dos indivíduos (Costa, 2009; Costa *et al.*, 2013). O exo-

esqueleto dos crustáceos sempre apresentou maiores quantidades dos metais (Tabela VII), evidenciando a estratégia de detoxificação desses organismos.

Não há pesquisas usando testes de toxicidade no ERJ. Um trabalho pioneiro realizado em outro estuário confirmou que o efluente gerado em fazendas de cultivo de camarão contribuiu para o aumento de toxicidade em teste agudo com *Mysidopsis juniae*, estando o metabissulfito de sódio, empregado na etapa final do cultivo, envolvido na toxicidade do efluente no momento de despesca (Aragão, 2006).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estuários e as regiões costeiras são particularmente vulneráveis às atividades antrópicas insta-

Tabela VII - Efeitos ecotoxicológicos no estuário do rio Jaguaribe (ERJ).

Local	Espécie		Efeito	Referência
ERJ	Ostra <i>C. rhizophorae</i>		Baixa concentração de Hg (52 ± 24 ng.g ⁻¹ ps)	Vaisman <i>et al.</i> (2005)
	Peixe	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Sargo-de-dente)	Hg- músculo (6,9 – 13,2 ng.g ⁻¹)	Braga (2006)
		<i>Centropomus parallelus</i> (Camurim)	Hg- músculo (18,3 – 37,5 ng.g ⁻¹)	
		<i>Lutjanus cyanopteus</i> (Vermelho)	Hg- músculo (12,7 – 26,5 ng.g ⁻¹)	
		<i>Lutjanus synagris</i> (Ariacó)	Hg- músculo (6,0 – 10,0 ng.g ⁻¹)	
		<i>Mugil curema</i> (Tainha)	Hg- músculo (3,8 – 10,1 ng.g ⁻¹)	
		<i>Pomadasys corvinaeformes</i> (Cocoroca)	Hg- músculo (11,5 – 18,0 ng.g ⁻¹)	
		<i>Opisthonema oglinum</i> (Sardinha)	Hg- músculo (24,5 – 30,9 ng.g ⁻¹)	
		<i>Cathorops spixii</i> (Bagre)	Hg- músculo (9,7 – 66,1 ng.g ⁻¹)	Costa (2009)
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Baiacu)	Hg- músculo (4,3 – 37,0 ng.g ⁻¹)	Costa (2009); Costa <i>et al.</i> (2013)	
	Alga <i>Ulva lactuca</i>		Cu (1,27 - 2,55 µg.g ⁻¹); Pb (nd)	Torres (2009)
	Camarão <i>Litopenaeus schimitti</i>	Cu- exoesqueleto (54,2 a 54,5 µg.g ⁻¹ ps); Cu- músculo (18,1 - 22,8 µg.g ⁻¹ ps); Pb (< 0,03 µg.g ⁻¹ ps) no músculo e no exoesqueleto		
		Siri <i>Callinectes sapidus</i>	Cu- exoesqueleto (53,2 a 57,9 µg.g ⁻¹ ps); Cu- músculo (10,6 – 17,1 µg.g ⁻¹ ps); Pb (< 0,03 µg.g ⁻¹ ps) no músculo e no exoesqueleto	
	Ostra <i>C. rhizophorae</i>		Cu (4,6 - 12 µg.g ⁻¹); Pb (nd)	
	Bivalve <i>Mytella falcata</i>	Cu (11,2 – 19,9 µg.g ⁻¹); Pb (nd)		
	Bagres		Baixas frequências de anomalias nucleares e micronúcleos	

Valores de referência: Decreto Federal 55871/65 (Cu: $30 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido/ $150 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco; Pb: $2,0 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso úmido/ $10 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco; Zn: $200 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco) e Portaria 685/1998 da ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Hg: 500 ng.g^{-1}).

Legenda: a (teste ecotoxicológico crônico - alterações reprodutivas); b (teste ecotoxicológico agudo - sobrevivência); CT (coliformes termotolerantes); Ct (coliformes totais); ChE (colinesterase); GST (Glutathione S-transferase); nd (não detectável); ps (peso seco).

ladas em suas bacias de drenagem (Lacerda *et al.*, 2002), pois atuam como receptores finais de diversas substâncias (Lacerda *et al.*, 2004). Portanto, essas áreas demandam especial atenção para conservação.

Neste trabalho, a revisão de literatura indicou que a continuidade e a intensificação das emissões antrópicas no Ceará contribuíram para o incremento, principalmente nos últimos 10 anos, de compostos contaminantes nos estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe. A maioria dos estudos analisou os níveis de metais como Al, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb e Zn no sedimento, na água e na biota local. Os maiores teores ocorreram no sedimento do ERC, inserido na região onde imperam as taxas de urbanização e industrialização do Estado. Apesar disso, não há estudos sobre a emissão desses compostos pelas atividades industriais para os cursos hídricos locais. Também foram verificadas a contaminação do ERC por HPAs no sedimento (Cavalcante *et al.*, 2009), e na água por Hg (Marins *et al.* 2002) e coliformes termotolerantes (Farias *et al.*, 2010); a degradação da água do ERP (Fiuza *et al.*, 2010); e no ERJ o enriquecimento do sedimento por Hg (Costa *et al.*, 2013), Cu (Lacerda *et al.*, 2009), N e P (Lacerda *et al.*, 2008; Marins *et al.*, 2011), e de Zn particulado na água (Silva Dias *et al.*, 2013), todos devido a emissões antrópicas. Embora tenha sido relatado, no ERJ, o uso de grande variedade de pesticidas altamente perigosos e extremamente tóxicos para o meio ambiente (Gama *et al.*, 2013), a quantificação desses compostos não foi feita em nenhum dos estuários e em nenhum dos componentes das biotas locais.

No ERC e ERJ, as estimativas das emissões de algumas substâncias químicas evidenciaram que as fontes antropogênicas superam as emissões naturais, particularmente o Zn (Silva Dias *et al.*, 2013). Tal tendência também vem sendo constatada no ERP (Lopes, 2006), que não deve mais ser considerado como local de referência quanto à ausência de poluição. A elevação das emissões de poluentes atingindo os estuários é extremamente preocupante e demanda ações de controle ambiental imediatas. Apesar da criação das APA do ERC e do rio Pacoti, respectivamente em 1999 e 2000, nenhuma medida de prevenção de contaminação está sendo praticada, como confirmam os recentes incrementos de poluentes nos locais e os efeitos danosos sobre as espécies.

As pesquisas sobre os efeitos ecotoxicológicos nas três regiões são raras. Os poucos trabalhos existentes, revelando tanto toxicidade de amostras ambientais em testes agudos e crônicos como danos em biomarcadores enzimáticos e genéticos de animais coletados *in situ*, apontaram que ambos os estuários

da RMF estão sob risco ambiental, principalmente o ERC, onde os efeitos foram mais severos. As maiores taxas de bioacumulação de metais, principalmente de Hg, também foram registradas em organismos do ERC. Nenhuma investigação sobre danos ecotoxicológicos foi realizada até o momento no ERJ.

Dessa forma, os dados ressaltam a existência de graves lacunas de conhecimento sobre as contaminações locais, por exemplo a efetiva contribuição dos efluentes industriais para a contaminação dos estuários, quantificações de compostos emergentes e agrotóxicos, entre outros. Conclui-se que a variedade de contaminantes que afetam os estuários dos rios Ceará, Pacoti e Jaguaribe, o crescente grau de emissão de poluentes para os estuários, o risco devido à elevada toxicidade de alguns compostos, a pouca eficiência na aplicação das leis de proteção dessas áreas e a ausência de monitoramento da qualidade ambiental dos três estuários, reforçam a urgência de mais pesquisas para o entendimento dos padrões de contaminação nestes ambientes além da necessidade de aplicações efetivas de manejo ambiental visando a prevenção de futuros danos de amplitude ecossistêmica.

Agradecimentos - À CAPES-DS pelo suporte financeiro (bolsa de doutorado). Ao CNPq pela bolsas de produtividade dos Drs. Denis M. S. Abessa e Letícia V. Costa-Lotufo. Aos professores Drs. Sandra Santaella, Vicente Faria e Luiz Drude de Lacerda pelas sugestões e contribuições na correção do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, F.E.L.; Santana, L.M.B.M.; Costa-Lotufo, L.V. & Abessa, D.M.S. Avaliação preliminar da presença de micronúcleos em bagres de estuários tropicais, in: *Natural Resources - Anais do Congresso Internacional de Ecotoxicologia Marinha*, v.3, n.2., Porto de Galinhas, 2013.
- Aguiar, J.E., 2005. *Geoquímica de metais-traço em sedimentos superficiais nos estuários dos rios Ceará e Pacoti*, CE. Monografia, Depto. de Geologia, Universidade Federal do Ceará, 62 p., Fortaleza, 2005.
- Ambrozevicius, A.P. & Abessa, D.M.S. Acute toxicity of waters from the urban drainage channels of Santos (São Paulo, Brazil). *PANAMJAS*, v.3, n.2, p.108-115, 2008.
- An, L.; Zhang, Y.; Song, S.; Liu, Y.; Li, Z.; Chen, H.; Zhao, X.; Lei, K.; Gao, J. & Zheng, B. Imposex effects on the veined rapa whelk (*Rapana venosa*) in Bohai Bay, China. *Ecotoxicology*, v.22, n.3, p.538-547, 2013.

- Aragão, J.S., 2006. *Toxicidade do efluente de uma fazenda de cultivo de camarão marinho Litopenaeus vannamei e do metabissulfito de sódio em juvenis de Mysidopsis juniae*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 90 p., Fortaleza, 2006.
- Araújo, M.V. & Freire, G.S.S. Análise ambiental e de uso e ocupação da Área de Proteção Ambiental do estuário do Rio Ceará, Fortaleza, Ceará. *Rev. Geol.*, v.21, n.1, p.7-19, 2008.
- Bayen, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. *Environ. Internat.*, v.48, p.84-101, 2012.
- Bols, N.C.; Brubacher, J.L.; Ganassin, R.D. & Lee, L.E.J. Ecotoxicology and innate immunity in fish. *Dev. Comp. Immunol.*, v.25, p.853-873, 2001.
- Braga, T.M.B. 2006. *Aspectos preliminares da contaminação de mercúrio em peixes comercializados na praia do mucuripe, Fortaleza e no estuário do rio Jaguaribe, CE*. Monografia, Depto. de Engenharia de Pesca, Centro de Ciências Agrária, Universidade Federal do Ceará, 46 p., Fortaleza, 2006.
- CAGECE - Companhia de Água e Esgoto do Ceará. 2014. Disponível em: <<http://www.cagece.com.br/comunicacao/noticias/1222-nove-mil-toneladas-de-lixo-sao-retiradas-do-esgoto>>. Acesso em: 12 fev. 2014.
- Cajaraville, M.P.; Bebianno, M.J.; Blasco, J.; Porte, C.; Sarasquete, C. & Viarengo, A. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Sci. Total Environ.*, v.247, p.295-311, 2000.
- Cavalcante, R.M.; Lima, D.M.; Correia, L.M.; Nascimento, R.F.; Silveira, E.R.; Freire, G.S. S. & Viana, R.M. Técnicas de extrações e procedimentos de clean-up para a determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em sedimentos da costa do Ceará. *Quim. Nova*, São Paulo, v.31, n.6, p.1371-1377, 2008.
- Cavalcante, R.M.; Sousa, F.W.; Nascimento, R.F.; Silveira, E.R. & Freire, G.S.S. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. *J. Environ. Manage.*, v.91, p.328-335, 2009.
- Cavalcante, R.M.; Sousa, F.W.; Nascimento, R.F.; Silveira, E.R. & Viana, R.B. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: Distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. *Sci. Total Environ.*, v.414, p.287-292, 2012.
- Chapman, P.M & Wang, F. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.*, SETAC, USA, v.20, n.1, p.3-22, 2001.
- COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará. 2014. Disponível em: <<http://portal.cogerh.com.br/>>. Acesso em: 14 mar. 2014.
- Correio Braziliense. 2014. Disponível em: <http://www.correiobraziliense.com.br/app/noticia/turismo/2012/06/25/interna_turismo,309075/numero-de-turistas-que-chegam-ao-ceara-via-fortaleza-cresceu-38-em-6-anos.shtml>. Acesso em: 17 mar. 2014.
- Costa B.G.B. 2009. *Distribuição de mercúrio (Hg) em sedimento, água e biota da região de influência do efluentes da carcinicultura, na Gamboa do Cumbe, Rio Jaguaribe, Ceará*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 60 p., Fortaleza, 2009.
- Costa, B.G.B.; Soares, T.M.; Torres, R.F. & Lacerda, L.D. Mercury distribution in a mangrove tidal creek affected by intensive shrimp farming. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v.90, p.537-541, 2013.
- Davanso, M.B. 2010. *Abordagens biológicas como instrumento de avaliação de risco ambiental em estuários da região metropolitana de Fortaleza-CE: biomarcadores e toxicidade de sedimentos*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 84 p., Fortaleza, 2010.
- Davanso, M.B.; Moreira, L.B.; Pimentel, M.F.; Costa-Lotufo, L.V. & Abessa, D.M.S. Biomarkers in mangrove root crab *Goniopsis cruentata* for evaluating quality of tropical estuaries. *Mar. Environ. Res.*, v.91, p.80-88, 2013.
- Dias, F.J.S.; Marins, R.V. & Maia, L.P. Hydrology of a well-mixed estuary at the semi-arid NE Brazilian coast. *Acta Limnol. Bras.*, v.21, p.377-385, 2009.
- ECOFOR. 2014. Disponível em: <<http://tribunado-ceara.uol.com.br/noticias/fortaleza/fortaleza-recolheu-15-milhao-de-toneladas-de-lixo-em-2012/>>. Acesso em: 13 fev. 2014.
- Elhasni, K.; Vasconcelos, P.; Ghorbel, M. & Jarboui, O. Inshore/offshore gradients of imposex in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae) from the Gulf of Gabès (southern Tunisia, Central Mediterranean Sea). *Acta Adriat.*, v.54, n.2, p.299-314, 2013.
- Eschrique, S.A.; Braga, E.S. & Marins, R.V. Temporal variation of nutrients in transitional seasonal periods (dry-rainy) in the Jaguaribe Estuary- Ceará, Brazil, pp. 66-70, in: *Safety, Health and Environment World Congress*, São Paulo. 2010.
- Farias, M.F.; Rocha-Barreira, C.A.; Carvalho, F.C.T.;

- Silva, C.M.; Reis, E.M.F.; Costa, R. A. & Vieira, R.H.S.F. Condições microbiológicas de *Tagelus plebeius* (Lightfoot, 1786) (Mollusca: Bivalvia: Solecurtidae) e da água no estuário do rio Ceará, em Fortaleza – CE. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, v.36, n.2, p.135-142, 2010.
- Fent, K. Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, v.205, p.223-240, 2004.
- Figueiredo, M.C.B.; Araújo, L.F.P.; Gomes, R.B.; Rosa, M.F.; Paulino, W.D. & Moraes, L.F.S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.10, n.2, p.167-174, 2005.
- Fiúza, A.B.J.Q.; Lehugeur, L.G.O. & Queiroz, B.J. Environmental analysis of the conservation status of the lower Pacoti River, Ceará State. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.43, n.1, p.18-29, 2010.
- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. 2014. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: jan. 2014.
- Gaffney, V.J.; Cardoso, V.V.; Rodrigues, A.; Ferreira, E.; Benoliel, M.J. & Almeida, C.M.M. Analysis of pharmaceutical compounds in water by SPE-UPLC-ESI-MS/MS. *Quím. Nova*, São Paulo, v.37, n.1, p.138-149, 2014.
- Gama, A.F.; Oliveira, A.H.B. & Cavalcante, R.M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. *Quím. Nova*, São Paulo, v.36, n.3, p.462-467, 2013.
- Gatto, L.C.S. *Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe - Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial*. Ministério de Planejamento e Orçamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 77 p., Salvador, 1999.
- Gil, M.J.; Soto, A.M.; Usma, J.I. & Gutiérrez, O.D. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Prod. + Limpia*, v.7, n.2, p.52-73, 2012.
- Gomes, F.C.; Godoy, J.M.; Godoy, M.L.D.P.; Carvalho, Z.L.; Lopes, R.T.; Sanchez-Cabeza, J.A.; Lacerda, L.D. & Wasserman, J.C. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. *Marine Poll. Bull.*, v.59, p.123-133, 2009.
- Gonçalves, R.S.L.; Freire, G.S.S. & Nascimento Neto, V.A. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. *Rev. Geologia*, v.20, n.1, p.57-63, 2007.
- Guabloche, A.; Alvarez, J.; Rivas, R.; Hurtado, S.; Pradel, R. & Iannacone, J. Impossex in the marine snail *Xanthochorus buxea* (Broderip, 1833) (Muricidae) from the south american pacific. *The Biologist*, Lima, v.11, n.2, p.237-249, 2013.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil*. Rio de Janeiro, 176 p., 2011a.
- IBGE. *Atlas de saneamento 2011*. Rio de Janeiro, 268 p., 2011b.
- IBGE. *Brasil em números*. Rio de Janeiro, v.21, 392 p., 2013.
- IBGE. 2010. *Censo demográfico 2010*. Disponível em: <<http://populacao.net.br/>>. Acesso em: fev. 2014.
- Lacerda, L.D. & Malm, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos avançados*, v.22, n.63, p.173-190, 2008.
- Lacerda, L.D. & Marins, R.V. River damming and mangrove distribution. *ISME/GLOMIS Electronic Journal*, Okinawa, v.02, n.01, p.1-4, 2002.
- Lacerda, L.D.; Paraquetti, H.H.M.; Marins, R.V.; Rezende, C.E.; Zalmon, I.R.; Gomes, M.P. & Farias, V. Mercury content in shark species from the south-eastern brazilian coast. *Rev. Brasil. Biol.*, v.60, n.4, p.571-576, 2000.
- Lacerda, L.D.; Marins, R.V.; Vaisman, A.G.; Aguiar, J.E. & Dias, F.J.S. *Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaguaribe (CE)*. Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal do Brasil (ISME/BR), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC), Associação Brasileira dos Criadores de Camarão (ABCC). Fortaleza, 63 p., 2004.
- Lacerda, L.D.; Maia, L.P.; Monteiro, L.H.U.; Souza, G.M.; Bezerra, L.J.C. & Menezes, M.O. T. Manguezais do nordeste e mudanças ambientais. *Ciência hoje*, Rio de Janeiro, v.39, n.229, p.24-29, 2006.
- Lacerda, L.D.; Molisani, M.M.; Sena, D. & Maia, L.P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, v.141, p.149-164, 2008.
- Lacerda, L.D.; Santos, J.A. & Lopes, D.V. Fate of copper in intensive shrimp farms: bioaccumulation and deposition in pond sediments. *Braz. J. Biol.*, v.69, n.3, p.851-858, 2009.
- Lewis M.; Pryor, R. & Wilking, L. Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: A review. *Env. Poll.*, v.159, p.2328-2346, 2011.
- Lima-Verde, F.B.; Castro, I.B. & Rocha-Barreira, C.A. Impossex occurrence in *Nassarius vibex* from South

- America: a potential bioindicator in estuarine environments. *Mar. Biodivers. Rec.*, v.3, e30, 2010.
- Lopes, D.V. 2006. *Acúmulo de metais traço cobre (Cu) e zinco (Zn) em viveiros de cultivo de camarão (Litopenaeus vannamei)*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 86 p., Fortaleza, 2006.
- Lopes, D.V.; Pimenta, M.G.R.; Santos, J.A.; Marins, R.V. & Lacerda, L.D. Contaminação por Cu, Zn e Cd em bivalves nos estuários de Fortaleza, in: *Anais da Reunião Anual da SBPC/UECE*, 57, Fortaleza, 2005.
- Lotufo, G.R. & Abessa, D.M.S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos, p.151-162, in Nascimento, I.A.; Sousa, E.C.P.M.; Nipper, M.G. (eds.). *Métodos em ecotoxicologia marinha: aplicações no Brasil*. Artes Gráficas, 262 p., São Paulo, 2002.
- Lu, X.; Chen, C.; Zhang, S.; Hou, Z. & Yang, J. Concentration levels and ecological risks of persistent organic pollutants in the surface sediments of Tianjin coastal area, China. *The Scientific World J.*, Hindawi Publishing Corporation, 2013.
- Maracanaú - Site oficial da cidade de Maracanaú. Disponível em: <<http://www.maracanau.ce.gov.br/component/k2/item/403-empresas>>. Acesso em: fev. 2014.
- Maranhão, L.A.; Abreu, I.M.; Santelli, R.E.; Cordeiro, R.C.; Soares-Gomes, A.; Moreira, L.B.; Morais, R.D. & Abessa, D.M.S. Acute and chronic toxicity of sediment samples from Guanabara Bay (RJ) during the rainy period. *Braz. J. Oceanogr.*, v.58, p.77-85, 2010.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Mounier, S.; Paraquetti, H.H.M. & Marques, W.S. Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Geochim. Bras.*, v.16, n.1, p.037-048, 2002.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Abreu, I.M. & Dias, F.J.S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 33, n. 197, p.66-70, 2003.
- Marins, R.V.; Paula Filho, F.J.; Maia, S.R.R.; Lacerda, L.D. & Marques, W.S. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Quím. Nova*, São Paulo, v.27, n5, p.763-770, 2004.
- Marins, R.V.; Paula Filho, F.J. & Rocha, C.A.S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe, costa nordeste oriental brasileira. *Quím. Nova*, São Paulo, v.30, n.5, p.1208-1214, 2007.
- Marins, R.V.; Paula Filho, F.J.; Eschrique, S.A. & Lacerda, L.D. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v.71, n.3, p.673-678, 2011.
- MMA - Ministério Do Meio Ambiente. 2014. *Indicadores da zona costeira e marinha: indicador: percentual da população brasileira residente na zona costeira*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/219/_arquivos/populao_zona_costeira.pdf>. Acesso em: mar. 2014.
- Moiseenko, T. I. Aquatic Ecotoxicology: Theoretical Principles and Practical Application. *Water Resour.*, Russia, v.35, n.5, p.530-541, 2008.
- Molisani, M.M.; Cruz, A.L.V. & Maia, L.P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, v.39, p. 53-60, 2006.
- Newman, M.C. & Unger, M.A. *Fundamentals of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, 2 ed. 458 p., New York, 2003.
- Nilin, J. 2012. *Biomarcadores em estudos ambientais: a vigília dos bivalves na ria de Aveiro (Portugal) e no rio Ceará (Brasil)*. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 156 p., Fortaleza, 2012.
- Nilin, J., Castro, C.B., Pimentel, M.P., Franklin Júnior, W., Matos, R.F.G., Lotufo, T.M.C. & Costa-Lotufo, L.V. Water toxicity assessment of the Ceará river estuary (Brazil). *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v.2, n.2, p.107-113, 2007.
- Nilin, J.; Moreira, L.B.; Aguiar, J.E.; Marins, R.; Abessa, D.M.S.; Lotufo, T.M.C. & Costa-Lotufo, L.V. Sediment quality assessment in a tropical estuary: The case of Ceará River, Northeastern Brazil. *Mar. Environ. Res.*, v.91, p.89-96, 2013.
- Nkpaa, K.W.; Wegwu, M.O. & Essien, E.B. Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) levels in two commercially important fish species from crude oil polluted waters of ogoniland and their carcinogenic health risks. *J. Envir. Earth Sci.* v.3, n.8, 2013.
- Pereira, S.P. 2012. *Modelagem da qualidade bacteriológica das águas costeiras de Fortaleza (Nordeste do Brasil)*. Tese de Doutorado, Depto. de Engenharia Civil, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, 174 p., Fortaleza, 2012.
- Pimentel, M.F. 2013. *Biomarcadores de contaminação aquática em baiacus (Spherooides testudineus) coletados no estuário do rio Pacoti-CE*. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 143 p., Fortaleza, 2013.

- Pitombeira, S.C. ZEE Costeiro: Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro do Ceará, p.191-205, in Granziera, M.L.M. & Gonçalves, A. (Org.). *Os Problemas da Zona Costeira no Brasil e no Mundo*, Editora Universitária Leopoldinum, Santos, 2012.
- Queiroz, L.R.; Castro, I.B. & Rocha-Barreira, C. A. New Imposex Development Index (IDI) for *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Muricidae): A Transplantation Experiment in the Brazilian Northeast. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v.2, n.3, p.249-256, 2007.
- Queiroz, L.; Rossi, Z.; Meireles, J. & Coelho, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970-2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. *Ocean Coast. Manage.*, v.73, p.54-62, 2013.
- Rainbow, P.S. & Luoma, S.N. Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates-Modelling zinc in crustaceans. *Aquat. Toxicol.*, v.105, n.3, p.455-465, 2011.
- Rigotto, R.M.; Silva, A.M.C. Da; Ferreira, M.J.M.; Rosa, I.F. & Aguiar, A.C.P. Trends of chronic health effects associated to pesticide use in fruit farming regions in the state of Ceará, Brazil. *Rev Bras Epidemiol.*, v.16, n.3, p.763-73, 2013.
- Saes, R.V.T.S. 2014. *Estudo da contribuição da drenagem pluvial urbana sobre a poluição marinha na cidade de Fortaleza, CE*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 80 p., Fortaleza, 2014.
- Santos, J.A. 2005. *Determinação de cobre e zinco em fazendas produtoras de camarão do litoral leste do estado do Ceará*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 73 p., Fortaleza, 2005.
- SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente. 2014. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br>>. Acesso em: 12 fev. 2014.
- Silva Dias, F.J.; Marins, R.V. & Maia, L.P. Impact of drainage basin changes on suspended matter and particulate copper and zinc discharges to the ocean from the Jaguaribe River in the semiarid NE Brazilian coast. *J. Coast. Res.*, Florida, v.29, n.5, p.1137-1145, 2013.
- Silva, A.C.; Pinheiro, L.S.; Maia, L.P.; Morais, J.O. & Pinheiro, L. Estudo hidrodinâmico, climático e bacteriológico associado às fontes pontuais de poluição ao longo do litoral de Fortaleza. *Rev. Bras. Recur. Híd.*, v.14, p.83-90, 2009.
- Soares, A.M.L.; Carvalho, M.S.B.S.; Soares, Z.M.L.; Almeida, M.A.G.; Freitas Filho, M.R.; Andrade, R.I.L.; Castro, G.L.; Oliveira, P.C. & Alexandre, Y.R. Mapeamento da carcinicultura marinha na zona costeira do Estado do Ceará utilizando imagens do satélite ResourceSat-1, pp.7021-7028, in *Anais do Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, XV*, Curitiba, 2011.
- Souza-Santos, L.P. & Araújo, R.J. Water toxicity assessment in the Suape estuarine complex (PE-Brazil). *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, v.8, n.1, p.59-65, 2013.
- SRHCE - Secretaria de Recursos Hídricos do Ceará. 2014. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: fev. 2014.
- Torres, R.F. 2009. *Disponibilidade dos metais cobre e chumbo em um canal de maré receptor de efluentes de carcinicultura*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 134 p., Fortaleza, 2009.
- Torres, R.F.; Lacerda, L.D. & Aguiar, J.E. Biodisponibilidade de Cu e Pb em sedimentos de um canal de maré afluente do estuário do jaguaribe, CE, in *Congresso Brasileiro de Oceanografia, III, Congresso Ibero-Americano de Oceanografia, I*, Fortaleza. 2008.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. 2014. Disponível em: <http://cfpub.epa.gov/npdes/home.cfm?program_id=6>. Acesso em: 11 mar. 2014.
- USEPA. *Method for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment - associated contaminants with the amphipod Leptocheirus plumulosus*. EPA/R-01/020. 130 p., Washington, DC, 2001.
- Vaisman, A.G.; Marins, R.V. & Lacerda, L.D. Characterization of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a Biomonitor for Mercury in Tropical Estuarine Systems, Northeast Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v.74, n.3, p.582-588, 2005.
- Varela, G.J.A.C.; Monteiro, L.H.U.; Gastão, F.G.C. & Maia, L.P. Zoneamento geoambiental da área de proteção ambiental, APA do estuário do rio Ceará, Fortaleza/Ceará. *Est. Geol.*, v.19, n.1, p.69-79, 2009.
- Veeck, L.; Silva-Filho, E.V.; Wasserman, J.C.; Sella, S.M.; Santos, I.R. & Lacerda, L.D. Mercury distribution in sediments of a sub-tropical coastal lagoon, Sepetiba Bay, SE Brazil. *Geochim. Bras.*, v.21, n.1, p.050-057, 2007.
- Vieira, R.H.S.F.; Atayde, M.A.; Carvalho, E.M.R.; Carvalho, F.C.T. & Fonteles Filho, A.A. Contaminação fecal da ostra *Crassostrea rhizophorae* e da água de cultivo do estuário do Rio Pacoti (Eusébio, Estado do Ceará): isolamento e identificação de *Escherichia coli* e sua susceptibilidade a diferentes antimicrobianos. *Braz. J. Vet. Res. Anim. Sci.*, São Paulo, v.45, n.3, p.180-189, 2008.
- Vieira, R.H.S.F.; Menezes, F.G.R.; Costa, R.A. Marins, R.V.; Abreu, I.M.; Fonteles-Filho, A.A. & Sousa, O.V. Galerias pluviais como fonte de poluição de origem

fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, v.44, p.5-12, 2012.

Wallace, W.G. & Luoma, S.N. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. II. Significance of trophically available metal (TAM). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v.257, p.125-137, 2003.

Wallner, M.; Seeliger, U.; Teixeira, V.L.; Joventino, F.P.; Silva, S.C. Variações regionais na concentração de metais pesados na macroalga *Enteromorpha* sp. dos estuários do rio Ceará (Ceará), Lagoa do Mundaú

(Alagoas) e Lagoa da Tijuca (Rio de Janeiro). *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, v.25, p.41-50, 1986.

ZEE - Zoneamento Ecológico-Econômico. *Estimativas de cargas de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do litoral do Estado do Ceará*. SEMACE/LABOMAR, 84 p., Fortaleza, 2005a.

ZEE - Zoneamento Ecológico-Econômico. *Identificação de metais nos sedimentos dos estuários do Estado do Ceará*. SEMACE/LABOMAR, 18 p., Fortaleza, 2005b.