
• REVISTA DE
**GESTÃO COSTEIRA
INTEGRADA**

Journal of Integrated Coastal Zone Management

VOL. 13(4): Dezembro
December 2013

<http://www.aprh.pt/rgci/>

Editor / Editors

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos / UNIVALI / CIMA / LABOMAR

Secretariado da APRH

Ana Carneiro, Ana Estêvão, André Cardoso, Conceição Martins

Formatação e paginação / Layout

André Cardoso

Design da capa / Cover design

Flatland Design

ISSN 1646-8872

GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA

Journal of Integrated Coastal Zone Management



Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

Volume 13, Número 4 / Volume 13, Issue 4
Dezembro 2013 / December 2013

<http://www.aprh.pt/rgci>

Corpo Editorial / Editorial Board

J. Alveirinho Dias
Editor-in-Chief
(jdias@ualg.pt)

Ulisses Miranda Azeiteiro
Assistant Editor
(ulisses@uab.pt)

Mónica Ferreira da Costa
Assistant Editor
(mfc@ufpe.br)

J. Antunes do Carmo
Deputy Editor (APRH)
(jsacarmo@dec.uc.pt)

Alice Newton
Deputy Editor (CIMA)
(anewton@ualg.pt)

Lidriana Pinheiro
Deputy Editor (LABOMAR)
(lidriana.lgco@gmail.com)

Marcus Polette
Deputy Editor (UNIVALI)
(mpolette@univali.br)

Revisão linguística (português europeu): Jorge Baptista (jorge.manuel.baptista@gmail.com)

Revisão linguística (português do Brasil): Fabíola Farias (fabiolafv@gmail.com)

Secretariado da RGCI / JICZM Secretariat

Ana Estêvão
(aestevao@aprh.pt)

André Cardoso
(acardoso@aprh.pt)

Índice / Index

Articles / Artigos

Margarida Malta João M. Oliveira Lídia Silva Fernando P. Carvalho	399	Radioactivity from Lisboa urban wastewater discharges in the Tejo River Estuary <i>Radioactividade no estuário do Tejo proveniente das descargas de águas residuais de Lisboa</i>
Luiz L. C. A. Tabajara Julio F. de Oliveira Pedro Terra Leite Rafael M. de Oliveira Ricardo A. L. Franchini Samanta C. Cristiano Miriam R. S. Claussen	409	Critérios para a Classificação e Manejo de Costa Arenosa Dominada por Ondas e com Intensa Ocupação Urbana: o caso de Imbé, RS, Brasil * <i>Classification criterion sand management of a wave-dominated sandy coast with intensive urban occupation: the Imbé Case, RS, Brazil</i>
Daniela da Silva Castiglioni Daiana da Silva-Castiglioni Paloma Joana Albuquerque de Oliveira	433	Biologia reprodutiva de <i>Ucides cordatus</i> (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) em duas áreas de manguezal do litoral sul do Estado de Pernambuco, Brasil <i>Reproductive biology of <i>Ucides cordatus</i> (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) in two mangrove areas from the south coast of state of Pernambuco, Brazil</i>
Luciana Echevarría Alberto Gómez Clara Piriz Cristina Quintas Rafael Tejera Daniel Conde	445	Capacity building for local coastal managers: a participatory approach for Integrated Coastal and Marine Zones Management in Uruguay <i>Capacitação de gestores locais para a zona costeira: metodologias participativas nas áreas marinhas e gestão costeira integrada no Uruguai</i>
K. F. Koerner U. R. Oliveira G. Gonçalves	457	Efeito de estruturas de contenção à erosão costeira sobre a linha de costa: Balneário Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil * <i>Effect of coastal erosion contention structures on the coastline: Hermenegildo Beach, Rio Grande do Sul, Brazil</i>
Pierre Angelelli Pascal Saffache	473	Some remarks on Mangroves in the Lesser Antilles * <i>Algumas reflexões sobre manguezais nas Pequenas Antilhas</i>
Ousmane Diankha Bamol Ali Sow Modou Thiaw Amadou Thierno Gaye	491	Seasonal variability of sea surface temperature, chlorophyll-a and <i>Ethmalosa fimbriata</i> abundance off the coast of Senegal <i>Variabilidade sazonal da temperatura da superfície do mar, clorofila-a e abundância de <i>Ethmalosa fimbriata</i> na Zona Costeira do Senegal</i>

<p>Sereno DuPrey Diederichsen Manoela Karam Gemael Arthur de Oliveira Hernandez Allan de Oliveira de Oliveira Marie-Laurence Paquette Andreoara Deschamps Schmidt Paula Gomes da Silva Marcelo Santos da Silva Marinez Eymael Garcia Scherer</p>	499	<p>Gestão costeira no município de Florianópolis, SC, Brasil: Um diagnóstico <i>Coastal management in the city of Florianópolis, SC, Brazil: Diagnosis</i></p>
<p>Everson Cardoso dos Santos Cláudio Luis Santos Sampaio</p>	513	<p>A Pesca Artesanal na Comunidade de Fernão Velho, Maceió (Alagoas, Brasil): de Tradicional a Marginal <i>The Artisanal Fisheries in the Community of Fernão Velho, Maceió (Alagoas, Brazil): From Traditional To Marginal</i></p>
<p>Jamel Jebali Sana Ben Khedher Marwa Sabbagh Naouel Kamel Mohamed Banni Hamadi Boussetta</p>	525	<p>Cholinesterase activity as biomarker of neurotoxicity: utility in the assessment of aquatic environment contamination <i>Atividade da colinesterase como biomarcador de neurotoxicidade: avaliação da contaminação em ambientes aquáticos</i></p>
<p>Kaline Mello Rogério Hartung Toppa Denis Moledo de Souza Abessa Mariana Castro</p>	539	<p>Dinâmica da expansão urbana na zona costeira brasileira: o caso do município de São Vicente, São Paulo, Brasil * <i>Urban expansion dynamic in the Brazilian coastal zone: the case of São Vicente city, state of São Paulo, Brazil</i></p>

Radioactivity from Lisboa urban wastewater discharges in the Tejo River Estuary *

Radioactividade no estuário do Tejo proveniente das descargas de águas residuais de Lisboa

Margarida Malta ¹, João M. Oliveira ¹, Lídia Silva ¹, Fernando P. Carvalho ^{@, 1}

ABSTRACT

Sediments, water, mussels and fish were collected monthly during a 19 month period at eight sampling stations along the North bank of the Tejo estuary (Lisboa, Portugal). Fresh samples were immediately analysed for short lived gamma emitting radionuclides. Amongst these, ¹³¹I and ^{99m}Tc were detected in most samples of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and mullets (*Liza ramada*). Spatial distribution of samples containing these radionuclides consistently indicated contamination at Alcântara and Praça do Comércio, and, on occasion, at Chelas, all sites inside the estuary. Round-the-year, generally there was no contamination at Algés, near the estuary mouth, and Beirolas, upstream by the Vasco da Gama Bridge. The estuarine areas found contaminated by radionuclides correspond to the areas receiving urban wastewater discharges from the city of Lisboa. The artificial radionuclides ¹³¹I and ^{99m}Tc are used in nuclear medicine practices and originate from hospital liquid effluent discharges into the city sewage system. Their presence near Praça do Comércio was related to the nearby discharges of a main sewer discharging untreated urban wastewater. Near Alcântara, the sewer outlet discharged treated urban wastewater from the Alcântara wastewater treatment plant and the presence of short-lived radionuclides indicated that sewage treatment and the time delay introduced before discharge of the treated effluent were not sufficient to allow for radioactive decay of those radionuclides. The highest concentration values of ¹³¹I and ^{99m}Tc determined in mussels and fish were 12±2 and 136±20 Bq kg⁻¹ wet weight (w.w.), respectively. These concentrations did not exceed the concentrations of naturally-occurring radionuclides, such as ⁴⁰K that averaged 66±13 Bq kg⁻¹ (w.w.) in mussels and 618±21 Bq kg⁻¹ (w.w.) in fish. Nevertheless, artificial radionuclides accumulated in biota increase the radiation dose received by organisms from natural radiation sources and may also increase the risk of radionuclide transfer to humans. Reduction of radioactivity in effluent discharges towards improved estuarine water and sediment quality is debated as a requirement for sustainable use of the estuary.

Keywords: Technetium-99m, Iodine-131, Cesium-137, Natural radionuclides, Radioactive contamination, Urban wastewater

RESUMO

Amostras de sedimento, água, mexilhão e peixe foram colhidos mensalmente durante um período de 19 meses em várias estações ao longo da margem norte do estuário do Tejo (Lisboa, Portugal). As amostras foram imediatamente analisadas para radionuclídeos emissores gama, em especial para os de origem artificial. Entre estes, o ¹³¹I e ^{99m}Tc foram detectados na maioria das amostras de mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) e de tainha (*Liza ramada*). A distribuição espacial das amostras contendo esses radionuclídeos indicou contaminação continuada em Alcântara e Praça do Comércio, e, nalgumas ocasiões, também em Chelas. Ao longo do ano, em geral não se detectou contaminação em Algés, na entrada do

@ - Corresponding author: carvalho@itn.pt

1 - Instituto Superior Técnico/Instituto Tecnológico e Nuclear, Universidade de Lisboa, Estrada Nacional 10, 2686-953 Sacavém, Portugal.

estuário, e em Beírolas na zona média do estuário cerca da Ponte Vasco da Gama, mas a contaminação radioactiva foi consistentemente detectada nas áreas que recebiam as descargas de águas residuais urbanas da cidade de Lisboa. Os radionuclídeos ^{131}I e $^{99\text{m}}\text{Tc}$ são utilizados em medicina nuclear e têm origem nos efluentes líquidos hospitalares descarregados no sistema de esgotos da cidade. A sua detecção junto à Praça do Comércio relacionou-se com as descargas do esgoto principal da Baixa de Lisboa que, nos anos da amostragem ainda descarregava naquela área águas residuais urbanas não tratadas. Perto de Alcântara, onde se localiza a descarga de águas residuais urbanas tratadas pela estação de tratamento (ETAR) de Alcântara, a detecção daqueles radionuclídeos indicou que o tratamento de esgotos e o atraso introduzido na descarga dos efluentes tratados não foram suficientes para permitir o decaimento radioactivo. Os valores mais elevados de concentração de ^{131}I e $^{99\text{m}}\text{Tc}$ foram 12 ± 2 e $136 \pm 20 \text{ Bq kg}^{-1}$ peso fresco (p.f.) em mexilhões e peixes, respectivamente. Essas concentrações não excederam as concentrações de radionuclídeos de origem natural, tais como o ^{40}K que em média foram de $66 \pm 13 \text{ Bq kg}^{-1}$ (p.f.) em mexilhão e $618 \pm 21 \text{ Bq kg}^{-1}$ (p.f.) no peixe. No entanto, a acumulação dos radionuclídeos artificiais nos organismos aquáticos aumenta a dose de radiação recebida por esses organismos e aumenta o risco de transferência dos radionuclídeos artificiais para os seres humanos. A redução da radioactividade nas descargas de efluentes urbanos para melhorar a qualidade radiológica da água e sedimento do estuário é debatida como condição necessária para um uso sustentável do estuário.

Palavras-chave: Tecnécio-99m, Iodo-131, Césio-137, Radionuclídeos naturais, Contaminação radioactiva, Águas urbanas residuais.

1. INTRODUCTION

In nuclear medicine, radioisotopes are used both for diagnostic and therapeutic purposes. Currently, about 20 radioisotopes are produced for use in nuclear medicine, such as iodine (^{131}I , physical half-life $T_{1/2} = 8.0$ d), technetium ($^{99\text{m}}\text{Tc}$, $T_{1/2} = 6.01$ h), chromium (^{51}Cr , $T_{1/2} = 27.7$ d), gallium (^{68}Ga , $T_{1/2} = 3.26$ d) and cobalt (^{58}Co , $T_{1/2} = 70.96$ d) (Parrington 1996). In Lisboa, several hospitals and other medical facilities daily use some of these radioisotopes imported from main international radiopharmaceutical suppliers. From this use, hospital solid waste and liquid effluents containing radioactivity are produced. Radioprotection measures are implemented in the medical facilities according to international standards, to prevent or reduce the irradiation and contamination of the staff and facilities. Those measures include procedures for solid waste segregation and safe disposal, and procedures for liquid waste management including special bathrooms for patients under treatment with radiopharmaceuticals.

The radioactive liquid effluents produced at the medical facilities (from patient bathrooms and laboratory sinks) may contain relatively high levels of radioactivity depending on the clinical specialities in the facilities, amount of radioisotopes applied, and number of patients treated. The discharge of radioactive liquid effluents from medical facilities to the environment has been a matter of some concern and investigation in several large European cities leading to enforcement of regulations and inspections to control better radioactive discharges (Mundschenk, 1996; Barquero *et al.*, 2008; Bergman *et al.*, 2008; Fischer *et al.*, 2009; Krawczyk *et al.*, 2013). In the case of coastal discharges through marine outfalls the environmental radioactivity enhancement has also been assessed in some areas with a view to protection of fisheries and human consumers against contamination and to the protection of non-human biota against radiation (Carolan *et al.*, 2011). Often, environmental radioactivity surveys of such areas are carried out to check compliance with radiation dose limits to members of the public (EU, 1996).

In Lisboa, some hospitals are equipped with tanks for temporary storage of radioactive liquid effluents in order to allow for radioactive decay before release into the city sewage

system. Nonetheless, not every medical facility performs radioactivity analysis of the effluents and keeps records of radionuclide composition and amounts of radioactivity released into the Lisboa sewage system. Besides, patients can go home and use the ordinary sewage collection and treatment works from there. After collection in the sewers system, urban wastewaters are mostly treated. Treated wastewaters plus still untreated urban wastewater from some city areas were discharged through several sewer outlets into the Tejo estuary in the years of the sampling (Figueira and Monteiro 2001; Carvalho *et al.* 2002).

To assess the radioactivity levels in the Tejo estuary resulting from the sewage discharges from Lisboa, an assessment experiment was established in collaboration with the Lisboa municipal administration. Sampling took place in 2004-2005, and was based upon the use of estuarine aquatic compartments (biotic and abiotic) as indicators of contamination along the north bank.

2. MATERIALS AND METHODS

Sampling

Monthly sampling was carried out during a 19-month period, from June 2004 to December 2005, with the help of the Lisboa Fire Brigade. Sampling stations were selected along the shore, from Algés near the maritime traffic control tower at the sea entrance of the estuary, to the mid estuary near Sacavém in front of the Nuclear and Technological Institute (ITN). Most stations were located between the 25th April and the Vasco da Gama bridges. Locations were selected near the main urban wastewater discharges (sewer outlets) and in between them in places with walls or piers with intertidal mussel beds (Figure 1).

Water, bottom sediment, mussels (*Mytillus galloprovincialis*), and mullets (*Liza ramada*) were sampled at low tide. Both species were selected for monitoring because they are common biota of the Tejo estuary. Mussels are sessile bivalves eating upon suspended particulate matter that they filter from water, thus integrating and averaging contamination levels at the same place, while mullets are pelagic fish swimming up and down the estuary and are opportunistic feeders. Surface water samples were collected at about 3-5 m from the shoreline, where water depth

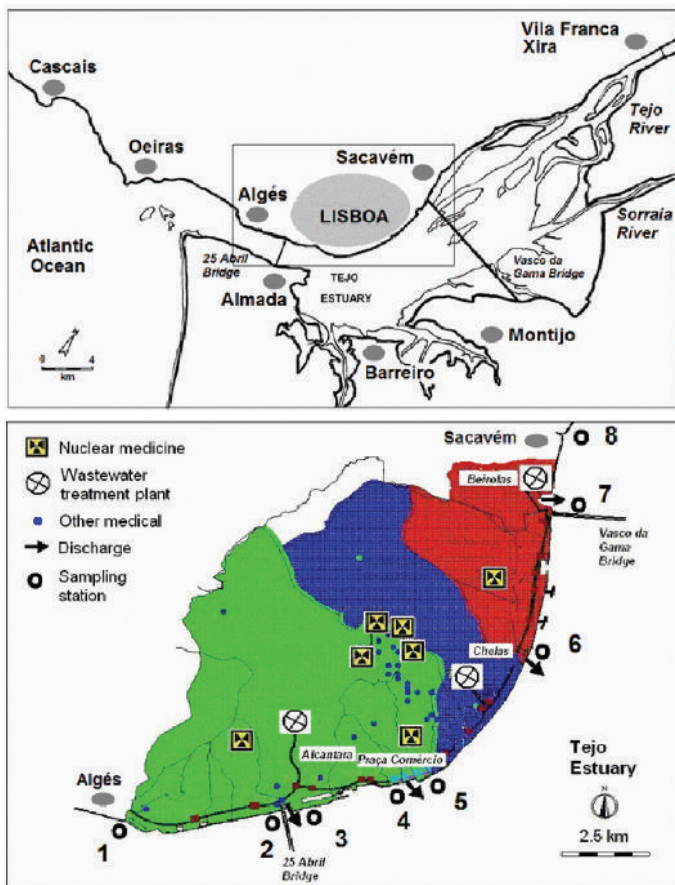


Figure 1. TOP: Tejo River estuary; the rectangle from Algés to Sacavém encompasses Lisboa and indicates the area of this study. BOTTOM: blow up of the area indicated above with a rectangle. Sampling stations are numbered from 1 to 8; in Lisboa city the coloured areas indicate the sewage collection zones and their respective wastewater treatment plants; main wastewater discharges from Lisboa sewerage system into the estuary are indicated with arrows.

Figura 1. CIMA: estuário do Rio Tejo; o retângulo de Algés a Sacavém inclui Lisboa e indica a área deste estudo. EM BAIXO: ampliação da área indicada acima com um retângulo. As estações de amostragem são numeradas de 1 a 8; na cidade de Lisboa as áreas coloridas indicam as zonas de recolha de águas residuais urbanas e respectivas estações de tratamento; as setas indicam as principais descargas de águas residuais do sistema de esgotos de Lisboa para o estuário.

may vary from 2 to 5 meters, directly into polyethylene cans, using a nylon net filter (300 μm mesh) to avoid large particles. Sub tidal sediment samples were collected at the same locations, using a bulk sediment sampler operated from the boat and collecting the top 10 cm sediment layer. Mussels were collected always at the same beds. Mulletts were collected with a cast net. Typical size of samples collected was 2-4 litres of sediment, 10 litres of water, 3 kg of mussels and 12 specimens of adult mulletts. Samples were conditioned in plastic containers, identified, and transported in ice chests to the laboratory for immediate processing and radiometric analysis. Not every month all desired sample types could be collected due to occasional adverse weather and tide conditions in the estuary, but the rate of successful sampling was high (>90%).

Radioactivity analysis

Analyses of two types were performed. One, was immediately performed by gamma spectrometry in order to allow for measuring the short-lived gamma emitting radionuclides used in nuclear medicine; the other was performed on oven-dry (60°C) and homogenized sample materials, and included alpha and gamma spectrometry for determining naturally occurring radionuclides with longer physical half-lives ($T_{1/2}$). Immediate gamma radiation measurements were performed on fresh material (*in toto*) placed in 1.0 L capacity Marinelli beakers on HpGe solid state detectors (Canberra). Gamma spectra were acquired for 1 hour and radionuclides identified and quantified using the software package Génie2000 (Canberra). These measurements allowed the determination of radionuclides such as ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$.

For deferred analyses, animal samples were treated by dissecting and separating fresh tissues from shells in the case of mussels (*Mytilus galloprovincialis*), and separating muscle, liver, and gonads in the case of mulletts (*Liza ramada*). Following oven drying and homogenization, sample aliquots were taken for gamma ray measurement using long counting times (24 h) for quantification of ^{40}K and ^{137}Cs . Separate aliquots were used for complete dissolution with HCl and HNO_3 acids followed by radiochemical separation and analysis of ^{210}Po and ^{210}Pb by alpha spectrometry. Briefly, ^{210}Po was analyzed after addition of an internal isotopic tracer (^{209}Po) to the sample, and ^{210}Pb was determined after in-growth of ^{210}Po from the parent radionuclide ^{210}Pb and second ^{210}Po plating on a silver disc (Carvalho 1995; Carvalho *et al.*, 2010). Alpha radioactivity measurements of the alpha radiation emitted by the silver discs were performed with ion implanted silicon detectors and alpha spectrometers OctetePlus (ORTEC EG&G) for determination of polonium-210 and lead-210.

A rigorous analytical quality control was maintained through the analysis of certified reference materials using the same methods and through participation in interlaboratory comparison exercises (Pham *et al.* 2006; Povinec *et al.*, 2007). Results are expressed in Bq kg^{-1} wet weight (w.w.) for mussels and fish, Bq kg^{-1} dry weight (d.w.) for sediment, and in Bq L^{-1} for water, unless stated otherwise.

The global assessment of radionuclide concentrations in several environmental compartments was made averaging all results per radionuclide and per sample type (Table 1). For computation of the mean concentration for each radionuclide, samples with radionuclide concentrations below the lower limit of detection were ascribed a value of zero and used in the mean computation.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Gamma spectrometry analyses of fresh materials (biotic and abiotic) consistently allowed the identification and quantification of several artificial and natural radionuclides (Figure 2). The spectrograms show the gamma peaks of ^{131}I , and $^{99\text{m}}\text{Tc}$, short-lived gamma emitting radioisotopes used in nuclear medicine. ^{137}Cs (artificial radionuclide from fallout of nuclear weapon tests and nuclear accidents) and ^{40}K (naturally-occurring radionuclide) were detected as well. Long lived artificial gamma emitting radionuclides other than ^{137}Cs generally were not detected in sediments.

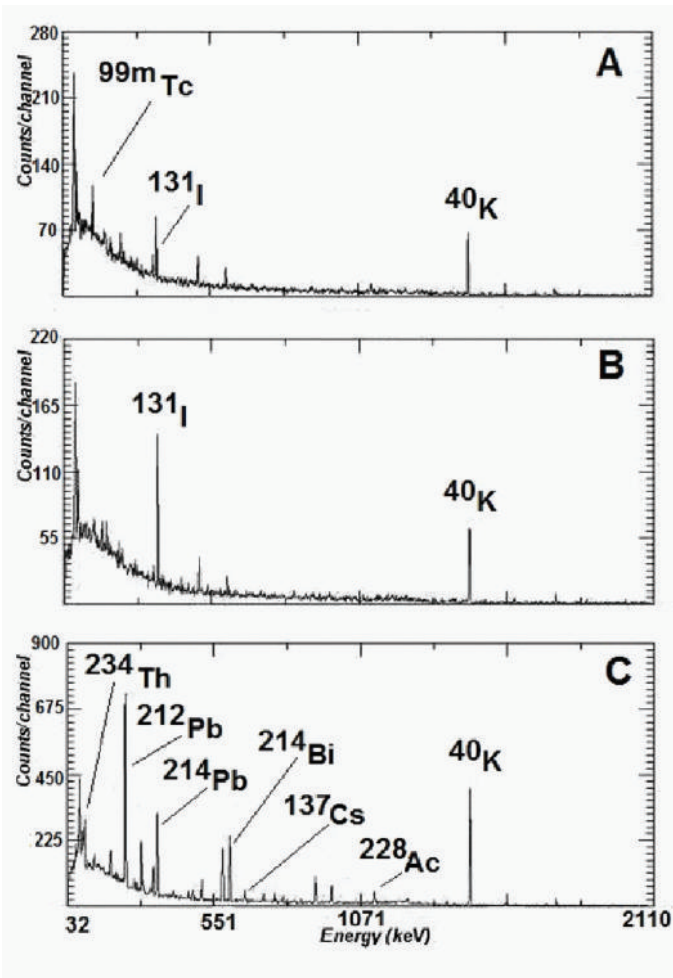


Figure 2. Examples of gamma spectra of estuarine samples: A, Water; B, Mussels; C, Sediment. The peaks of main radionuclides are identified. Radionuclides of anthropogenic origin are ^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ and ^{137}Cs . All other gamma-ray peaks correspond to naturally-occurring radionuclides.

Figura 2. Exemplo de espectros de radiação gama de amostras do estuário do Tejo: A, água; B mexilhões; C, sedimento. São identificados os picos principais de radionuclídeos emissores de radiação gama. Os radionuclídeos de origem antropogénica são o ^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ and ^{137}Cs . Os restantes picos correspondem a radionuclídeos de origem natural.

Artificial gamma emitting radioisotopes used in nuclear medicine were found in variable concentrations both in time and space. In all sampling stations, the two artificial radionuclides more consistently found were ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$. Station 3 (Alcântara Mar dock), station 4 (Praça do Comércio wharf), and station 6 (Chelas dock) were the locations displaying more frequently positive results in more sample types (Figure 3). Samples from other stations showed fewer cases of artificial radioactivity presence and in fewer types of environmental samples.

Round-the-year, samples from Alcântara Mar dock (station 3) showed the presence of ^{131}I , particularly in mussels. $^{99\text{m}}\text{Tc}$ was also often detected but generally in concentrations lower than those of ^{131}I . Samples from Praça do Comércio (station 4) also showed ^{131}I contamination, but less often than in

Alcântara. These two sampling stations were located closer to urban wastewater discharges. During the years of sampling at Alcântara Mar dock, a sewer outlet discharging treated urban wastewater from Alcântara wastewater treatment plant, and at Praça do Comércio a sewer outlet discharging untreated urban wastewaters, were fully operational (Figure 1).

^{131}I ($T_{1/2} = 8.0$ d) has a longer half-life than $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ($T_{1/2} = 6.01$ h), which allows longer-lasting transport by tidal currents from the discharge points a few km along the shore either upstream or downstream. This was shown by positive radioactivity results from Algés to Beirolas, although radionuclide concentrations displayed decreasing frequency and decreasing concentration values from the stations at Alcântara and Praça do Comércio to both ends of the city area (Figures 1 and 3). At station 8, near Sacavém, no biota samples were available and only water and sediments could be analysed. $^{99\text{m}}\text{Tc}$ was the only radionuclide of artificial origin detected there, and in low concentrations.

Concentrations of ^{131}I in sediments were in average lower than those of technetium, which is in line with known K_d sediment-water partitioning coefficients ($K_d = \text{Bq kg}^{-1}$ in sediment dry weight/ Bq L^{-1} in water) reported in literature: K_d values are of about 70 for iodine and 10^2 - 10^3 for technetium in the marine environment (IAEA, 2004). Cesium-137 was rarely detected and always in low concentrations in sediments; furthermore it would be very difficult to measure ^{137}Cs in small volume water samples due to high sorption onto sediments of this radionuclide, with K_d values of 10^4 - 10^5 (IAEA, 2004).

At the same sampling station radionuclide concentrations showed wide variations over time, reflecting also the fluctuation of radioactivity in wastewater discharges (Figure 4). Mussels were the environmental compartment that showed the highest number of positive results (*i.e.*, displaying radionuclide concentrations above detection limit and quantifiable) for artificial radioactive contamination. Practically, in most stations there were always mussels contaminated with ^{131}I , and often with $^{99\text{m}}\text{Tc}$ also. This is due to the filter-feeding activity of these molluscs that filter large water volumes to feed upon suspended organic particles. It is interesting to notice that the mussels concentrated $^{99\text{m}}\text{Tc}$ from contaminated water to values sometimes much higher than those determined in mussels (Figure 4).

Radioactive iodine and technetium are present also in waste discharges from nuclear fuel reprocessing plants in UK and France into the marine environment, and have been subject to research and environmental surveys (Keogh and al., 2007; Smith et al., 2001). For example, $^{99\text{m}}\text{Tc}$ from these waste discharges was consistently measured over several years along the East coast of Ireland in concentrations from 19-45 mBq/L in seawater. Seaweeds accumulate technetium to high concentrations with concentration factors relative to water of about 1.2×10^5 on dry weight (d.w.) basis ($\text{CF} = \text{Bq kg}^{-1}$ d.w. seaweed/ Bq L^{-1} filtered sea water), while the concentration factor on a wet weight basis for the edible part of mussels was from about 500 to near 1000, and for fish muscle was around 12 (Smith et al., 2001). While these isotopes measured in the Irish sea are inorganic forms of Tc and I, the radioisotopes in samples from the Tejo estuary are most likely still bound to the radiopharmaceutical organic molecules. This organic

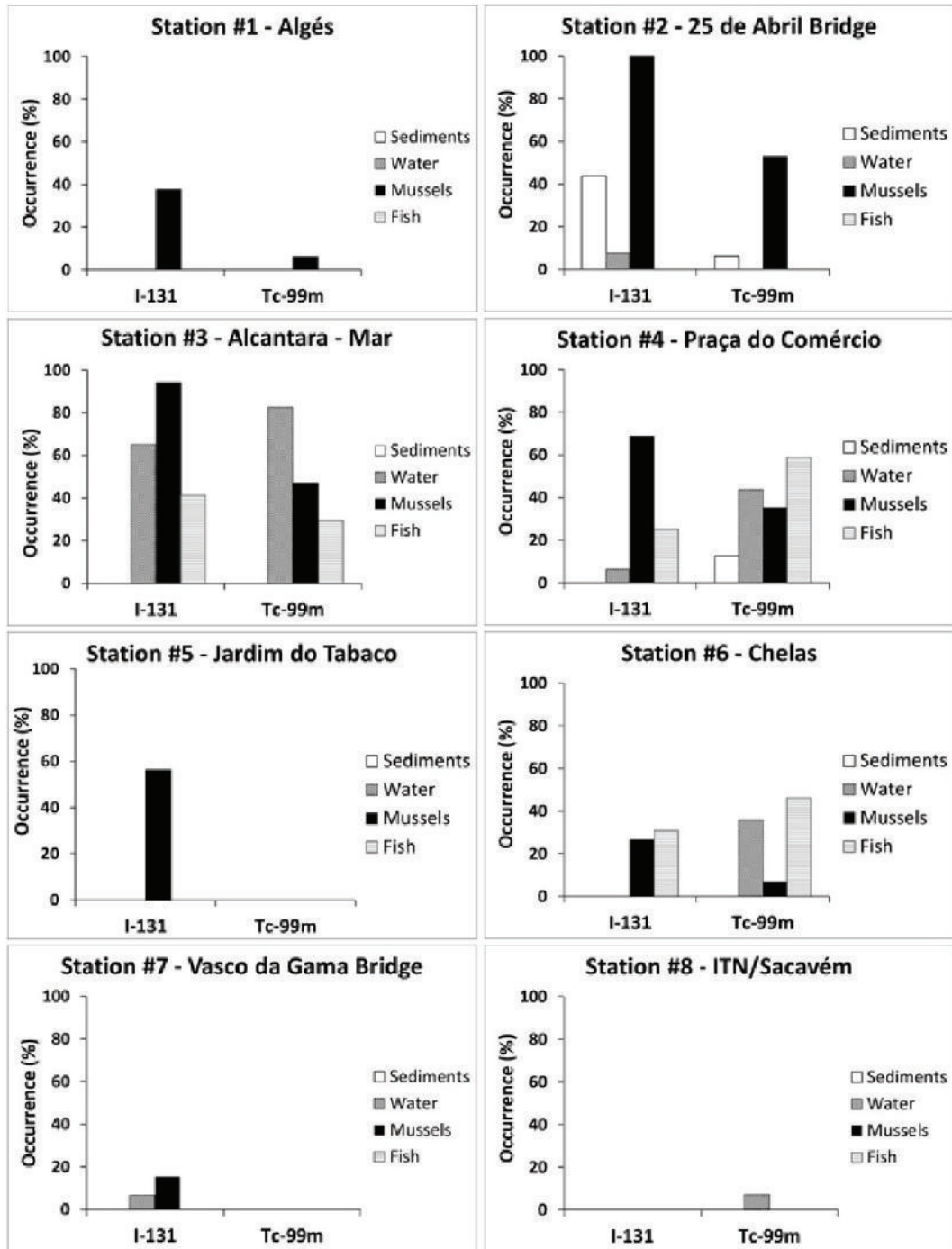


Figure 3. Frequency of occurrence (%) of artificial radioisotopes in estuarine samples for each sampling station in the Tejo estuary during the 19-month survey period (2004-2005).

Figura 3. Frequência de ocorrência (%) de radioisótopos artificiais em amostras do estuário em cada estação de amostragem no estuário do Tejo durante o período de 19 meses do estudo (2004-2005).

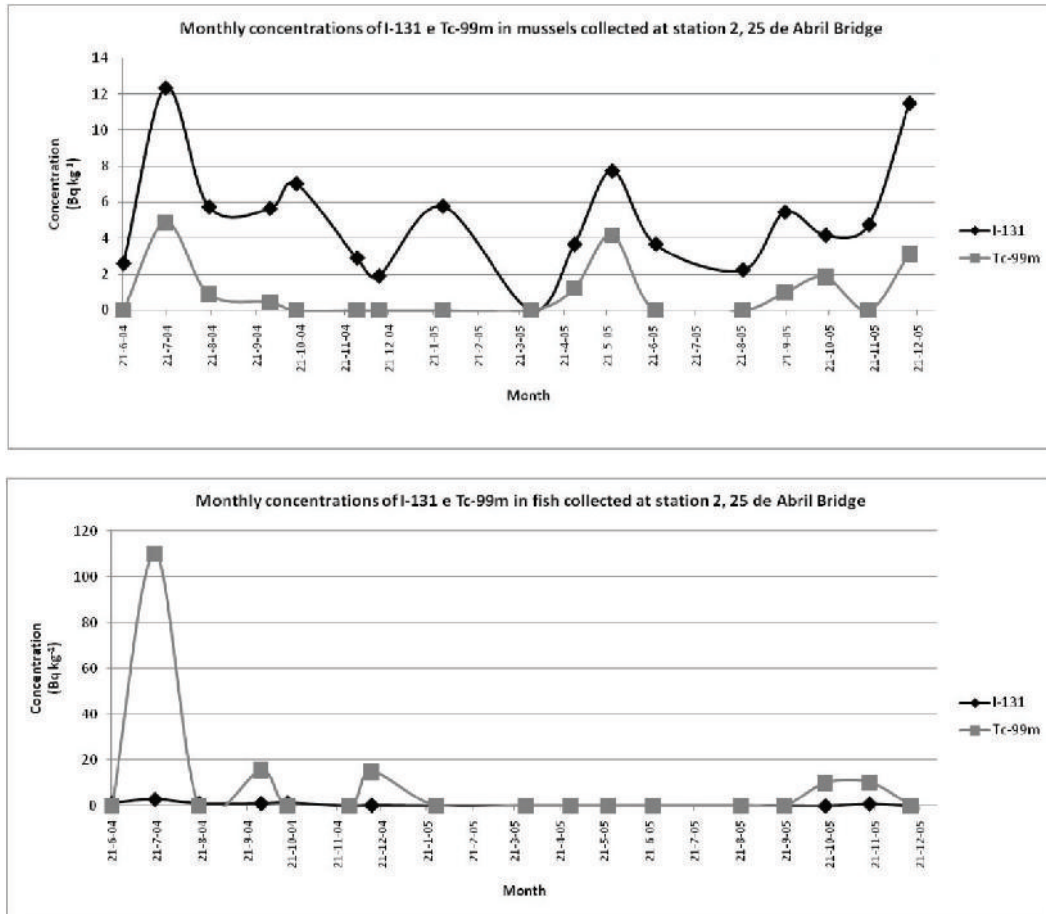


Figure 4. Concentrations of ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (Bq kg^{-1} , in toto) in mussels and fish collected at the sampling station 2 (25 April Bridge) during this survey.

Figura 4. Concentrações de ^{131}I e $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (Bq kg^{-1} , in toto) no mexilhão e peixe colhidos na estação 2 (Ponte 25 de Abril) durante o período deste estudo.

binding might contribute to a much higher accumulation in mullet than in mussels, *i.e.*, the reverse than observations made in Irish Sea on the bioaccumulation of inorganic technetium and iodine. This observation indicates that bioaccumulation of radiopharmaceutical residues by aquatic biota and food chain transfer in the estuarine environment might be different than bioaccumulation of inorganic forms of the same radioelements. Most likely, current knowledge obtained with studies on the environmental behaviour of inorganic I and Tc does not apply to residues of radiopharmaceuticals labelled with these radionuclides. These aspects need further investigation.

Po-210 concentrations determined in mussels' soft tissues and in tissues of the mullets *Liza ramada* were not identical (Figure 5). Instead, they varied with the tissue and between species, as expected. The fish muscle displayed the lowest concentrations measured in fish tissues, which for fish file consumers reduces the transfer of radionuclides, although consumption of other organs such as gonad would transfer much higher activity. It must be said that concentrations determined for naturally-occurring radionuclides, such as ^{210}Po , ^{210}Pb and ^{40}K in biota from the north bank of the Tejo estuary are comparable to values reported in similar species

from non-contaminated areas (Cherry 1974; Carvalho 1995; Dahlgard 1996). This indicates that in the Lisboa area there is no significant enhancement of these radionuclide concentrations above normal background values, as opposed to observations made at the south bank around Barreiro peninsula due to discharge of industrial wastes (Carvalho et al., 2013).

The mean and range of radionuclide concentrations measured in estuarine samples throughout the sampling period, including artificial and main naturally-occurring radionuclides, is shown in Table 1. These radionuclides have different sources. The naturally-occurring radionuclides in mussels and fish tissues did not originate particularly in the urban wastewater discharges. Actually, ^{210}Po originates in the radioactive decay of uranium series radionuclides, which are ubiquitous in nature. In mussels and fish the concentrations of natural ^{210}Po and ^{210}Pb varied over the months, most likely under the effect of the organism physiological conditions. Indeed, it was recently shown in mussels that animal size and accumulation/expenditure of fat are parameters that explain the fluctuation of ^{210}Po concentrations in mussels throughout the seasons of the year (Carvalho et al, 2010). The artificial radionuclides ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$ displayed average concentrations

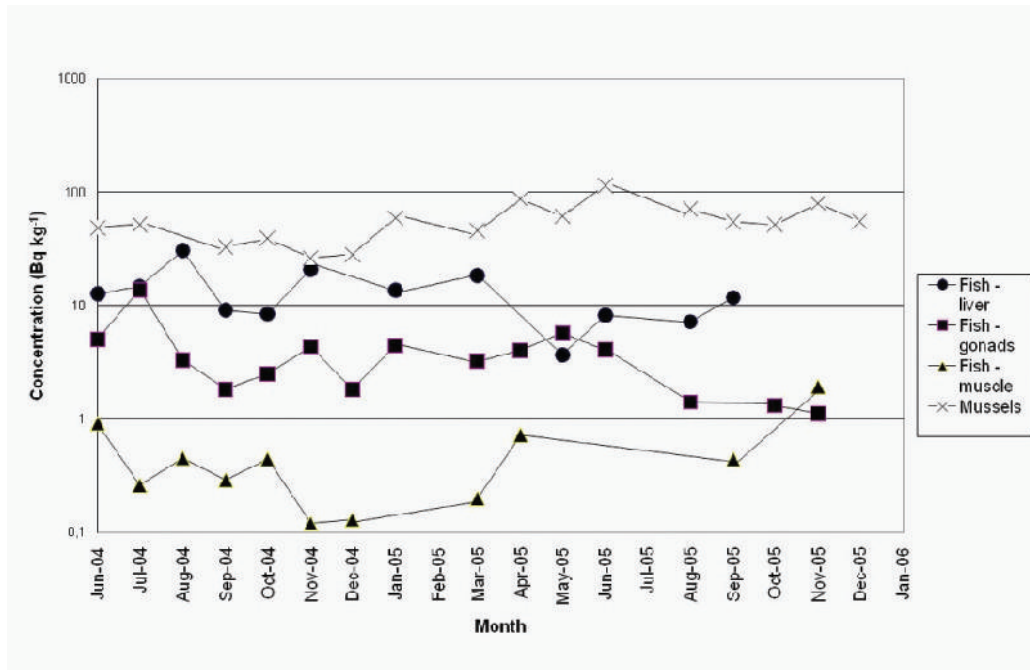


Figure 5. Polonium-210 concentrations (Bq kg^{-1} wet weight) in mussels' soft tissues and fish tissues collected at the sampling station 1 (Algés).

Figura 5. Concentrações de polónio-210 (Bq kg^{-1} peso fresco) nos tecidos moles de mexilhões e tecidos de peixes colhidos na estação 1 (Algés).

lower than those of the naturally occurring radionuclides for the entire data set. Notwithstanding, one should keep in mind that concentrations of natural radionuclides are nearly the same in most areas of the estuary while concentrations of artificial radionuclides range from zero in some areas to high values near the sewers discharges (Carvalho et. al, 2013).

Absorbed radiation doses due to these natural and artificial radionuclides in mussels and in whole body mullets were computed for the maximum concentrations measured, as reported in Table 1 (Pröhl 2003). It may be noticed that in spite of the absorbed radiation dose imparted to aquatic biota by artificial radionuclides, the main contribution to the overall absorbed dose is still originated by the naturally-occurring radionuclides. Amongst these, ^{210}Po gave the main contribution (95.5%) to the total absorbed dose in mussels while ^{40}K gave the main contribution (73%) in fish (Figure 6). Therefore, despite adding radiation dose to the aquatic organisms and to eventual human consumers of aquatic biota, the contribution of radioisotopes from hospital releases did not represent much in comparison with the radiation dose from naturally occurring radionuclides present in the estuarine environment. Notwithstanding, as discharges fluctuated widely throughout the year the contribution of artificial radionuclides to the radiation dose may also vary over time.

4. CONCLUSIONS

In the Lisboa area, the Tejo estuary received urban wastewater discharges that carried artificial radioisotopes originated in medical facilities. Besides the risk of radiation

exposure of workers of the city sewerage system and wastewater treatment plants, there is also the potential for exposure of members of the public to radioisotopes present in discharges into the estuary. Those radioisotopes were short lived and the temporary storage of contaminated effluents in tanks prior to the discharge should be sufficient to allow for radioactive decay. Nevertheless, there are either facilities without interim storage radioactive effluents or this interim storage was too short and, once released, a rapid transit from the medical facilities to the estuary (a few hours at the maximum) occurred in a systematic manner and allowed the round-the-year detection of ^{131}I and $^{99\text{m}}\text{Tc}$, in estuarine water, sediment, mussels, and fish.

The highest radionuclide concentrations were consistently measured near Alcântara and Praça do Comércio where two major sewers drained the urban wastewater discharges into the estuary. Discharges at these sites were of treated and untreated wastewaters, respectively. Results for Alcântara indicate that radionuclides from hospital effluents were not removed in the Alcântara wastewater treatment plant, as could be expected because waste water treatment plants are designed to treat nutrient organic loads and pathogens. Dispersal of sewage discharges by the river flow and tidal currents allowed for transport of radioisotopes up and down along the North bank and accumulation of ^{131}I by mussels in all sampling stations from Algés (estuary mouth) to Beirolas (mid estuary). Fish accumulated radionuclides, $^{99\text{m}}\text{Tc}$ in particular, but fish mobility renders less obvious than the sessile mussels the exact place of radionuclide uptake. Notwithstanding, $^{99\text{m}}\text{Tc}$ was consistently detected in water, mussels and fish in the stations of Alcântara, Praça

Table 1. Concentrations of artificial radionuclides and main naturally-occurring radionuclides (^{210}Po , ^{210}Pb and ^{40}K) measured in samples of the Tejo estuary. Mean of all data per radionuclide (n values) and range observed during the 19-month survey period.**Tabela 1.** Concentrações dos radionuclídeos artificiais e dos principais radionuclídeos naturais (^{210}Po , ^{210}Pb and ^{40}K) determinados em amostras do estuário do Tejo. Média e gama de todos os dados por radionuclídeo (n valores) determinados durante o período de monitorização de 19 meses.

Radionuclide		Sediments (Bq kg ⁻¹ ww)	Unfiltered water (Bq L ⁻¹)	Mussels (<i>in toto</i>) (Bq kg ⁻¹ ww)	Fish (<i>in toto</i>) (Bq kg ⁻¹ ww)		
^{131}I	n	88	120	110	47		
	mean	0.47	0.56	1.79	0.3		
	maximum	0.82±0.1	10±2	12±2	2.9 ±0.4		
	minimum	< 0.3	< 0.31	< 0.27	< 0.27		
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	n	88	120	110	47		
	mean	0.76	0.62	0.56	11.6		
	maximum	1.6±0.3	13±2	9±1	136±20		
	minimum	< 0.3	< 0.27	< 0.28	< 0.31		
^{137}Cs	n	6	6	6	1		
	mean	1.6±0.2	< 0.35	0.1±0.03	< 1.9		
	maximum	1.8±0.2	-	-	-		
	minimum	1.3±0.2	-	-	-		
^{40}K	n	5	6	6	1		
	mean	328±53	20±5	35±18	618±21		
	maximum	429±10	27±5	66±13	-		
	minimum	283±10	14±2	18±5	-		
				Mussels (soft tissues) (Bq kg ⁻¹ ww)	Fish (Bq kg ⁻¹ ww)		
					Liver	Gonads	Muscle
^{210}Po	n	-	-	16	14	14	11
	mean	-	-	56±23	13±7	3.8±3.1	0.53±0.52
	maximum	-	-	114±5	30±2	14±0.5	1.9±0.1
	minimum	-	-	26 ±1	3.66±0.19	1.1±0.1	0.12±0.01
^{210}Pb	n	-	-	16	14	14	11
	mean	-	-	1.09±0.56	1.39±0.87	0.32±0.34	0.10±0.09
	maximum	-	-	2.18±0.22	3.46±0.38	1.43±0.17	0.33±0.03
	minimum	-	-	0.39±0.03	0.33±0.04	0.07±0.01	0.03±0.002

<x, lower than the detection limit x, which value is indicated in each case.

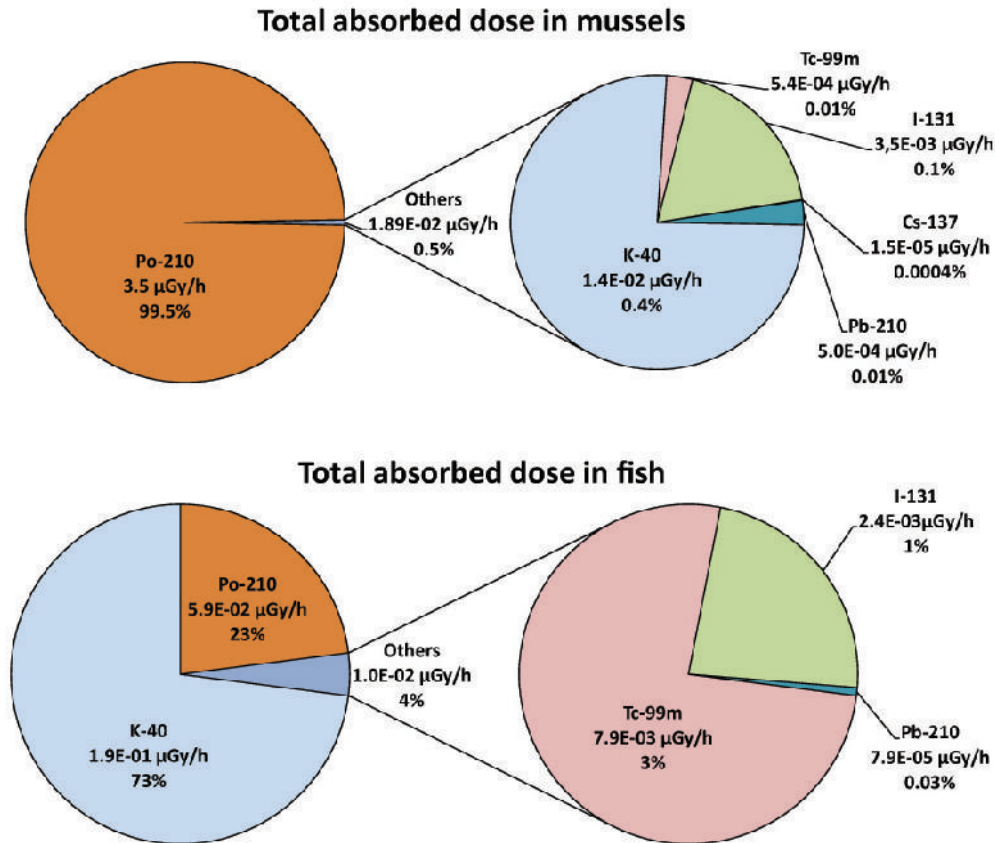


Figure 6. Total absorbed radiation dose from the main radionuclides measured in the tissues of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and mullets (*Liza ramada*) of the Tejo estuary.

Figura 6. Dose de radiação absorvida total dos principais radionuclídeos determinados nos tecidos de mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*) e tainha (*Liza ramada*) do estuário do Tejo.

do Comércio and Chelas. Therefore, suitable measures to better control radioactivity in hospital effluents and in urban wastewater discharge are desirable in order to abate contaminants in the estuarine environment.

Recent improvements in the sewage system of Lisboa and in the Alcântara wastewater treatment plant aiming at the full treatment of urban wastewaters may have modified the pattern of waste discharges and contaminant distribution in the estuary described herein, and improved the quality of wastewater discharges. Nevertheless, this potential improvement was not checked for radioactivity as yet. Furthermore, it is likely that other discharges of radioisotopes from medical facilities exist around the estuary and the assessment of radioactive contamination of the estuary presented here probably is not complete. In addition, the use of radioisotopes in medicine and the number of treatments dispensed increase every year and new hospitals have been recently built in the Lisboa area and in other cities around the Tejo estuary and in its catchment area.

As professional fisheries along with sport fishing and leisure activities take place in the Tejo estuary, the implementation of a regular programme for radioactivity monitoring in the estuary seems much needed to keep under review the radioactivity levels and to assess and update the radiological

risk assessment to members of the public. Results from radioactivity monitoring may provide also useful feedback to better control effluent discharges and to improve radioactive waste management.

ACKNOWLEDGEMENTS

Are due to the Department of Environment and to the Lisboa Fire Department (Câmara Municipal de Lisboa) for the support and excellent collaboration with the sampling programme.

REFERENCES

- Barquero, R.; Agulla, M.M.; Ruiz, A. (2008) – Liquid discharges from the use of radionuclides in medicine (diagnosis). *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(10):1535-1538. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.12.009
- Bergman, S.S.; Cruz, I.; Avila, R.; Hasselblad, S. (2008) – A new approach to assessment and management of the impact from medical liquid radioactive waste. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(10):1572-1577. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.12.005
- Carolan, J.V.; Hughes, C.E.; Hoffmann, E.L. (2011) – Dose assessment for marine biota and humans from discharges

- of ^{131}I to the marine environment and uptake by algae in Sydney, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(10):953-963. DOI:10.1016/j.jenvrad.2009.10.002
- Carvalho, F.P. (1995) – ^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: the contribution of seafood. *Health Physics*, 69(4):469-480. DOI: 10.1097/00004032-199510000-00004
- Carvalho, F.P.; Oliveira, J.M.; Alberto, G.; Batlle, J.V. (2010) – Factors affecting ^{210}Po and ^{210}Pb concentration in mussels and implications for bio monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10):1734-1742. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.025
- Carvalho, F.P.; Oliveira, J.M.; Gouveia, J.G.; Figueira, I.; Monteiro, P. (2002) – Radioatividade de origem artificial no estuário do Tejo na área ribeirinha do Município de Lisboa. *Actas do 10º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, Universidade do Minho, Braga, Portugal. Relatório ITN/DPRSN, Série A, nº 23/2002, Lisboa, Portugal. <http://www.itn.pt/docum/relat/radiolog/rel-radiol-artif-tejo2002.pdf>
- Carvalho, F. P.; Oliveira, J.M.; Silva, L.; Malta, M. (2013) – *Radioactivity of anthropogenic origin in the Tejo Estuary and need for improved waste management and environmental monitoring*. *International Journal of Environmental Studies*, DOI:10.1080/00207233.2013.845714.
- Cherry, R.D.; Shannon, L.V. (1974) – Alpha Radioactivity of marine organisms. *Atomic Energy Review*, 12(1):3-45. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/4598725>
- Dahlgaard, H. (1996) – Polonium-210 in mussels and fish from the Baltic-North sea estuary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 32(1-2):91-96. DOI: 10.1016/0265-931X(95)00081-K
- EU (1996) – *Directive 96/29/EURATOM*, Council Directive of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the health protection of the general public and workers against the dangers of ionizing radiation. http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radioprotection/doc/legislation/9629_en.pdf
- Figueira, I.; Monteiro, P. (2001) - *Implicações das descargas de águas residuais hospitalares nos sistemas de saneamento*. Acções de Sensibilização Ambiental em Águas Residuais Hospitalares, Direcção Geral de Infraestruturas e Equipamentos de Saúde, Ministério da Saúde, Lisboa, Coimbra, Porto, Portugal. Unpublished.
- Fischer, H. W.; Ulbrich, S.; Pittauerová, D.; Hettwig, B. (2009) – Medical radioisotopes in the environment - following the pathway from patient to river sediment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100:1079-1085. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2009.05.002
- IAEA (2004)- Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. *Technical Reports Series* No. 422. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS422_web.pdf
- Keogh S.M., Aldahan A., Possnert G., Finegan P., Leon Vintró L., Mitchell P.I. (2007) - Trends in the spatial and temporal distribution of ^{129}I and ^{99}Tc in coastal waters surrounding Ireland using *Fucus vesiculosus* as a bio-indicator. *Journal of Environmental Radioactivity*, 95(1):23-38. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.01.009
- Krawczyk E., Piñero-García F., Ferro-García M.A. (2013) - Discharges of nuclear medicine radioisotopes in Spanish hospitals. *Journal of Environmental Radioactivity*, 116:93-98. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2012.08.011
- Mundschenk, H. (1996) – Occurrence and Behaviour of Radionuclides in the Moselle River - Part I: Entry of Natural and Artificial Radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30(3):199-213. DOI: 10.1016/0265-931X(95)00009-Y
- Parrington, J.R.; Knox, H.D.; Breneman, S.L.; Baum, E.M.; Feiner, F. (1996) – *Nuclides and Isotopes*. 64p., Fifteenth Edition, General Electric Nuclear Energy. ISBN: 978-0002988704
- Pham, M.K.; Sanchez-Cabeza, J.A.; Povinec, P.P.; Arnold, D.; Benmansour, M.; Bojanowski, R.; Carvalho, F.P.; Kim, C.K.; Esposito, M.; Gastaud, J.; Gascó, C.L.; Ham, G.J.; Hegde, A.G.; Holm, E.; Jaskierowicz, D.; Kanisch, G.; Llauro, M.; La Rosa, J.; Lee, S.-H.; Liong Wee Kwong, L.; Le Petit, G.; Maruo, Y.; Nielsen, S.P.; Oh, J.-S.; Oregioni, B.; Palomares, J.; Pettersson, H.B.L.; Rulik, P.; Ryan, T.P.; Sato, K.; Schikowski, J.; Skwarzec, B.; Smedley, P.A.; Tarján, S.; Vajda, N.; Wyse, E. (2006) – Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea). *Applied Radiation and Isotopes*, 64(10-11):1253-1259. DOI: 10.1016/j.apradiso.2006.02.032
- Povinec, P.P.; Pham, M.; Barci-Funel, G.; Bojanowski, R.; Boshkova, T.; Burnett, W.; Carvalho, F.P.; et al. (2007) – Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273(2):383-393. DOI: 10.1007/s10967-007-6898-4
- Pröhl, G. (2003) – *Dosimetric models and data for assessing radiation exposures to biota*. FASSET Deliverable 3 Report for the EC 5th Framework Programme Contract FIGE – CT – 2000 – 00102. Disponível em: https://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115802176/fasset_d3.pdf?version=1&modificationDate=1263905014000
- Smith V., Fegan M., Pollard D., Long S., Hayden E., Ryan T.P. (2001) - *Technetium-99 in the Irish marine environment*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 56:269-284. [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00209-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00209-5)

CrITÉRIOS para a Classificação e Manejo de Costa Arenosa Dominada por Ondas e com Intensa Ocupação Urbana: o caso de Imbé, RS, Brasil *

Classification criterion sand management of a wave-dominated sandy coast with intensive urban occupation: the Imbé Case, RS, Brazil

Luiz L. C. A. Tabajara ¹, Julio F. de Oliveira ^{@,2}, Pedro Terra Leite ³, Rafael M. de Oliveira ², Ricardo A. L. Franchini ², Samanta C. Cristiano ², Miriam R. S. Claussen ⁴

RESUMO

A necessidade do município de Imbé (RS) de elaborar o seu Plano de Manejo de Dunas ensejou a construção deste método para o gerenciamento costeiro ativo de setores da costa. Entre dezembro de 2011 e março de 2012, o estudo diagnóstico se apropriou de técnicas clássicas da morfodinâmica praias, dinâmica sedimentar, morfologia e ecologia das dunas, complementadas com a obtenção de uma matriz de dados ambientais e de padrões urbanísticos (*checklist*) para definição de índices de vulnerabilidades (IVR). Inicialmente, quatro setores costeiros com características similares foram identificados, a saber: Setor sul (a)- costa urbanizada sem dunas; Setor sul (b)- costa em erosão por ondas e sangradouros; Setor central- costa estável a progradante; Setor norte- costa em erosão gradual. A análise por agrupamento da matriz de dados permitiu classificar cinco grandes grupos, entre os quais dois grupos prioritários ao manejo, segundo o comportamento das variáveis empregadas na taxação da lista de controle. As associações tendem a se formar entre trechos adjacentes o que facilita a proposição das soluções de manejo em larga escala espacial. O risco de erosão aumentou para o norte do município em razão do avanço da urbanização e de uma estrada litorânea sobre as dunas, coincidente com a diminuição da largura e dos estoques de areia da praia subaérea associada ao campo de dunas transgressivas de Imara.

Palavras chaves: vulnerabilidade de dunas, perfis morfoecológicos, manejo de dunas

ABSTRACT

The north coast of the state of Rio Grande do Sul (Brazil) has been suffering a continuing process of human occupation in the last decades due to the expansion of tourism and second-residences. The need of the municipality of Imbé (Rio Grande do Sul – RS) to elaborate the Plan of Dune Management led to the construction of a method for managing coastal assessment to priority sectors. The diagnosis is a first step to the planning of the whole coast of the municipality, which uses criteria of environmental analysis and human occupation, seeking the division into

@ - Corresponding author

1 - Seagrass Gerenciamento Costeiro e Aquacultura Ltda, Av. João Wallig, 687 / 404F Passo D'Areia Porto Alegre, RS, CEP 91340-000, Brasil. e-mail: luiztabaja@hotmail.com

2 - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geociências, Av. Bento Gonçalves, 9500, Caixa Postal 15001, Porto Alegre, CEP 91501.970, RS., Brasil. e-mail: jfgeo@gmail.com

3 - Prefeitura Municipal de Imbé, Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Pesca, Av. Paraguassú, 1043, Imbé, RS, Brasil.

4 - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Geografia, Instituto de Geociências, Av. Bento Gonçalves, 9500, Caixa Postal 15001, CEP 91501.970, Porto Alegre, RS, Brasil

sectors. The identification of conflicts between urbanization and beach facilitates the choice of management techniques and control the different use of space, in order to solve the problems of erosion and the littoral degradation. Between december 2011 and march 2012 classical techniques of beach morphodynamic, morphology and ecology of the dunes were applied in the research area. Also, they were complemented with an data matrix elaborated from environmental and urbanization patterns (checklist) for setting rates vulnerabilities (IV%). Four sectors with similar characteristics were identified to facilitating the application of management techniques in a large spacial scale: South sector (a) – urbanized coast without dunes; South sector (b) – erosional coast due wave and washouts; Central sector – progradational and stable coast; North sector – gradual erosional coast. At the north of beach, the risk of erosion and degradation of foredunes grew up due to the expansion of urban and the construction of the road on APP (Area of Permanently Protection) dunes. Coincidentally decreased the subaerial beaches and losses of stock sediment into the transgressive dunefield of Imara. As suggestions to control the erosion problem, the Plan of Dune Management of the Imbé beach proposes: Installing sand fences, scattering the dead vegetation, constructing foredunes and vegetation plantings, resizing the washouts, improving the beach access and signalizations in addition to environmental education.

Keywords: Foredunes Vulnerability, Morpho-Ecological Profiles, Dune Management

1. INTRODUÇÃO

O município de Imbé situa-se no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil, e que por distar apenas 120 km de Porto Alegre (Capital do Estado), conter praias oceânicas e o estuário de Tramandaí, é muito procurado no verão para o lazer, pesca e banho. A área municipal é eminentemente urbana, compreendendo a sede municipal e os demais balneários situados na orla marítima, que perfazem um total de vinte. Os domicílios urbanos são mais ocupados apenas no período do verão, mas a elevada taxa de crescimento demográfico do município de Imbé (taxa de 5,89% segundo o IBGE, 2001), aponta para um aumento na demanda imobiliária devido à expansão demográfica da população residente e sazonal.

Antigos loteamentos imobiliários, formalizados pelos balneários, avançaram sobre o sistema de dunas frontais, acarretando problemas cíclicos de manutenção das vias públicas. O excesso de demandas pontuais de retirada de areia e de uso das praias, antecedendo ao verão, ensejou a Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM) a dar as bases normativas para os municípios elaborarem os seus Planos de Manejo de Dunas. A área de preservação permanente das dunas (APP das dunas) foi definida pelas “Diretrizes Ambientais para o Desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte” (FEPAM, 2000) como sendo a linha dos 60 metros, a partir do pé da duna para o interior do continente.

Para efeito de licenciamento ambiental, o processo de planificação da costa foi dividido em duas etapas, com diferentes objetivos e graus de detalhamento (FEPAM, 2004). A primeira etapa (Licença Prévia) deverá caracterizar as condições ambientais e de ocupação de toda a orla do município, classificar os setores da costa e estabelecer quais os setores prioritários ao manejo de dunas, decorrentes dos conflitos entre a APP das dunas e a ocupação urbana. A segunda etapa (Licença de Instalação) é o plano de manejo propriamente dito, com o detalhamento das intervenções propostas para solucionar os problemas de erosão, drenagens pluviais, acessos de pedestres e de veículos à praia, e demais ocorrências conflitantes com a conservação das dunas costeiras.

Além dos agentes naturais de riscos, decorrentes do cenário de subida do nível médio do mar e aumento na frequência e magnitude das tempestades (Scor Working

Group, 1991; IPCC, 2001), os frágeis ambientes costeiros requerem práticas de gerenciamento, a fim de minimizar os conflitos de uso existentes na ocupação do espaço.

O objetivo principal deste trabalho é consolidar o método para a elaboração do diagnóstico e classificação dos setores da costa, assim como eleger áreas prioritárias para eventual intervenção, disponibilizando aos gestores municipais uma ferramenta para facilitar a tomada de decisão. Deste modo, procura-se atender a demanda dos municípios litorâneos por Planos de Manejo de Dunas, tendo como base, o termo de referência da FEPAM para a emissão de Licença Prévia (LP) e Licença de Instalação (LI).

2. ÁREA DE ESTUDO

O litoral do município de Imbé faz parte da porção nordeste do litoral Norte do Rio Grande do Sul (Fig. 1), e está inserido no sistema deposicional Barreira-Laguna IV formado durante o estágio final da transgressão marinha pós-glacial (Dillenburg *et al.*, 2000). Na borda leste desta barreira, situam-se as praias oceânicas atuais, a partir das quais, para o interior, desenvolvem-se extensos campos de dunas.

A maré astronômica é semidiurna, com altura média de 0,30 m (micromarés), sendo que a maré meteorológica ou ressaca pode alcançar 1,20 m (Almeida *et al.*, 1997). As praias do Litoral Norte do Rio Grande do Sul são abertas, dominadas por ondas e constituídas por sedimentos arenosos unimodais, de tamanho fino (2,30 a 2,90 phi), com amplo predomínio da composição quartzosa (95%) (Martins, 1967; Nicolodi *et al.*, 2002). De acordo com as sequências morfodinâmicas descritas na literatura (Wright & Short, 1984), as praias variam entre intermediárias a dissipativas (Toldo Jr. *et al.*, 1993; Tabajara *et al.*, 2008).

As ondas incidentes têm duas direções predominantes, NE e SE, sendo que a ação do vento NE, vento local e mais frequente na região, origina a formação de vagas; as ondas de SE (*swell*) apresentam comprimento de onda maior e período superior a 10 s, e por isso, determinam o sentido predominante da deriva litorânea de sul para norte (Motta, 1968). Os eventos de maior energia de onda são originados pelas tempestades oriundas do quadrante SE, sendo comum no inverno a geração de ondas acima de 3,5 m de altura (Calliari *et al.*, 1998). A profundidade, na qual a base da onda mais frequente ($H(\text{altura}) = 1,5 \text{ m}$ e $T(\text{período}) = 7 \text{ s}$) começa a movimentar os sedimentos (profundidade de fechamento), situa-se em torno de 7,5 m (Almeida *et al.*, 1999).

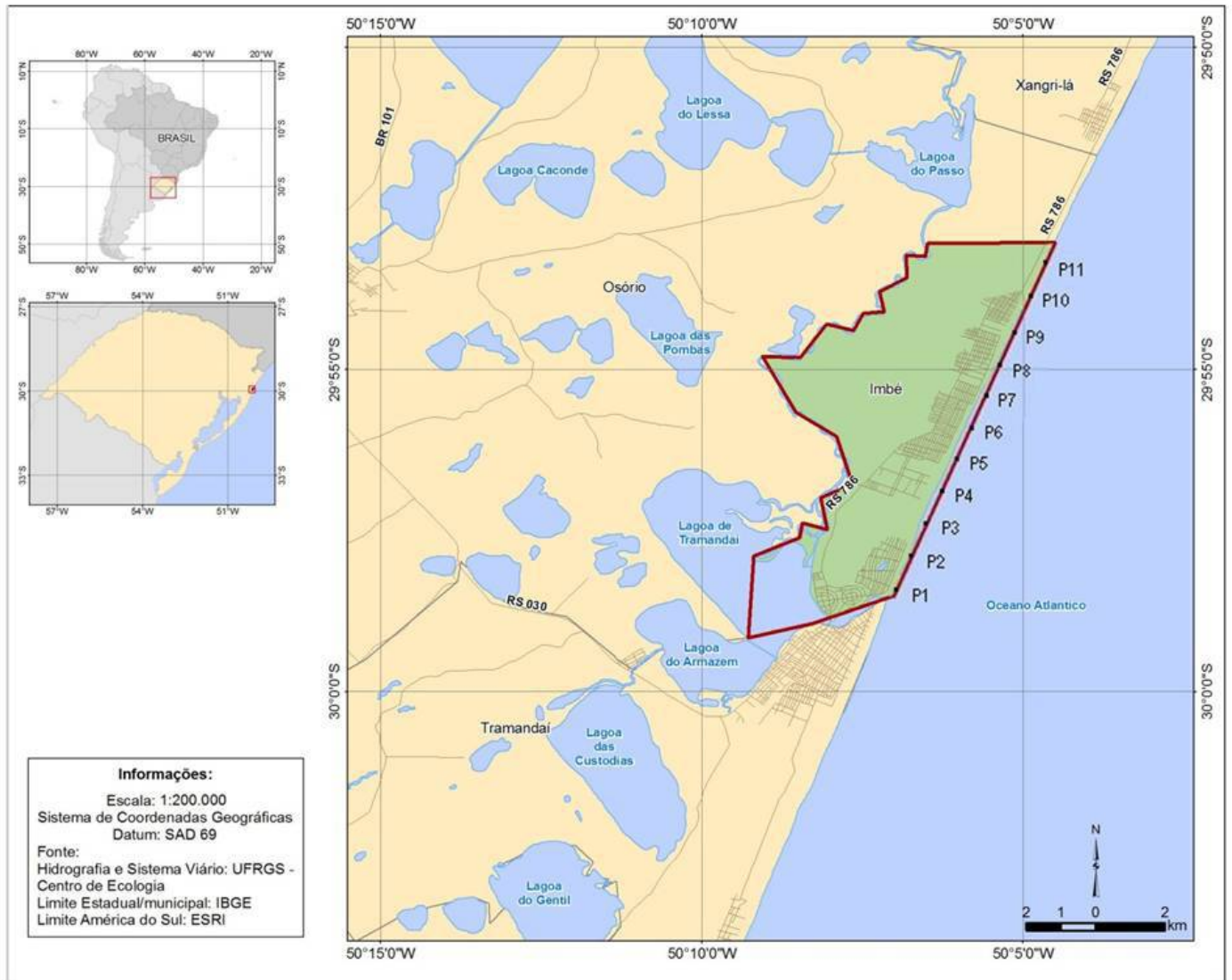


Figura 1. Localização do município de Imbé no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Figure 1. Location of the Imbé municipality in the North Coast of Rio Grande do Sul State, Brasil.

O campo de dunas transgressivas de Imara está situado no extremo norte do município de Imbé, no balneário de Imara, e foi descrito por Martinho *et al.* (2010) como de Atlântida Sul, em referência ao balneário vizinho pertencente ao município de Osório, onde ele se inicia. Nesta porção da costa, em consequência da ausência da escarpa da Serra do Mar adjacente, inicia-se o alargamento dos campos de dunas concomitante com o incremento da velocidade dos ventos e o decaimento das precipitações (Tomazelli *et al.*, 2008).

A costa está sujeita à influência da rosa-de-areia (Deriva Potencial) representativa do potencial de transporte eólico de areia na Estação Meteorológica de Imbé (Tomazelli, 1993). Nesta região, o vento nordeste predomina durante os períodos secos, enquanto que os ventos SW e S, usualmente, chegam junto com chuvas associadas ao deslocamento do sistema frontal para o norte, com a deriva resultante dos ventos para SW. Sob este regime de vento, antes da intensa ocupação do espaço, as dunas transversas e barcanas migravam obliquas à

linha de costa (12°) na direção SW (Martinho *et al.*, 2010).

Atualmente, toda esta região se encontra em processo de conurbação por aglomerado urbano contínuo de condomínios horizontais. Este processo teve início na década de 1990, favorecido por dois fatores: a construção da Rodovia RS-389 (Estrada do Mar), rodovia de tráfego de veículos leves, ligando Porto Alegre ao Litoral Norte, que facilitou o acesso aos balneários e a emancipação do município de Imbé, ocorrida em 1989. Segundo a Metroplan (Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional), a Estrada do Mar alterou a lógica de crescimento das áreas urbanas no Litoral Norte do RS, pela criação das seguintes dinâmicas: proliferação de atividades comerciais no seu entorno; a tendência de aproximação de núcleos habitacionais em sua direção e; a indução de desenvolvimento e crescimento residencial, pela implantação de condomínios residenciais horizontais em sua extensão.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O diagnóstico é uma etapa antecedente ao planejamento de toda a orla do município, que utiliza critérios de análise ambiental e de ocupação do espaço, visando a sua divisão em setores (FEPAM, 2004). A identificação dos conflitos entre a urbanização e os campos arenosos facilita a escolha das técnicas de manejo e de controle do uso do espaço, a fim de solucionar os problemas de erosão e degradação da orla.

No sentido de reconhecer as formas e os processos naturais e antrópicos atuantes ao longo da costa, o esforço de aquisição dos dados abordou duas técnicas de estudo: 1) amostragens de perfis transversais à praia, com a finalidade de obter os estados morfodinâmicos das praias e as condições morfoecológicas das dunas frontais; 2) aplicação de uma lista de controle (*checklist*) para a medição dos índices de vulnerabilidade do sistema de dunas frontais do município de Imbé. O *checklist* é um procedimento para o delineamento do problema no qual as principais características são listadas, taxadas e avaliadas com respeito à vulnerabilidade e a proteção das dunas (Williams *et al.*, 1993).

O conjunto das informações agrega características ambientais e do uso e ocupação do espaço, permitindo a setorização da costa. Os setores prioritários ao manejo de dunas são aqueles que perfazem os maiores índices de vulnerabilidade, tendo como causa de degradação ambiental, agentes naturais e humanos (Fig. 2).



Figura 2. Fluxograma para o diagnóstico, classificação e seleção de áreas prioritárias ao manejo de dunas no litoral de Imbé-RS, usando critérios de vulnerabilidade, morfodinâmica de praia e morfoecologia de dunas.

Figure 2. Flowchart for the diagnosis, classification and selection of priority areas for management of coastal dunes in Imbé-RS, using vulnerability criteria, morphodynamics of beach and dune morphology and ecology.

3.1. Perfis transversais à praia

Nos dias 27 e 28 de dezembro de 2011, o grupo de monitoramento realizou 11 nivelamentos geométricos equidistantes 1 km, ao longo do litoral do município de Imbé

(Fig. 1). O uso do método clássico de estudo da dinâmica praial (Birkemeier, 1985), por meio de perfis topográficos transversais à praia, permitiu agregar à pesquisa da morfodinâmica praial a condição morfoecológica das dunas (Fig. 2). O referencial de nível vertical (RN) de cada perfil de praia foi materializado por meio de marcos situados na região da pós-duna (extremo continental do perfil), de modo que todos os perfis levantados numa mesma posição possam ser superpostos, futuramente, para efeitos de comparação (Muehe *et al.*, 2003).

Associados aos perfis de praia, as condições do mar foram observadas (altura e período da onda) e os sedimentos na zona do estirâncio coletados. No laboratório de sedimentologia do Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (CECO/IGEO/UFRGS), a análise mecânica das amostras de sedimentos seguiu o método descrito por Martins *et al.* (1978), com a remoção de carbonato de cálcio e peneiramento da subamostra quarteada, a intervalos de 0,5 phi. O cálculo dos parâmetros estatísticos, segundo método numérico de Balsillie *et al.* (2002), pode tratar as informações de forma rápida e matematicamente precisa.

O inventário morfoecológico das dunas frontais informa a variação da cobertura vegetal ao longo dos primeiros cordões de dunas adjacentes as praias, através de parcelas de 1 m² amostradas a distância fixa de 3 m. As espécies vegetais foram identificadas com o uso de guias ilustrados das plantas das dunas costeiras de Cordazzo & Seeliger (1995). Os resultados são apresentados na forma de gráficos de variação da cobertura vegetal total, por m², ao longo do perfil duna – praia. O uso da mesma base topográfica como referencial de nível permite também o acompanhamento da variação espaço-temporal da cobertura vegetal relativa aos perfis de praia (Santos *et al.*, 1995).

A classificação das dunas frontais utilizou o modelo evolutivo de Hesp (1988), segundo cinco estágios morfoecológicos, desde a duna estável em acreção, bem vegetada (90-100%) e com o declive da face marinha suave (Estágio 1); até a erosão dos cordões em larga escala, permanecendo apenas nódulos remanescentes, bacia de deflação e lençóis de areia móveis (Estágio 5). Importante também foi considerar os conceitos de Arens & Wiersma (1994) na classificação e evolução de dunas frontais, de acordo com o estado em longo período da barreira.

Os compartimentos ambientais estudados nas praias de Imbé estão apresentados na Figura 3. A zona de surfe situa-se entre o ponto de quebra da onda e a linha de costa. A zona do estirâncio é relativamente estreita, estendendo-se desde o ponto de colapso da onda na face da praia até o limite superior da ação do fluxo do espraçamento na praia seca. A pós-praia estende-se desde o nível superior do espraçamento até o campo de dunas ou, simplesmente, até o ponto de fixação permanente da vegetação, sendo a parte seca da praia, está sujeita aos processos aerodinâmicos. A berma é a porção praticamente horizontal da pós-praia formada por sedimentação pela ação de ondas acima da linha de preamar média (Suguio, 1992).

3.2. Determinação dos índices de vulnerabilidade

A vulnerabilidade de dunas é definida como um conjunto de condições que induzem a duna à erosão e a degradação

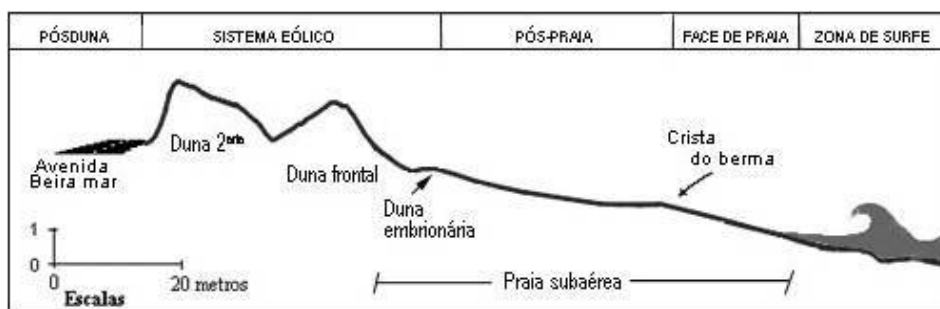


Figura 3. Representação esquemática do perfil praia-duna, incluindo os compartimentos ambientais definidos no texto.

Figure 3. Schematic representation of the beach-dune profile, including environmental compartments defined in the text.

do ecossistema (Davies *et al.*, 1995). Vários fatores podem produzir esta situação, por exemplo, subida do nível do mar, aumento da frequência e magnitude das tempestades, balanço negativo de sedimentos e atividades humanas.

A lista de controle de vulnerabilidade (Apêndice 1) foi estruturada de modo a permitir considerações sistemáticas dos principais parâmetros que resumem as condições das dunas. O método consiste em atribuir pontuação de 0 a 4 aos vários parâmetros de cada uma das seguintes categorias: A- Morfologia das dunas (5 parâmetros); B- Condições da praia (5 parâmetros); C- Característica dos 200 m adjacentes ao mar (8 parâmetros); D- Pressão de uso (7 parâmetros).

As porcentagens das quatro categorias foram calculadas para se gerar um índice de vulnerabilidade (IVR) que varia na proporção direta da fragilidade do sistema, sendo expresso como a porcentagem do escore total encontrado no *checklist*, para as categorias A até D, em relação ao máximo escore. A maioria das variáveis envolvidas na taxação dos índices de vulnerabilidade das dunas de Imbé é original do *checklist* proposto por Davies *et al.* (1995). No entanto, muito dos valores quantitativos aplicados às variáveis foram adaptados às condições existentes nas praias do Litoral Norte do RS.

As imagens da área de estudo foram extraídas do software Google Earth® (2010), a uma altitude do ponto de visão de 500 m. Posteriormente, os dados foram confirmados em campo através de medições manuais e com auxílio de GPS. O tratamento das imagens foi realizado a partir da construção de um mosaico georreferenciado e os dados manipulados no software ArcGIS®. A orla do município de Imbé foi dividida a cada 250 m (unidades amostrais), apresentando 43 trechos costeiros, sendo estes no sentido Sul-Norte (Imbé 1, Imbé 2..., Imbé 43).

Após a construção de uma matriz definida pelo escore dos 25 parâmetros em função das 43 unidades amostrais, as variáveis foram normalizadas entre 0 a 4, e aplicada à análise multivariada com auxílio do pacote estatístico PAST (Hammer *et al.*, 2001). Grupos de unidades amostrais homogêneas em relação às variáveis tratadas estatisticamente foram separados pela análise de agrupamento (Dal Cin & Simeoni, 1994). Os setores prioritários ao manejo contêm os maiores índices de vulnerabilidade e, geralmente, se agrupam em uma única categoria estatística por causa do comportamento similar das variáveis analisadas (Tabajara *et al.*, 2005).

4. RESULTADOS

4.1. Perfis transversais praia-duna

4.1.1. Morfodinâmica das praias

O estudo verificou uma condição sinóptica do litoral de Imbé, reinante no início do verão, que geralmente exhibe estado morfodinâmico intermediário de energia moderada (Toldo Jr. *et al.*, 1993). A Figura 4 apresenta o comportamento morfométrico das praias subaéreas de Imbé, inferido dos nivelamentos topográficos transversais à praia. A Tabela 1 mostra a classificação textural dos sedimentos coletados na zona do estirâncio das praias oceânicas de Imbé, em dezembro de 2011. Em uma abordagem mais genérica, a variação espacial no tipo de praia ao longo da costa possibilitou a sua subdivisão em três setores: Sul, Central e Norte.

O Setor Sul (3 Km) engloba as praias dissipativas de alta energia ($\epsilon > 20$), adjacentes a margem esquerda do banco de vazante do estuário de Tramandaí, característica de praias planas e largas (> 60 m), com baixo gradiente topográfico e dunas frontais altas. Dentro deste modelo, o perfil de praia 1 (P1) foge às características naturais devido ao espalhamento das areias eólicas retidas no muro de arrimo do passeio público, com o emprego de máquinas (Autorização Geral FEPAM nº 26/2012-DL, emitida em 10/01/2012). Os sedimentos nesse trecho da praia variaram entre areia fina (P1 e P2) e média (P3), bem selecionados e de curvas aproximadamente simétricas (P2 e P3) e assimétrica no sentido dos finos (P1).

O Setor Central (perfis de praia 4, 5, 6 e 7) se estende por 4 km, é constituído pelos Balneários Presidente, Riviera, Ipiranga, Nordeste e Mariluz, e se caracteriza por praias intermediárias de mais baixa energia ($\epsilon \leq 20$) com gradientes topográficos moderados, altos estoques de areia ($V_{psl}/Y_b =$ razão entre o volume / largura da praia subaérea $> 1,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1}$) e dunas frontais bem desenvolvidas e estabilizadas. Os sedimentos praias são formados por areias finas, bem selecionadas e com a curva assimétrica no sentido dos grossos, exceto P4, que apresentou uma curva aproximadamente simétrica.

O Setor Norte (perfis de praia 8, 9, 10 e 11) esteve vinculado a estados morfodinâmicos de mais alto espectro de energia ($\epsilon \geq 20$), característico de praia estreita, plana a côncava, baixos estoques de areia ($V_{psl}/Y_b < 0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1}$), duna

Tabela 1. Classificação textural dos sedimentos das praias de Imbé- RS.**Table 1.** Grain size classification of the Imbé beach sediments.

	Média (ϕ)	Desvio Padrão (ϕ)	Assimetria	Descrição dos Parâmetros Estatísticos
P1	2.04	0.41	0.17	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva Assimétrica no Sentido dos Finos
P2	2.05	0.44	-0.07	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva aproximadamente Simétrica
P3	1.96	0.43	0.04	Areia Média, Bem Seleccionada com Curva aproximadamente Simétrica
P4	2.09	0.43	-0.02	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva aproximadamente Simétrica
P5	2.30	0.45	-0.36	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva Fortemente Assimétrica no Sentido dos Grossos
P6	2.14	0.40	-0.11	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva Assimétrica no Sentido dos Grossos
P7	2.02	0.37	-0.11	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva Assimétrica no Sentido dos Grossos
P8	1.93	0.43	0.14	Areia Média, Bem Seleccionada com Curva Assimétrica no Sentido dos Finos
P9	2.00	0.49	-0.10	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva Assimétrica no Sentido dos Grossos
P10	2.04	0.38	0.05	Areia Fina, Bem Seleccionada com Curva aproximadamente Simétrica
P11	1.96	0.43	-0.08	Areia Média, Bem Seleccionada com Curva aproximadamente Simétrica

escarpada ou em fase de recuperação. O perfil 9 distinguiu-se pelo estado morfodinâmico intermediário ($\varepsilon = 6,4$) e maior largura da praia subaérea, mas também apresentou estoque de areia abaixo de $0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1}$. Ao longo desse trecho, a classificação granulométrica das areias variou de média (P8 e P11) a fina (P9 e P10), com bom grau de selecionamento e curvas aproximadamente simétricas (P10 e P11), mas também com assimetria no sentido dos finos (P8) e dos grossos (P9).

A praia subaérea é caracterizada por ser um compartimento de transição entre os processos oceanográficos e eólicos. No pós-praia seco, a força de cisalhamento do vento sobre a superfície arenosa pode iniciar o movimento de saltação dos grãos e transportá-los. A largura dos perfis subaéreos das praias de Imbé (Fig. 4) variou entre 27 a 77 m e média de 58 m. As menores extensões e volume da pós-praia para o norte são indicativos de erosão costeira, tanto por causa humana como naturais, respectivamente, em razão do avanço das ocupações e estrada sobre o perfil da praia (Fig. 4), e perda do estoque de areia praial na formação do campo de dunas transgressivas de Imara.

4.1.2. Morfoecologia das dunas

A composição florística sobre a superfície dos terrenos arenosos se restringiu a poucas espécies pioneiras, expostas a uma constante movimentação de areia, flutuação da temperatura superficial do solo, pouca retenção de água no substrato altamente poroso e ação do borriço marinho (Pfadenhauer, 1978). As condições ambientais limites ao crescimento das plantas nas dunas tornam-se ainda mais rigorosas em perfis afetados e reduzidos pela urbanização, em razão das tempestades de ventos e ondas marinhas, hidrodinâmica dos sangradouros e o pisoteio humano. As principais espécies fixadoras encontradas nas dunas frontais de Imbé foram *Panicum racemosum*, *Senecio crassiflorus*, *Blutaparon portulacoides*, *Ipomoea pes-caprae*, *Paspalum vaginatum*, *Hydrocotyle bonariensis* e *Spartina ciliata*.

A Figura 4 ainda mostra o comportamento das variáveis morfoecológicas das dunas ao longo da costa de Imbé. O aumento gradual na altura, volume e estoque de areia das dunas em direção à barra do estuário de Tramandaí, ao sul, provavelmente, seja uma conjugação de vários fatores, em especial, o aumento da componente *onshore* do vetor velocidade do vento nordeste (Calliari et al., 2005) e aumento dos estoques de areia disponíveis na praia subaérea.

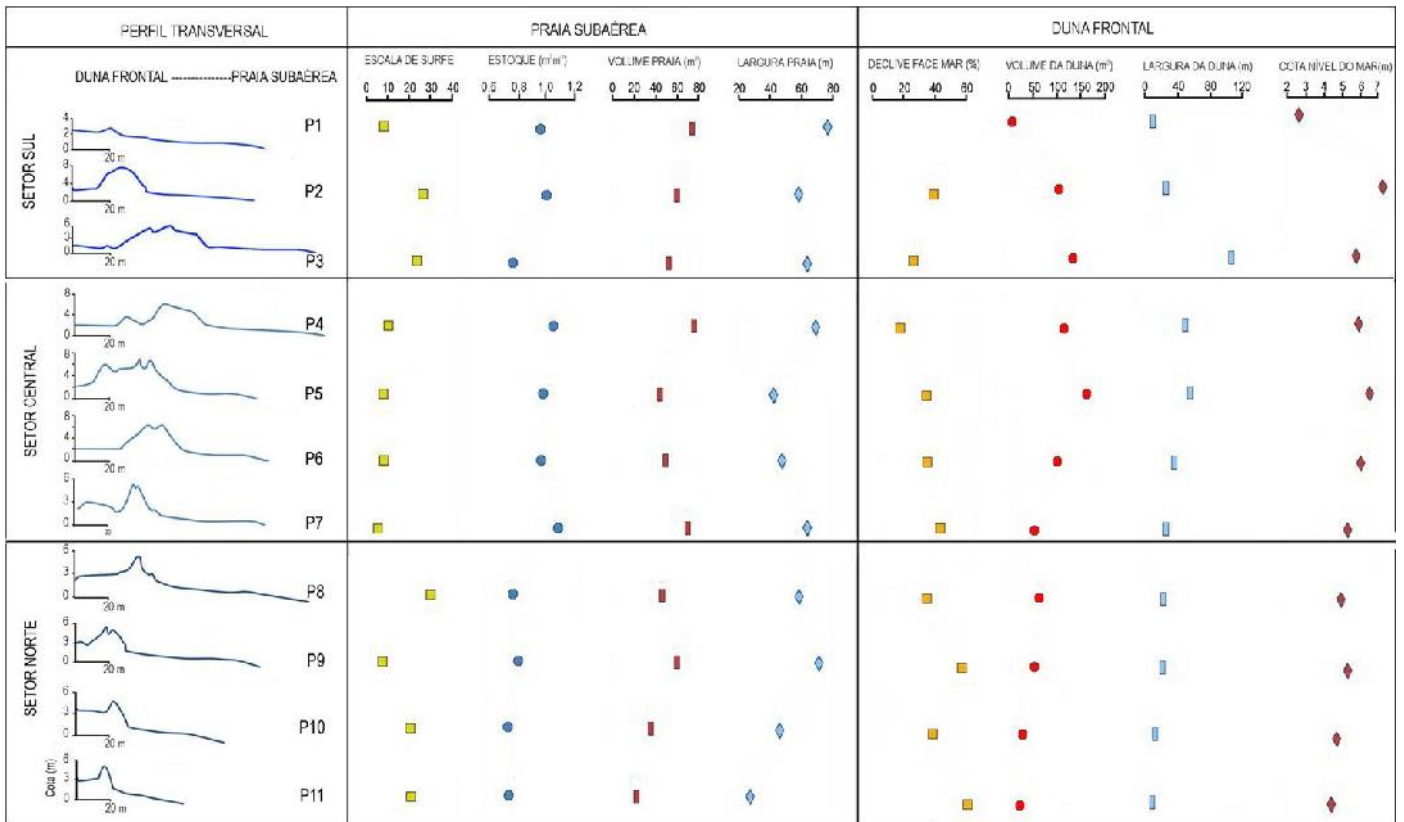


Figura 4. Comportamento das variáveis morfológicas dos perfis da praia subaérea e dunas primárias em Imbé.
Figure 4. Behavior of the morphological variables of subaerial beach and foredunes profiles in Imbé.

Em direção ao norte, ao contrário, ocorre a diminuição dessas variáveis morfométricas e aumento da declividade da face marinha da duna e dos processos de escarpamento por ondas de tempestades (perfis 9, 10 e 11). Os taludes marinhos das dunas dos Setores Centro e Norte estão em fases diferentes de preenchimento e recuperação da vegetação, muitos dos quais desenvolvendo novo cordão de duna no pós-praia, em ciclo de recuperação pós-tempestade (perfil 7).

O comprimento do campo de dunas frontais condiz com o modelo de urbanização sobre a APP. De modo geral, observa-se uma pressão maior sobre as dunas situadas nos loteamentos imobiliários mais antigos (Balneários do litoral Centro-Norte de Imbé). O mais longo perfil de duna preservada é o perfil 3, que se correlaciona ao empreendimento Condomínio *Las Olas*, enquadrado nas normas mais recentes de licenciamento. As quatro figuras anexas são representativas das condições morfoecológicas das dunas setorizadas em Sul (Apêndice 2), Central (Apêndice 3 e 4) e Norte (Apêndice 5).

4.2. Uso do checklist na medição dos índices de vulnerabilidade de dunas

Os resultados mostram uma grande variação no índice de vulnerabilidade relativa (IVR), entre 24% e 67%, com a presença de agrupamentos mais ou menos homogêneos separados por variações pontuais de alguns trechos (Tab. 2). Os trechos Imbé 1, 2, 3 e 4 correspondem ao segmento

contínuo com maior IVR da orla de Imbé, em razão do projeto urbanístico de implantação do passeio público e elevada pressão de uso durante o verão (Seção D do *checklist*), sendo o setor considerado prioritário para iniciar o Plano de Manejo.

Variações pontuais extremas (IVR \geq 60%) foram observadas nas unidades amostrais Imbé 28, 38 e 43. Entre os balneários Mariluz e Harmonia (Imbé 28), a ocupação dos lotes está totalmente no interior da APP das dunas, a largura da duna frontal se reduz a menos de 10 m e a entrada de veículos se faz pela praia. O trecho Imbé 38 situa-se no Balneário de Imara e caracteriza um segmento com intensa ocupação de moradias de baixa renda sobre as dunas frontais. No extremo norte do município (Imbé 43), a duna frontal vem sendo degradada, tanto por máquinas na manutenção da RS-786 (estrada interpraia) como por ondas, que a reduzem a forma de um dique.

O segmento costeiro Imbé 8-17 é o melhor preservado (IVR \leq 40) em razão de causas naturais e do tipo de modelo de ocupação urbana. Conforme visto no item 4.1.1., correlaciona-se ao Setor Central do litoral, característico de praias intermediárias (perfis de praia 4, 5, 6 e 7), com altos estoques de areia, dunas frontais bem desenvolvidas e estabilizadas (Apêndices 3 e 4). Os lotes das casas se afastam além da área dos 60 m da APP das dunas (linha de recuo), com atenuação do impacto da densidade de caminhos de pedestres a praia sobre a cobertura vegetal e morfologia das dunas.

Tabela 2. Variação do índice de vulnerabilidade relativo (IVR) ao longo da orla litoral do município de Imbé, em janeiro de 2012. Seção A: morfologia das dunas; seção B: condições da praia; seção C: característica dos 200 m adjacentes ao mar; seção D: pressão de uso. Níveis de Resiliência: nível 2 – amarelo (20-40%); nível 3 - laranja- (40-60%); nível 4 – vermelho (60-80%).

Table 2. Variation of the relative vulnerability index (IVR) along the littoral of the Imbé municipality in January 2012. Section A: morphology of the dunes; Section B: beach conditions; Section C: characteristic of 200 m adjacent to the sea; Section D: Pressure of use. Resiliency level: yellow-level2 (20-40%), orange-level 3 (40-60%), red-level4 (60-80%).

Trecho	Segmento	Seção A	Seção B	Seção C	Seção D	IVR
Imbé 1	250	95	55	56	68	67
Imbé 2	500	95	55	50	68	65
Imbé 3	750	95	55	50	68	65
Imbé 4	1000	95	55	56	68	67
Imbé 5	1250	30	40	41	61	44
Imbé 6	1500	45	65	44	61	53
Imbé 7	1750	25	50	44	54	44
Imbé 8	2000	15	50	38	4	26
Imbé 9	2250	5	55	34	32	32
Imbé 10	2500	5	55	38	21	30
Imbé 11	2750	15	55	31	18	29
Imbé 12	3000	15	35	25	25	25
Imbé 13	3250	10	55	16	25	25
Imbé 14	3500	10	55	16	21	24
Imbé 15	3750	25	55	41	39	40
Imbé 16	4000	25	65	34	4	30
Imbé 17	4250	10	65	31	32	34
Imbé 18	4500	50	45	53	46	49
Imbé 19	4750	45	55	38	54	47
Imbé 20	5000	50	45	34	57	46
Imbé 21	5250	50	60	34	68	52
Imbé 22	5500	30	55	34	50	42
Imbé 23	5750	30	55	31	39	41
Imbé 24	6000	45	55	31	39	41
Imbé 25	6250	65	55	41	46	50
Imbé 26	6500	70	75	47	46	57
Imbé 27	6750	55	55	44	46	49
Imbé 28	7000	85	55	53	71	65
Imbé 29	7250	65	70	50	57	59
Imbé 30	7500	65	70	50	57	59
Imbé 31	7750	75	60	56	54	60
Imbé 32	8000	50	50	41	39	44
Imbé 33	8250	60	60	50	46	53
Imbé 34	8500	50	60	50	39	49
Imbé 35	8750	65	60	44	43	51
Imbé 36	9000	70	70	53	39	56
Imbé 37	9250	60	65	44	36	49
Imbé 38	9500	80	75	63	57	67
Imbé 39	9750	75	65	44	54	57
Imbé 40	10000	65	65	47	50	55
Imbé 41	10250	75	55	47	46	54
Imbé 42	10500	90	70	53	21	55
Imbé 43	10750	90	90	63	18	61

Dentre as variáveis envolvidas na categoria D (Apêndice 1), destaca-se a posição da urbanização dentro do perfil transversal à praia, pois repercute também no aumento do índice de vulnerabilidade de outras variáveis, tais como: área superficial e largura da duna, largura da praia e níveis de cobertura impermeável. Nos locais onde a largura da duna é maior do que 60 m, a função do ecossistema é mantida; enquanto que nas áreas onde parte ou toda a duna frontal foi substituída por ruas, praças ou residências (níveis de resiliência laranja a vermelho da Tab. 2), a capacidade de estabilização das areias pela vegetação é comprometida, facilitando a fuga de areia para o interior do espaço público.

A presença das vegetações exóticas *Casuarina equisetifolia* e *Carpobrotus chilensis* (também chamada de onze-horas-gigante) sobre as dunas também acentua o nível de sensibilidade ambiental. A vegetação pioneira nativa contém estolões e raízes adventícias, mais eficientes na fixação das areias frente aos fortes ventos e com maior capacidade de reformar dunas, após a erosão por ondas de tempestade. Da mesma forma, os quiosques fixos implantados sobre o sistema de dunas acentuam os efeitos negativos sobre o ambiente praiado, através da contaminação hídrica e do solo, além do comprometimento da paisagem litorânea.

Segundo Laranjeira (1997), o grau de vulnerabilidade pode ser pré-estabelecido em função do limiar de resiliência apresentado pelos sistemas de dunas. No nível de vulnerabilidade 1 (intervalo entre 0-20%), o grau de transformação do sistema eólico não põe em risco a sua capacidade de auto regeneração, ou seja, o estado de degradação das feições não ultrapassa o limiar de resiliência. Quando a sensibilidade se acentua um pouco, e se percebem sinais de mudanças no conjunto do sistema, a vulnerabilidade atinge nível 2 (20-40%). Com a continuidade da degradação, as feições dunares se posicionam sobre o limiar de resiliência e já se faz necessária certa restrição ao uso do sistema (nível 3: 40-60%). Com o aumento significativo da pressão sobre as dunas, a sensibilidade fica elevada (nível 4: 60-80%) e o sistema não apresenta mecanismo de resistência aos efeitos negativos. Quando o nível de degradação é extremamente elevado e o limiar de resiliência é ultrapassado (nível 5: 80-100%), o desarranjo das formas eólicas torna-se generalizado, comprometendo a sua capacidade de regeneração.

A classificação dos setores da costa, segundo o limiar de resiliência das dunas, identificou três grandes classes de índices de vulnerabilidade, enquadrada nas categorias 2, 3 e 4 (Tab. 2). Na categoria 4 (60-80%) situam-se os trechos de maior vulnerabilidade e que necessitam de planos de recuperação ambiental e manejo.

4.3. Classificação setorial da costa e seleção de áreas prioritárias

A classificação da costa é um procedimento de ordenamento territorial, baseado numa série de parâmetros com a finalidade de determinar níveis de vulnerabilidade costeira a erosão ou de risco que necessitam ações urgentes de gestão, sendo um importante instrumento de apoio à decisão política. Os setores prioritários ao manejo de dunas são aqueles que perfazem os maiores índices de vulnerabilidade, tendo como causa de degradação ambiental, agentes

naturais e humanos. As informações levantadas no estudo do diagnóstico subsidiaram a classificação da costa, que depois de resumidas na Tabela 3, foram plotadas em mapas georreferenciados (Figs. 5, 6 e 7).

Em 43 casos analisados, ao longo de 10.750 metros de linha de costa, 26 casos (60% das ocorrências) apresentaram IVR entre 40-60%, nível de resiliência 3 da escala de Laranjeiras (1997) e equivalente a escala 3 de Hesp (1988). As dunas exibem formas onduladas, alternando áreas bem vegetadas e estáveis com outras erosivas e pobremente vegetadas. Esta condição é típica dos trechos com urbanização consolidada e com falta de ordenamento dos acessos à praia, nos quais as trilhas dos usuários impactam a frágil cobertura vegetal e induzem a formação de rupturas de deflação eólica.

As dunas frontais com morfologia estável ou em acreção, bem desenvolvidas lateralmente, face marinha com inclinação suave ($\leq 30\%$) e satisfatória cobertura vegetal (estágio morfoecológico 2 de Hesp, 1988; correlacionado ao nível de resiliência 2 de Laranjeiras, 1997) ocorreram em 23,3% dos trechos e, de modo contínuo, entre Imbé 8 e Imbé 17 (Setor Central-Tab. 2). A presença de dunas incipientes na pós-praia (Apêndice 3 - perfil 4), além de proteger a base da duna estabilizada, indica a progradação ou crescimento do sistema em direção ao mar.

Quando a forma tridimensional da duna torna-se mais complexa e a cobertura vegetal fica altamente variável, ocorrem fluxos de velocidade de vento no interior da duna. Esta classe de duna (estágio morfoecológico 4 de Hesp, 1988) esteve correlacionada a IVR entre 60-80% (Tab. 2) e representou 16,3% das ocorrências, devendo ser priorizada no planejamento das intervenções sobre a costa.

4.4. Estratégias setoriais de manejo de dunas

A análise por agrupamento da matriz de dados ambientais e de padrões urbanísticos permitiu classificar cinco grandes grupos, segundo o comportamento das variáveis empregadas na taxação do *checklist* (Fig. 8). As associações tendem a se formar entre trechos adjacentes o que facilita a proposição das soluções de manejo em larga escala espacial. O **grupo 1** contém nível de resiliência 3, engloba os trechos Imbé 5, 6, e 7, situados no Setor Sul, um trecho contínuo de 1750 m (Imbé 18-Imbé 24), correspondente ao Balneário Mariluz e sua extensão para o norte- planos B e C (Figs. 5 e 6), bem como os trechos Imbé 15, 32 e 34. Caracterizam dunas frontais relativamente preservadas, mas com muita pressão humana sobre a vegetação (trilhas incisadas), durante o verão. A principal estratégia de manejo é o ordenamento da área de lazer, melhoria dos acessos à praia através de trilhas sinalizadas, estrados ou passarelas para transposição das dunas.

O **grupo 2** reúne um longo trecho (unidades amostrais 29 a 41) entre os balneários Harmonia, Albatroz, Santa Terezinha e Imara, situados no Setor Norte da área de estudo (Fig. 7). Trata-se de ocupações mais antigas, cujas quadras avançaram sobre a APP das dunas e as residências sofrem risco de desabar devido ao acúmulo de areia junto às paredes, além da dificuldade de acesso dos veículos as garagens dos lotes com frente para o mar. Sazonalmente, durante a primavera-verão, a municipalidade faz a retirada de areia e a manutenção dos acessos através de máquinas. Na maioria dos

Tabela 3. Critérios de classificação da costa de Imbé e as informações síntese de cada setor: Sul *a*, Sul *b*, Central e Centro-Norte.
Table 3. Classification of Imbé coast and summary information for each sector: South *a*, South *b*, Central and North Central.

Setor	Morfodinâmica	Morfo-ecologia	Vulnerabilidade de dunas	Uso e ocupação
Setor Sul: Sede	a 800 m adjacentes à barra de Tramandaí; praia intermediária (P1), presença de corrente de retorno.	Costa manejada duna suprimida pelo calçadão	Nível 4 Problemas cíclicos de invasão de areia	Projeto de uso e ocupação da orla substituindo o sistema de dunas por infraestrutura urbanas.
	b 2,2 Km de praias dissipativas (perfis 2 e 3), praia subaérea plana e larga, baixo gradiente e sem bermas na face da praia	Costa em erosão por ondas de tempestade e sangradouro- Cenário D, Hesp (1999), fase de preenchimento de escarpas, dunas altas e vegetadas por gramíneas.	Nível 4	Uso intensivo do espaço de lazer e banho, com muitos caminhos de pedestres sobre as dunas.
Setor Central: Balneários Presidente até Mariluz	4 Km de praias intermediárias (perfis 4,5,6,e 7), gradientes topográficos moderado	Costa estável a progradante Cenário A , Hesp (1999): Dunas altas, geometria estável, boa cobertura vegetal e presença de dunas embrionária.	Nível 2-3	A faixa dos 60 metros da APP de dunas foi respeitada nos loteamentos, diminuindo a pressão de uso e ocupação.
Setor Centro-Norte: Baleário Santa Terezinha até Imara	4 Km de praias dissipativas a intermediárias, praia subaérea estreita, plana a côncavas e com déficit de areia aumentando em direção ao Norte da costa.	Costa em erosão gradual com movimento em direção ao continente por meio de corredores de deflação- campos de dunas móveis de Imara. Diminuição na altura e largura das dunas, escarpamento por ondas, baixa cobertura vegetal	Nível 3-4 Trechos contínuos moderados, intercalados por trechos pontuais com IVR% alto.	Ocupação de residências com acesso de veículos em toda APP das quadras, invasão de baixa renda e estrada interpraías sobre as dunas frontais.

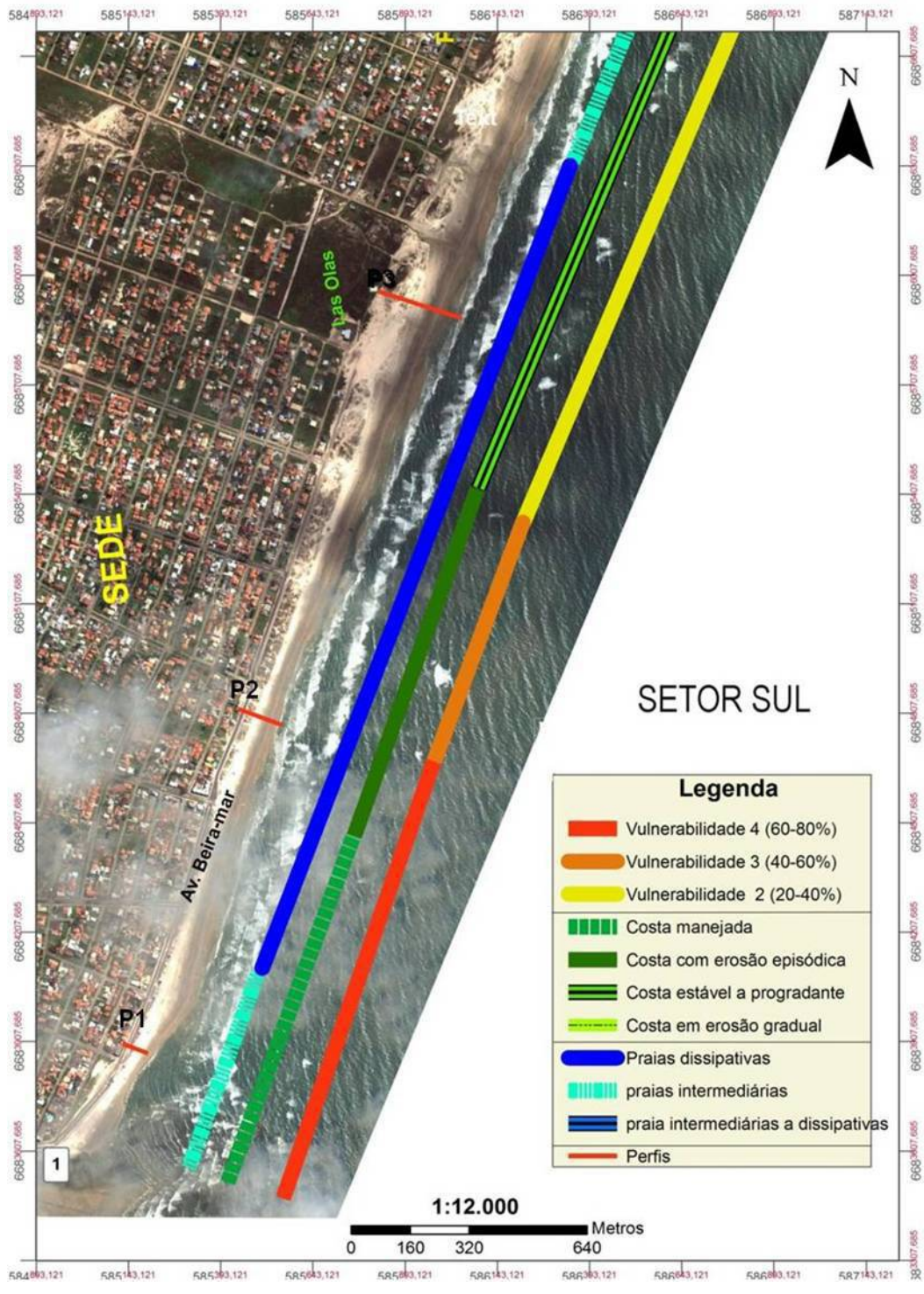


Figura 5. Classificação morfodinâmica, morfoecológica e vulnerabilidades das dunas no setor Sul da orla de Imbé-RS. Imagem de 2010 obtida do Google Earth® (datum WGS 84 – UTM zona 22S).

Figure 5. Classification of morphodynamics, morphoecological and vulnerabilities of the dunes in Southern sector of Imbé-RS. Image of the year 2010 obtained from Google Earth® (datum WGS 84 - UTM zone 22S).

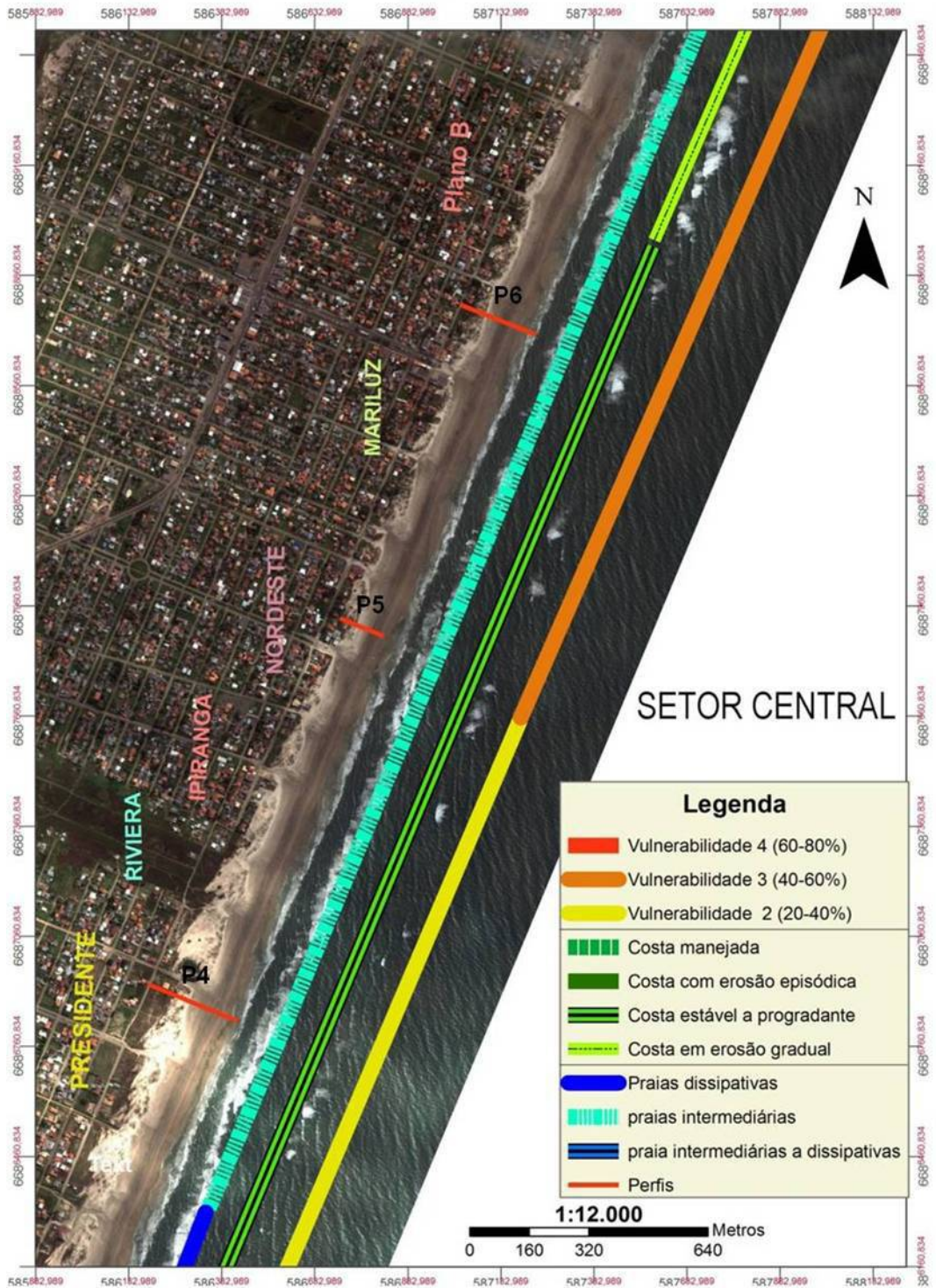


Figura 6. Classificação morfodinâmica, morfoecológica e vulnerabilidades das dunas no setor central da orla de Imbé-RS. Imagem de 2010 obtida do Google Earth® (datum WGS 84 – UTM zona 22S).

Figure 6. Classification of morphodynamics, morphoecological and vulnerabilities of the dunes in Central sector of Imbé-RS. Image of the year 2010 obtained from Google Earth® (datum WGS 84 - UTM zone 22S).

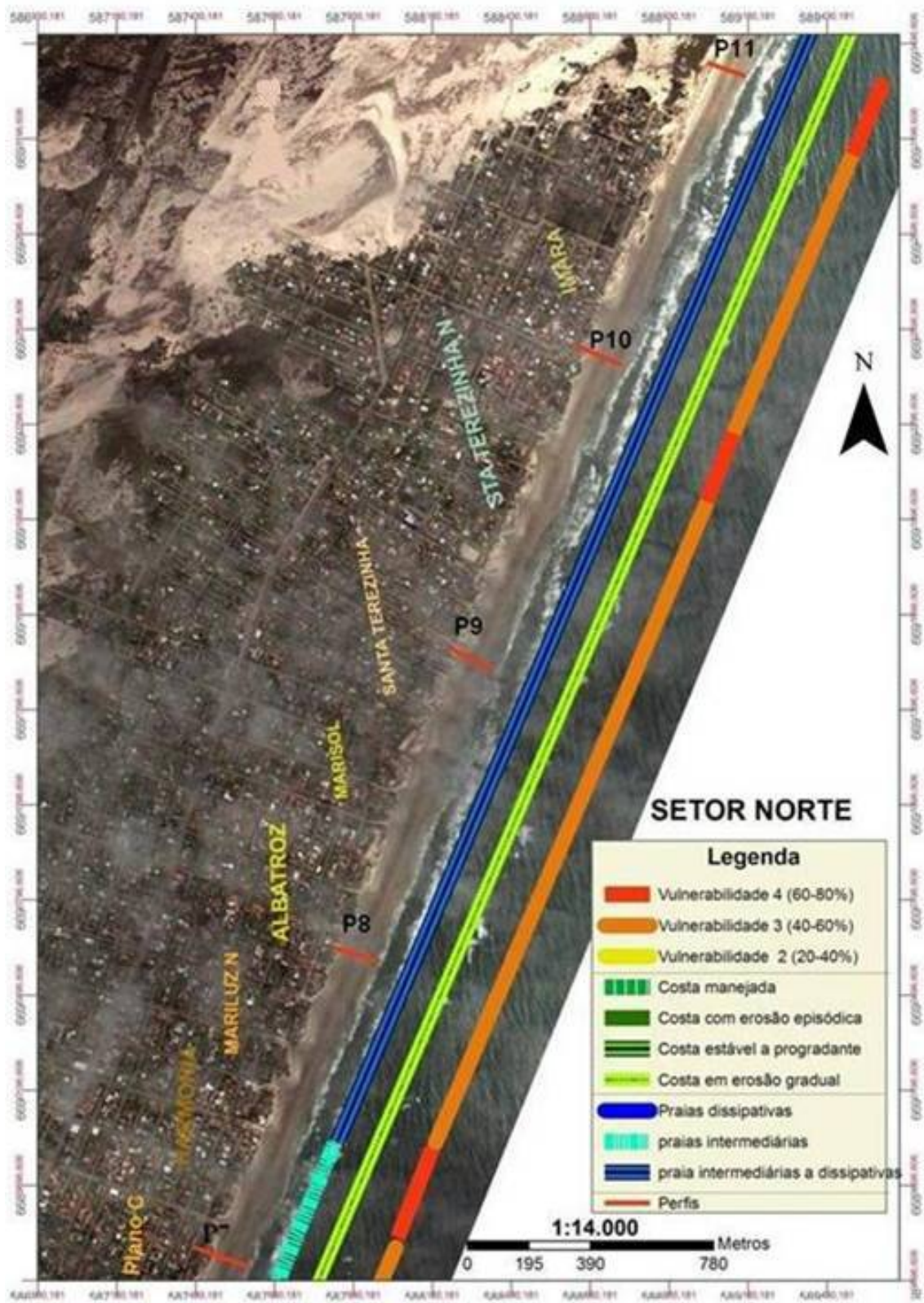


Figura 7. Classificação morfodinâmica, morfoecológica e vulnerabilidades das dunas no setor Norte da orla de Imbé-RS. Imagem de 2010 obtida do Google Earth® (datum WGS 84 – UTM zona 22S).

Figure 7. Classification of morphodynamics, morphoecological and vulnerabilities of the dunes in Northern sector of Imbé-RS. Image of the year 2010 obtained from Google Earth® (datum WGS 84 - UTM zone 22S).

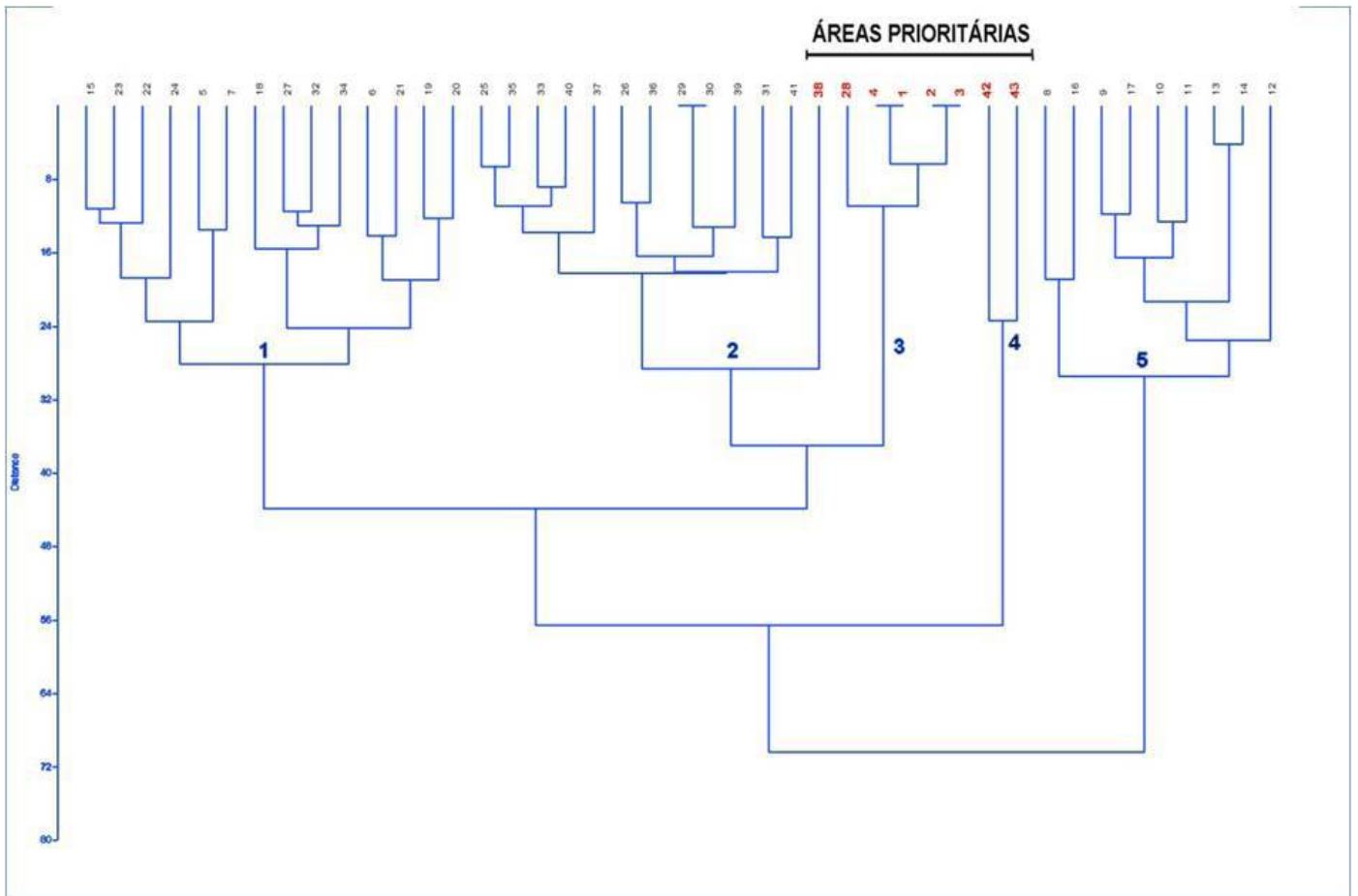


Figura 8. Resultado da análise de agrupamento por intermédio de Dendrograma: cinco grupos foram subdivididos, sendo os trechos em vermelhos considerados prioritários em razão dos seus altos IVR.

Figure 8. Result of the analysis of Cluster for Dendrograma: five groups had been subdivided, being the stretches in reds considered with priority in reason of its high IVR.

casos, o controle dos corredores de deflação se resolveria por meio de cercas de contenção (*sandfence*) e cobertura morta sobre as dunas. Situações de maior investimento envolveriam o prolongamento de manilhas de canais pluviais, recuo de muros de alguns lotes e recuperação dos cordões de dunas frontais.

O **grupo 3** abriga um segmento contínuo de 1000 m, desde a barra do estuário de Tramandaí até a Avenida Garibaldi, no Setor Sul (Figura 5), que por ter tido o maior nível de resiliência (4) foi eleito prioritário a intervenção. O modelo de urbanização da praia substituiu as dunas por passeio público, edificação de quiosques e estacionamento de veículos. No período que antecede a temporada de verão, ocorrem invasões e acúmulos de areia no interior da zona urbanizada, acarretando problemas cíclicos de manutenção. A largura da pós-praia (100 m) ainda permite a construção de dunas, trabalho a ser feito todo início da primavera, empregando métodos estruturais e vegetativos. Os trechos pontuais 42, 43 (**grupo 4**), também prioritários ao manejo, decorrem da ocupação ilegal de lotes no interior da APP das dunas e a construção da estrada RS-786. A solução envolve a retiradas das moradias e recuo 50 metros da estrada para o continente.

O **grupo 5** reuniu trechos de menor nível de vulnerabilidade (20-40%), incluindo o Condomínio *Las Olas* (Fig. 5), e os balneários Presidente, Riviera, Ipiranga (Fig. 6). Neste segmento existem vazios urbanos e áreas naturais, bem como trechos contendo dunas largas (acima de 40 m) e sujeitas à baixa pressão de uso. As condições morfoecológicas das dunas são típicas de costa estável a progradante, geometria estável, boa cobertura vegetal e presença de dunas embrionárias (Tab. 3).

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

5.1. Perfis bidimensionais praia-duna

A expressão mais simples de uma praia arenosa é o perfil da sua seção transversal (perfil bidimensional), que registra a altura, largura, declividade e volume da praia (Short, 1999). Estudos clássicos da dinâmica costeira comparam os resultados de perfis sequenciais, obtidos a partir de um mesmo referencial de nível fixo ao longo do tempo. Estas observações mostram que as feições morfológicas variam entre dois extremos (Pethick, 1984), desde um perfil inclinado e convexo (verão) até um mais rebaixado, aplainado a côncavo (inverno). O presente estudo é uma radiografia da costa, no início do verão de 2012, com o objetivo de levantar

os problemas, buscar soluções e licenciar as atividades na costa.

A análise comparativa das variações da linha de costa e do volume de sedimentos são métodos diretos para a caracterização da erosão costeira ou do balanço sedimentar em dado perfil no tempo (Souza *et al.*, 2005). Os setores da linha de costa de Imbé em retrogradação e estabilidade geral nas últimas décadas (Toldo Jr. *et al.*, 1999), estiveram boa correlação com as medidas dos perfis transversais à praia. Os indícios de erosão costeira no Setor Norte de Imbé estão relacionados ao estreitamento da pós-praia (Largura $\leq 40\text{m}$), diminuição dos estoques de sedimentos ($< 0,8 \text{ m}^3\text{m}^{-1}$) e degradação dos estágios morfoecológicos das dunas frontais. A linha de costa estável no setor central da orla de Imbé esteve bem correlacionada a praias intermediárias com maior estoque de sedimentos ($> 1\text{m}^3\text{m}^{-1}$) e dunas estabilizadas, tanto pela geometria como pela satisfatória cobertura vegetal (Fig. 4 e Apêndices 2, 3, 4 e 5).

A erosão costeira é o resultado de interações complexas que resultam principalmente da dinâmica entre a quantidade e o tipo de suprimento sedimentar, energia física das ondas e mudança relativa do nível do mar (Toldo Jr. *et al.*, 2006). Dependendo das circunstâncias, a ação combinada do deslocamento das águas devida as ondas, marés, tempestades marinhas e correntes costeiras interagindo com as terras na costa produzem variabilidades na posição da linha de costa (Bird, 1996). Estas variações podem ser sazonais (perfil de inverno/ verão) e interanuais (ciclo ENSO) que se sobrepõe a uma tendência geral de progradação, em larga escala, de toda a barreira situada na província costeira a nordeste do estado do Rio Grande do Sul (Dillenburg *et al.*, 2000).

As causas antrópicas da erosão se sobrepõem às causas naturais de dinâmica de costa, pois interferem nas formas e processos do regime das praias. Estão associadas à pressão de uso e ocupação do espaço pelo homem, na dependência do modelo de urbanização da costa e a posição das edificações ao longo do perfil da praia. Em praias com erosão induzida pelo homem, a vulnerabilidade pode ser medida pela configuração do perfil praias (Marcomini & López, 1997). Com o incremento da urbanização em direção ao mar, o perfil torna-se mais retilíneo a côncavo e sem bermas na face da praia.

As dunas frontais, por interagirem com a praia, proporcionam indicações geoambientais do comportamento da linha de costa (Short & Hesp, 1982; EuroSION Project, 2004; Souza *et al.*, 2005). Na realidade, morfologias erosivas compartilham espaço com morfologias deposicionais dentro de um ciclo dinâmico (Carter *et al.*, 1990), cujo balanço vai tender para um lado ou para outro na dependência do estado da zona de surfe e praia, suprimento de sedimentos e tendência da costa em progredir, erodir ou estabilizar em um longo período de tempo (Hesp, 1999).

As formas erosivas exibem bacias de deflação pouco vegetadas, de moderada a alta escala espacial, e escarpas na face marinha produzidas por ondas de tempestades, cuja inclinação ($\geq 30\%$) apresenta diferentes fases de entalhe e preenchimento (Setor Norte). Numa situação de colapso do sistema eólico ocorrem muitas brechas e descontinuidades laterais do cordão de dunas. Uma duna com morfologia estável e bem vegetada apresenta a inclinação da face marinha suave ($\leq 30\%$) e levemente convexa, resultando em maior estabilidade frente aos fortes ventos (Setor Central).

A presença de dunas incipientes no pós-praia caracteriza a duna em acreção (perfil 4), que além de proteger a base da duna estabilizada, indica a recuperação ou progradação do sistema em direção ao mar.

A matriz arenosa policíclica formadora das praias do RS é retrabalhada no domínio praias por forças bidirecionais (*swash e backwash*), capazes de retirar os sedimentos finos e enriquecê-los com fragmentos de conchas. A boa seleção encontrada em todos os sedimentos coletados na zona do estirâncio é característica de ambientes de elevada energia. No entanto, a assimetria, que afere o grau de classificação da parte central das distribuições granulométricas com as suas terminais, representou ponto importante na caracterização da dinâmica e dos agentes de transporte e deposição presentes na área. Assimétrias negativas (cauda da curva deslocada da normal no sentido dos grossos) estiveram fortemente associadas a praias intermediárias de areia fina com elevados estoques de areia no perfil praias (perfis 5, 6 e 7 do Setor Central) e com mobilidade positiva da linha de costa (Toldo Jr. *et al.*, 1999). A distribuição de tamanho do grão areia média ($Mz < 2,0 \text{ } \phi$) esteve correlacionado somente a perfis morfodinâmicos dissipativos (perfis 3, 8 e 11), em áreas da linha de costa em recuo e com baixo estoque de areia ($< 0,8 \text{ m}^3\text{m}^{-1}$).

A análise da tendência de transporte de sedimentos pressupõe que as distribuições de tamanho de grão do sedimento mudam ao longo do transporte, sendo possível definir a sua direção segundo a comparação da textura entre os depósitos contíguos (McLaren & Bowles, 1985). O fato do Setor Central da costa de Imbé ter apresentado areias mais fina, melhor selecionadas e com assimétrias negativas em relação aos Setores Sul e Norte (Tab. 1), caracteriza um saldo sedimentar positivo nesse setor, advindo do transporte dos trechos costeiros adjacentes em erosão. Nesse modelo, a energia de transporte dos sedimentos diminui nas praias intermediárias do Setor Central da costa, depositando os grãos mais finos e construindo bermas. No entanto, verifica-se apenas uma tendência observada na área de estudo, corroborada pela mobilidade da linha de costa (Toldo Jr., 1999), mas que deverá ser confirmada com mais amostragens temporais.

5.2. Vulnerabilidade das dunas e classificação da orla

A abordagem metodológica proposta permite identificar rapidamente quais são as zonas mais vulneráveis do sistema de dunas frontais que, por conseguinte, exigem medidas urgentes de proteção (Matias *et al.*, 1997). O *checklist* é um sistema rápido de avaliação tanto na dimensão temporal como espacial (Williams & Bennett, 1996). O método pode ser alimentado por novos parâmetros ou eliminar parâmetros redundantes e introduzir novas avaliações quantitativas, buscando sempre a melhor aproximação da condição da duna e melhor configurar as estratégias de manejo de dunas.

A vulnerabilidade das dunas frontais de Imbé mostrou a presença de agrupamentos mais ou menos homogêneos, separados por variações pontuais de alguns trechos (Tab. 2). A matriz das variáveis empregadas na medição e cálculo dos IVR, após ser submetida à análise multivariada, classificou cinco regiões costeiras com características similares quanto ao comportamento das variáveis analisadas, facilitando a proposição das soluções de manejo. Entre as áreas prioritárias

para iniciar o Plano de Manejo destaca-se o Grupo 3, setor Imbé 1-4 (Fig. 9). Trata-se de um grupo homogêneo e contínuo com elevados índices de vulnerabilidade (IVR > 60%), decorrente de uma urbanização equivocada que suprimiu as dunas.

A acentuação da vulnerabilidade no sistema de dunas está diretamente relacionada à pressão de uso, tais como às atividades turísticas e de veraneio que, ao mesmo tempo em que geram receitas para o município, são responsáveis por impactos ambientais e sociais negativos, incluindo perda de habitat, aumento na pressão sobre os estoques pesqueiros, poluição das águas costeiras com esgotos, acúmulo de lixo, entre outros tantos (Clark, 1996).

A pressão de uso humana (seção D *checklist*) sempre foi o principal condicionador das características morfológicas da faixa de dunas em área com ocupação consolidada do Litoral Norte do RS (Tabajara et al., 2012). Na escala regional existem diferenças nas forçantes costeiras a nível oceanográfico, meteorológica e climática: as ondas que chegam à costa sofrem modificações ao longo da plataforma interna que resultam em regimes diferentes na zona de arrebentação (Dillenburg et al., 2005); a componente normal do vento NE em relação à costa torna-se mais importante para o sul (abaixo de Tramandaí) e a altura das dunas frontais aumenta (Calliari et al., 2005); assim como o afastamento da costa em relação as escarpas da Serra Geral deixam o clima mais seco e ventoso para o sul, desenvolvendo extensos campos de dunas transgressivas (Tomazelli et al., 2008). Estas variáveis não foram taxadas nesse estudo, que devido à pequena extensão territorial do município de Imbé (11 Km), não sofreriam variação espacial sensível possível de distinguir os grupos amostrados da costa.

5.3. Estratégias de manejo desenhadas para toda a costa

Com a finalidade de emissão da Licença de Instalação, além dos segmentos considerados prioritários ao manejo, destacam-se as demandas do município, tais como: áreas com problemas cíclicos de manutenção (canais pluviais e fugas de areia para o viário), acessos funcionais e de pedestres, pontos dos empreendimentos imobiliários com frente para o mar, etc. O plano de manejo de dunas do município de Imbé, por meio de mapas georreferenciados, localizou os pontos de intervenção propondo estratégias de manejo de dunas a serem usadas na solução dos problemas de erosão, conflitos de uso, manutenção de sangradouros e na melhoria dos acessos à praia.

Na prática, o manejo de dunas é frequentemente ligado ao manejo de praia (Bird, 1996) e, conforme o *Soil Conservation Service* (1990) baseia-se nas seguintes estratégias: 1) a conservação do sistema de dunas existentes concedendo uma zona tampão entre as propriedades privadas e as áreas ativas de praia; 2) recuperação das dunas com distúrbios; 3) controle das atividades recreativas. O grupo de estudo apontou aos gestores do município de Imbé as seguintes técnicas de manejo para resolver os problemas de erosão de toda a orla: controle dos corredores de areia através da instalação de cercas de contenção, espalhamento de cobertura morta, construção de dunas frontais e plantio de capim-de-praia (*Panicum racemosum*), redimensionamento dos sangradouros, melhoria dos acessos à praia, bem como campanhas de sinalização e educação ambiental.



Figura 9. Vista da praia de Imbé no Setor Sul, sede municipal, onde as dunas frontais foram suprimidas pela urbanização pública. Data: 27 de dezembro de 2011.

Figure 9. View of the Imbé beach at the sector where foredunes were suppressed by urbanization public. Date: December 27, 2011.

Seção A – Morfologia da duna					
	0	1	2	3	4
1 Área superficial (m ²)	>10000 []	>7500 []	>5000 []	>2500 []	<2500 []
2 Largura da duna (m)	> 50 []	> 40 []	> 30 []	>20 []	> 10 []
3 Altura máxima da duna (m)	> 5 []	> 4 []	> 3 []	> 2 []	< 1 []
4 Processo de escarpamento	baixo []		moderado []		alto []
5 Declividade na face frontal marinha	suave []		moderada []		acentuada []
ESCORE TOTAL/ Percentagem					
Seção B – Condições da praia					
	0	1	2	3	4
1 Largura do pós praia (m)	> 100 []	> 80 []	> 60 []	> 40 []	£ 40 []
2 Suprimento de areia	alto []		moderado []		baixo []
3 Brechas na face de praia	nenhuma []		algumas []		muitas []
4 Largura das brechas na face de praia	< 2 []		2 - 10 []		> 10 []
5 Dunas embrionárias	muitas []		algumas []		pouca []
ESCORE TOTAL/ Percentagem					
Seção C- Características dos 200m adjacentes ao mar					
	0	1	2	3	4
1 % de área de blowouts dentro do sistema	< 5 []	> 5 []	> 10 []	> 20 []	> 40 []
2 Fuga de areia do sistema p/ continente	pouca []		alguma []		muita []
3 % de brechas no sistema de dunas	> 0 []	> 5 []	> 25 []	> 50 []	> 70 []
4 % do lado marinho da duna vegetada	> 90 []	> 60 []	> 30 []	> 10 []	< 10 []
5 Se as recentes areias depositadas foram	muitas []		algumas []		nenhuma []
6 % de cobertura impenetrável	poucas []		algumas []		muitas []
7 Existência de vegetação exótica	nenhuma []		alguma []		muita []
8 Sangradouros	0 []		1 []		2 ou + []
ESCORE TOTAL/ Percentagem					
Seção D – Pressão de uso					
	0	1	2	3	4
1 N° de acessos de veículos	0 []	1 []	2 []	3 []	4 []
2 Densidade de caminhos de pedestre	baixa []		média []		alta []
3 Estágio de urbanização	nenhum []	orla rústica []	horiz. padrão []	mista []	vertical []
4 Nível de urbanização (%)	<10 []	>10 []	30 a 50 []	>50 []	>70 []
5 Posição da urbanização	sem []	terço final []	pós-duna []	duna frontal []	pós-praia []
6 N° de quiosque na praia	0 []	1 a 2 []	3 a 5 []	6 a 8 []	9 a 10 []
7 N° de proprietários	um []		alguns []		muitos []
ESCORE TOTAL/ Percentagem					

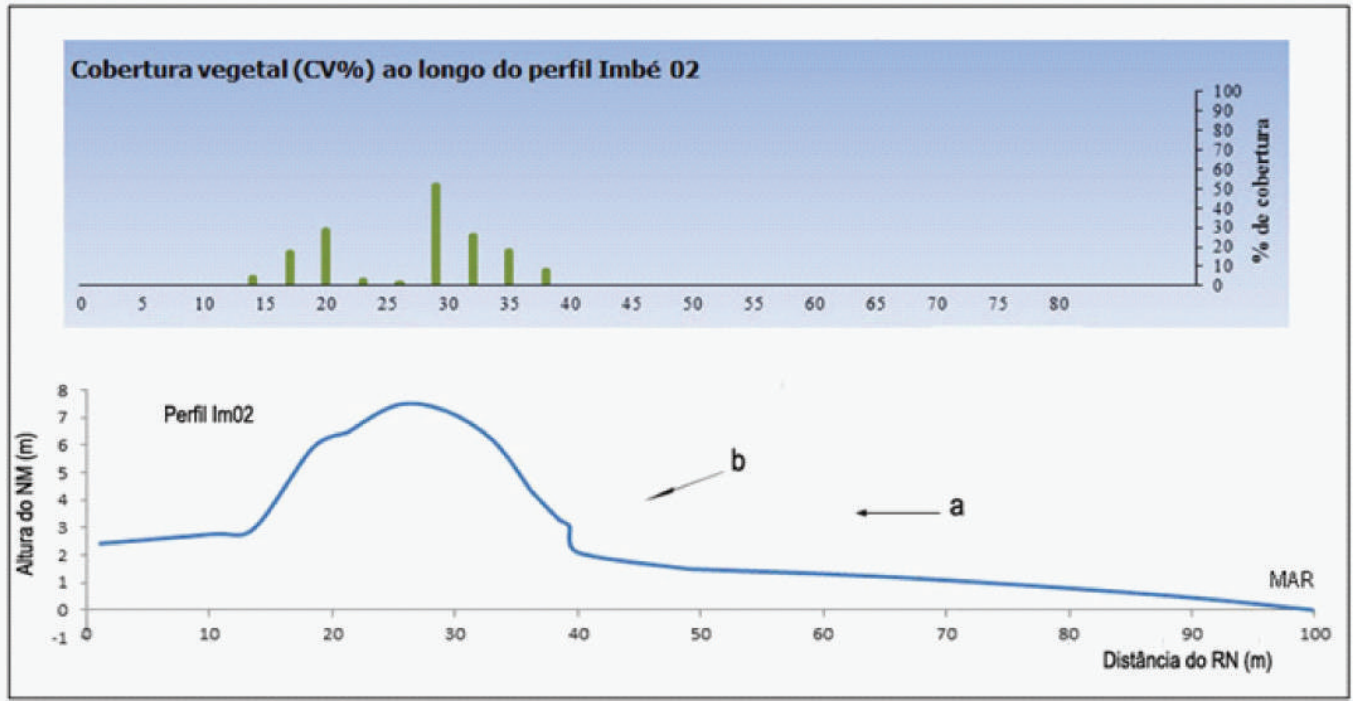
Apêndice 1. Lista de controle de vulnerabilidade de dunas para a medição dos índices de vulnerabilidade dos trechos costeiros do município de Imbé-RS. O método consiste em atribuir pontuação de 0 a 4 aos vários parâmetros de cada uma das quatro categorias: A- Morfologia das dunas; B- Condições da praia; C- Característica dos 200 m adjacentes ao mar; e D- Pressão de uso.

Appendix 1. Checklist of the dunes vulnerability in the coastal sectors of Imbé beach. The method consists in assigning score of 0 to 4 to several parameters of each of the four categories: A-Morphology dunes, B-Beach conditions;-C-Characteristic of 200 m adjacent to the sea and D-Use pressure.

Apêndice 2. No topo, variação da cobertura vegetal percentual ao longo do perfil da duna Imbé 2 (Im02); e , abaixo, foto a- vista do perfil transversal a duna e foto b- vista oblíqua do sistema de dunas com escarpamento por ondas, em larga escala.

Appendix 2. At the top, change in vegetation cover percentage along the profile of the dune Imbé 2 (Im02) and, below, photo a – cross-section view of the dune and photo b - oblique view of the dune system with escarpment by waves in large scale.

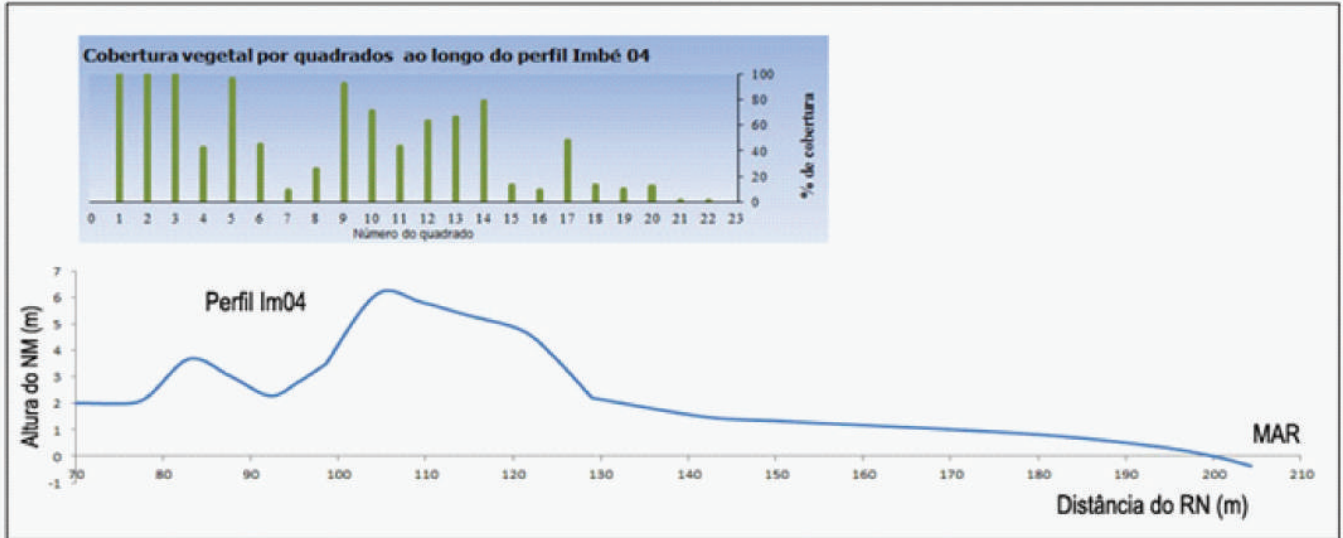
SETOR SUL - perfil Imbé 02



Apêndice 3. No topo, variação da cobertura vegetal percentual, ao longo do perfil da duna Imbé 4 (Im04); e , abaixo, foto a - vista da região do pós-duna e recuo da linha de ocupação; foto b - vista lateral do sistema de dunas em processo de acreção de areia fixadas por *Panicum racemosum*.

Appendix 3. At the top, change in vegetation cover percentage along the profile of the dune Imbé 4 (Im04) and, below, photo a - view of the area of dune and receding occupation, photo b -side view of the system dunes in the process of accretion of sand fixed by *Panicum racemosum*.

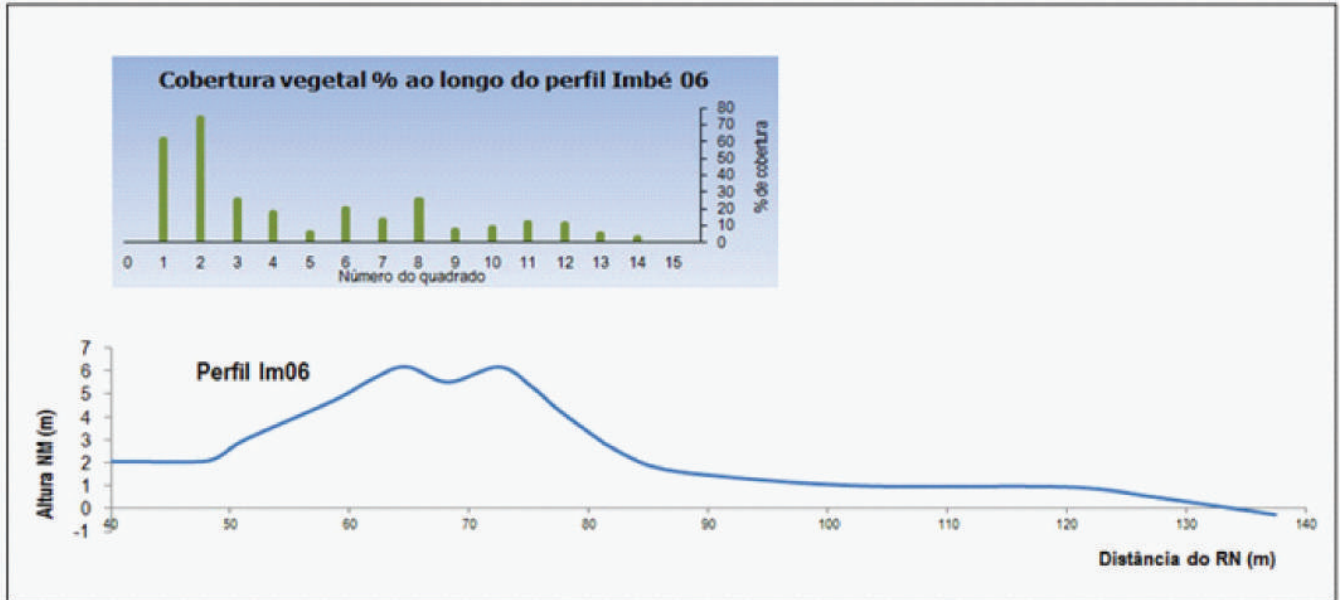
SETOR CENTRAL - perfil Imbé 04



Apêndice 4. No topo, variação da cobertura vegetal percentual ao longo do perfil da duna Imbé 6 (Im06); e , abaixo, foto a- vista das ocupações e lotes presentes nas proximidades do pós-duna; foto b- amostragem por quadrados (1 m²) com a presença de *Ipomoea pes-caprae* no talude reverso da duna.

Appendix 4. At the top, change in cover vegetation percentage along the profile of the dune Imbé 6 (Im06) and, below, photo a - view of occupations and lots nearby of dune, photo b-sampling square (1 m²) with the presence of *Ipomoea pes-caprae* in the reverse slope of the dune.

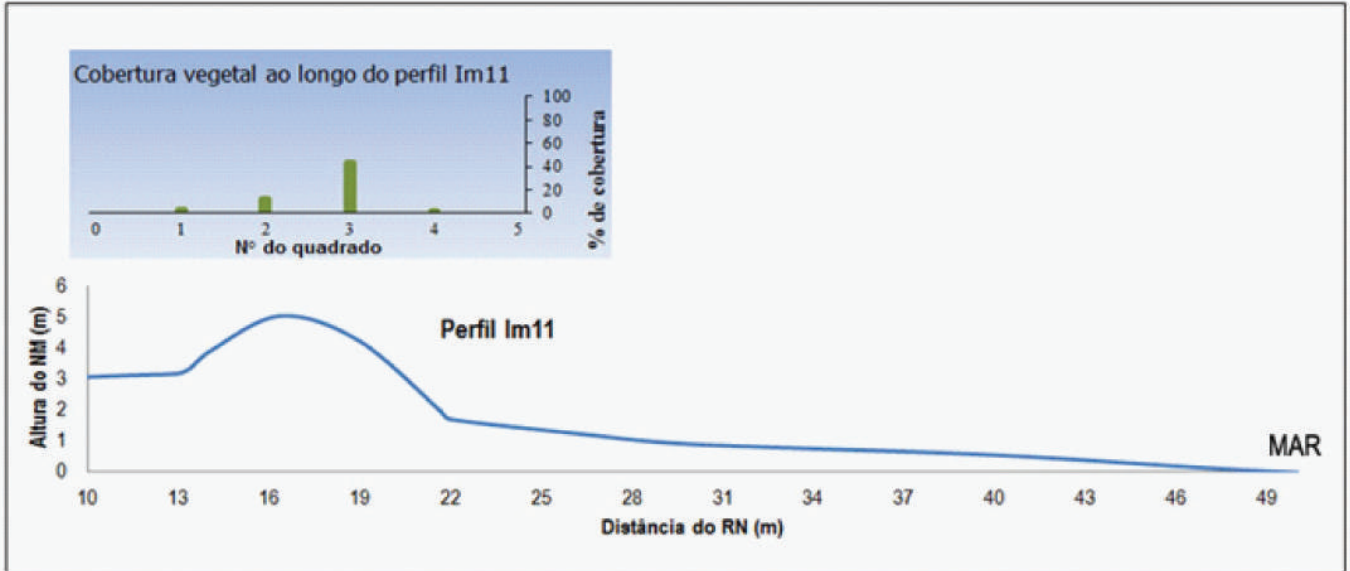
SETOR CENTRAL - Perfil Imbé 6



Apêndice 5. No topo, variação da cobertura vegetal percentual, ao longo do perfil da duna Imbé 11 (Im11); e, abaixo, foto a- reverso do cordão de dunas frontais cortado pela estrada litorânea interpraia; e, foto b- face marinha e pé da duna frontal em erosão por ondas marinhas e ventos.

Appendix 5. At the top, change in vegetation cover percentage along the profile of the dune Imbé 11 (Im11) and, below photo a - reverse of foredunes crossed by coastal road, and, photo b – dune erosion of the marine face and foredune foot by waves and marine winds.

SETOR NORTE - Perfil Imbé 11



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, L.E.S.B.; Rosauero, N.M.L.; Toldo Jr., E.E. (1997) - Análise Preliminar das Marés na Barra do Rio Tramandaí, RS. *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Resumos*, pp.560-566, Vitória, ES, Brasil.
- Almeida, L.E.S.B.; Rosauero, N.L.; Toldo JR., E.E.; Gruber, N.S. (1999) -Avaliação da profundidade de fechamento para o litoral Norte do Rio Grande do Sul. *Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, MG, Brasil; Publicado em CD-ROM.
- Arens, S.M.; Wiersma, J. (1994) - The Dutch Foredunes: Inventory and Classification. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), 10(1):189-202, Fort Lauderdale, FL, U.S.A. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/4298203>
- Balsillie, J.H.; Donoghue, J.F.; Butler, K.M.; Koch, J.L. (2002) - Plotting Equation for Gaussian Percentiles and a Spreadsheet Program for Generation of Probability Plots. *Journal of Sedimentology Research*, 72(6):929-933. DOI: 10.1306/040402720929
- Bird, E.C.F. (1996) - *Beach Management*. 281p., John Wiley, Chichester, West Sussex, UK. ISBN: 0471963372
- Birkemeier, W.A. (1985) - Field data on the seaward limit of profile change. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 111(3):598-602. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-950X(1985)111:3(598)
- Calliari, L. J.; Speranski, N.; Boukareva, I. (1998) - Stable Focus of Wave Rays as a Reason of Local Erosion at the Southern Brazilian Coast. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 1551-5036), si26(2):19-23. Fort Lauderdale, FL, U.S.A.
- Calliari, L.R.; Pereira, P.S.; Oliveira, A.O.; Figueiredo, S.A. (2005) - Variabilidade das dunas frontais no litoral Norte Médio do Rio Grande do Sul, Brasil. *Gravel* (ISSN: 1678-5975), 3:64-68. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Carter, R.W.G.; Hesp, P.; Nordstrom, K.F. (1990) - Erosional landforms in coastal dunes. In: Nordstrom, K.F., Psuty, N.P., Carter, R.W. (Eds.) *Coastal Dunes: form and process*. pp.217-250, John Wiley, Chichester, West Sussex, UK. ISBN: 978-0471918424
- Clark, J.R. (1996) - *Coastal Zone Management Handbook*. 694p., CRC Press. Boca Raton, FL, USA. ISBN: 1566700922
- Cordazzo, C.V.; Seeliger, U. (1995) - *Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil*. 275p, editora da FURG, Rio Grande, RS, Brasil. ISBN: 8589985024
- Dal Cin, R.; Simeoni, U. (1994) - A Model for Determining the Classification, Vulnerabilidade and Risk in the Southern Coastal Zone of the Marche (Italy). *Journal of Coastal Research* (ISSN: 1551-5036), 10(1):18-29.
- Davies, P.; Willians, A.T.; Curr, R.H.F. (1995) - Decision making in dune management: theory and practice. *Journal of Coastal Conservation* (ISSN: 1874-7841), 1:87-96.
- Dillenburg, S.R.; Roy, P.S.; Conwell, P.C.; Tomazelli, L.J. (2000) - Influence of Antecedent Topography on Coastal Evolution as Tested by the Shoreface Translations-Barrier Model (STM). *Journal of Coastal Research* (ISSN: 1551-5036), 16(1):71-81.
- Dillenburg, S.R.; Martinho, C.T.; Tomazelli, L.J.; Dorneles, L.O.; Silva, D.B. (2005). Gradientes de altura de ondas ao longo da costa do Rio Grande do Sul. *Anais do X Congresso da ABEQUA*, Guarapari, ES, Brasil. Publicado em CD-ROM.
- Euroasion Project, (2004) - *Living with coastal erosion in Europe: Sand and Space for Sustainability*. 30p. European Commission, Barcelona, Espanha. Disponível em: <http://www.euroasion.org/reports-online/part4.pdf>.
- FEPAM (2000) - *Diretrizes Ambientais para o Desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte*. 96p., Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM), Porto Alegre, RS, Brasil. *Não Publicado*.
- FEPAM (2004) - *Documento Normativo para a elaboração de Planos de Manejo de Dunas*. 2p., Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM), Porto Alegre, RS, Brasil. *Não Publicado*.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. (2001) - Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* (ISSN: 1935-3952), 4(1):art4:1-9. Disponível em: http://www.uv.es/pe/2001_1/past/past.pdf.
- Hesp, P.A. (1988) - Morphology, dynamics and internal stratification of some established foredunes in southeast Australia. *Sedimentary Geology*, 55(1-2):17-41. DOI: 10.1016/0037-0738(88)90088-7
- Hesp, P.A. (1999) - The Beach Backshore and Beyond. In: Short, A.D. (ed.), *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*, pp.145-169, John Wiley, Chichester, West Sussex, UK ISBN: 978-0471965701.
- IBGE (2001) - *Tendências Demográficas: Uma análise dos resultados da Sinopse Preliminar do Censo Demográfico 2000*. 63p., Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RS, Brasil. ISBN 85-24008547. Disponível em www.ibge.gov.br/home/...demografica/analise.../sinopse_censo2000.pdf
- IBGE (2010) - *Mapa Municipal Estatístico (Imbé)*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_estatisticos/censo_2010/mapa_municipal_estatistico/rs/imbe_v2.pdf
- IPCC (2001) - *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)], 83p., IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, U.K. / New York, NY, U.S.A. ISBN: 0521014956. Disponível em <http://www.acrim.com/%5C/Reference%20Files/CLIMATECHANGE%202001%20-%20The%20Scientific%20Basis.pdf>
- Laranjeira, M. (1997) - *Vulnerabilidade e gestão dos sistemas dunares: o caso das dunas de Mira*. Dissertação de Mestrado, 199 p., Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal. *Não Publicado*
- McLaren, P.; Bowles, D. (1985) - The Effects of sediment transport on grain-size distributions. *Journal of Sedimentary Petrology* 55(4):457-470. DOI: 10.1306/212F86FC-2B24-11D7-8648000102C1865D
- Matias, A.; Dias, J. A.; Williams, A.T.; Ferreira, O. (1997) - Vulnerabilidade das dunas da Ria Formosa. *9º Congresso do Algarve*, pp.231-239, Racal Clube, Silves, Portugal.

- Marcomini, S.C.; Lopéz, R.A. (1997) - Beach Profile Vulnerability. *In: Bordomer - Coastal Environments Management and conservation BORDOMER 97, 2 :220-231, Bourdeaux, France.*
- Martins, L.R. (1967) - Aspectos texturais e deposicionais dos sedimentos praias e eólicos da planície costeira do Rio Grande do Sul. 102p., *Publicação Especial, 13.* Escola de Geologia/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Martins, L.R.; Ponzi, V.R.; Corrêa, I.C.S. (1978) - Processamento Geológico de Amostras. *Notas Técnicas CECO/UFRGS, 1:5-103, Porto Alegre, RS, Brasil.*
- Martinho, C.T.; Hesp, P.A.; Dillenburg, S.R. (2010) - Morphological and temporal variations of transgressive dunefields of Northern and mid-littoral Rio Grande do Sul coast, Southern Brazil. *Geomorphology, 117(1/2):14-32.* DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.11.002
- Motta, V.F. (1968) - *Relatório diagnóstico sobre a melhoria e aprofundamento do acesso pela barra de Tramandaí.* 58p., IPH/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil. *Não Publicado.*
- Muehe, D.; Roso, R.H. ; Savi, D.C. (2003) - Avaliação de Método Expedito de Determinação do Nível do Mar como Datum Vertical para Amarração de Perfis de Praia. *Revista Brasileira de Geomorfologia* (ISSN:1519-1540), 4(1):53-57, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/download/19/17
- Nicolodi, J.L.; Siegle, E.; Rechden, F.O.R.; Corrêa, I.C.S. (2002) - Análise sedimentológica do pós-praia no Rio Grande do Sul. *In: L.R. Martins, E.E. Toldo Jr. & S.R. Dillenburg (eds), Erosão Costeira: Causas, análise de risco e sua relação com a gênese de depósitos minerais,* CECO/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil
- Pethick, J. (1984) - *An Introduction to Coastal Geomorphology.* 260p., Edward Arnold, London, UK. ISBN: 0713163917
- Pfadenhauer, J. (1978) - Contribuição ao conhecimento da vegetação e de sua condição de crescimento nas dunas costeiras do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biologia* (ISSN 0034-7108), 38(4):827-836. São Carlos, SP, Brasil.
- Santos, C.R.; Castellani, T.T.; Horn Filho, N.O.(1995) - "Pioneer" vegetation Dynamics at the Beach and foredunes in Joaquina Beach, Santa Catarina Island, Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências, 68(3):495-508, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.*
- SCOR Working Group 89 (1991) - The response of Beaches to Sea-Level Changes: A Review of Predictive Models. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 1551-5036), 7(3):895-921, Fort Lauderdale, FL, U.S.A. Disponível em <http://journals.fcla.edu/jcr/article/view/78544/75949>
- Short, A.D.; Hesp, P.A. (1982) - Wave Beach and Dune Interactions in Southeastern Australia. *Marine Geology, 48(3-4):259-284.* DOI: 10.1016/0025-3227(82)90100-1
- Short, A.D. (1999) - Wave-dominated beaches. *In: A.D. Short (ed.), Handbook of beach and shoreface morphodynamics., pp.145-169, John Wiley, Chichester, West Sussex, UK.* ISBN: 978-0471965701.
- Soil Conservation Service (1990) - *Coastal Dune Management: A Manual of Coastal Dune Management and Rehabilitation Techniques.* 74p., Soil Conservation Service of NSW, Sydney, Australia.
- Souza, C.R.; Souza F.P.W.M.; Esteves, L.S.; Vital, H.; Dillenburg, S.R.; Patchineelam, S.M ; Addad, J.E. (2005) - Praias arenosas e erosão costeira. *In: Souza, C.R (ed.), Quaternário do Brasil,* pp.130-152, Editora Holos, São Paulo, SP, Brasil. ISBN: 8586699470
- Suguio, K. (1992) - *Dicionário de Geologia Marinha: com termos correspondentes em inglês, francês e espanhol.* p.171, ed. T.A. Queiroz, São Paulo, SP, Brasil. ISBN: 85-71820015
- Tabajara, L.L.; Gruber, N.S.; Dillenburg, S.R.; Aquino, R. (2005) - Vulnerabilidade e Classificação das Dunas da Praia de Capão da Canoa, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. *Gravel* (ISSN: 1678-5975), 3:71-84, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Tabajara, L.L.C.A.; Almeida, L.E.S.B.; Martins, L.R.(2008) - Morfodinamicabi-tridimensional de praia e zona de surfe intermediária-dissipativa no litoral Norte-RS. *Gravel* (ISSN: 1678-5975), 6(1):81-97, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Tabajara, L.L.C.A.; Gruber, N.S.; Portz, L. (2012) - As dunas de Xangri-Lá: inventário, classificação e escolha de áreas prioritárias ao manejo. *Pesquisas* (ISSN 1518-2398), 39(1):35-52, Porto Alegre, RS, Brasil. Disponível em: <http://www.pesquisasemgeociencias.ufrgs.br/3901/3-3901.pdf>
- Toldo Jr., E.E.; Dillenburg, S.R.; Almeida, L.E.S.B.; Tabajara, L.L.; Martins, R.R.; Cunha, O.B.P. (1993) - Parâmetros morfodinâmicos da Praia de Imbé-RS. *Pesquisas em Geociências* (ISSN 1518-2398), 20(1):27-32, UFRGS. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Toldo Jr., E.E.; Almeida, L.E.S.; Barros, C.; Martins, L.R.(1999) - Retreat of the Rio Grande do Sul Coastal Zone, Brazil. *In: Martins, L.R. & Santana, C.I. (eds.), Non Living Resources of the Southern Brazilian Coastal Zone and Continental Margin.* pp.62-68, Editora da UFRG, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Toldo Jr. E.E.; Almeida, L.E.S.B.; Nicolodi, J.L.; Martins, L.R. (2006) - Erosão e Acréscimo da Zona Costeira. *In: D. Muehe (org.), Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro,* pp.468-475, MMA/PGGM, Brasília, DF, Brasil. ISBN 85-77380289
- Tomazelli, L. J. (1993) - O Regime de Ventos e a Taxa de Migração das Dunas Eólicas Costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* (ISSN 1518-2398), 20(1):18-26. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Tomazelli, L.J.; Dillenburg, S.R.; Barboza, E.G. ; Rosa, M.L.C. (2008) - Geomorfologia e Potencial de Preservação dos Campos de Dunas Transgressivos de Cidreira e Itapeva, litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas em Geociências* (ISSN 1518-2398), 35(2):47-55, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Wright, L.D.; Short, A.D. (1984) -Morphodynamic Variability of Surf Zones and Beaches: A synthesis. *Marine Geology, 56(1-4):93-118.* DOI: 10.1016/0025-3227(84)90008-2
- Williams, A.T.; Bennet, R. (1996) - Dune Vulnerability and Management in England. *In: J. Taussik & J. Mitchell (eds.), Partnership in Coastal Zone Management,* pp.377-384, Samara Publishing, Hereford, U.K. ISBN: 187392099.
- Williams, A.T.; Davies, P.; Curr, R.H.F.; Koh, A.; Bodéré, J.C.I.; Hallégouet, B.; Meur, C. ; Yoni, C. (1993) - A Checklist Assessment of Dune Vulnerability and Protection in Devon and Cornwall, UK. *In: Coastal Zone '93,* 1:3395-3408, ASCE, New York, NY, USA.

Biologia reprodutiva de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) em duas áreas de manguezal do litoral sul do Estado de Pernambuco, Brasil *

Reproductive biology of Ucides cordatus (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) in two mangrove areas from the south coast of state of Pernambuco, Brazil

Daniela da Silva Castiglioni ^{@, 1}, Daiana da Silva-Castiglioni ², Paloma Joana Albuquerque de Oliveira ³

RESUMO

O caranguejo de manguezal *Ucides cordatus* é uma espécie endêmica de manguezais com expressiva importância econômica no litoral brasileiro, mas a sobrepesca e a devastação dos manguezais vêm reduzindo drasticamente as suas populações. Estudos nacionais sobre a biologia reprodutiva têm sido realizados em algumas regiões, embora sejam escassos ou antigos nos manguezais de Pernambuco. Neste estudo objetivou caracterizar o período reprodutivo do caranguejo através do desenvolvimento gonadal e a frequência de fêmeas ovígeras. Os animais foram coletados manualmente durante a maré baixa em duas diferentes áreas (de 25 m² cada) de abril de 2008 a maio de 2009. Foram amostrados um total de 1.424 exemplares (Mamacabas = 805; Ariquindá = 619). Os espécimes foram sexados e dissecados, e foi avaliado o estágio de desenvolvimento das gônadas através de seu tamanho e de sua coloração. Os caranguejos com gônadas imaturas e rudimentares foram considerados imaturos sexualmente, enquanto aqueles pertencentes aos demais estágios reunidos (em desenvolvimento, desenvolvido, avançado e esgotado) foram classificados como maduros. Os machos com gônadas maduras ocorreram durante todo o ano, sendo mais frequentes na primavera e no verão, independentemente da área de manguezal estudada (Mamucabas ou Ariquindá). As fêmeas com gônadas maduras ocorreram ao longo do ano, com maior frequência no outono e no verão, enquanto as ovígeras ocorreram apenas no verão e no outono, em ambas as localidades. Tais resultados caracterizam uma reprodução sazonal do caranguejo-uçá nos manguezais analisados, seguindo o padrão reprodutivo já descrito para a espécie em outras regiões do Brasil.

Palavras-chave: caranguejo-uçá, fêmeas ovígeras, desenvolvimento gonadal e reprodução.

ABSTRACT

The mangrove crab Ucides cordatus is a typical species of the estuarine environment with significant economic importance in the Brazilian coast, but overfishing and destruction of mangroves have dramatically reducing their populations. Studies about reproduction have been conducted in several regions, although those papers carried out in the mangroves of state of Pernambuco are scarce or old. Thus, this study aimed to characterize the reproductive period of U. cordatus through the analysis of gonadal development and the frequency of ovigerous females. The

@ - Corresponding author: Daniela Castiglioni <danielacastiglioni@yahoo.com.br>

1 - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Centro Superior de Educação Norte do RS (CESNORS), Palmeira das Missões, RS, Brasil.

2 - Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, RS, Brasil, E-mail: daicastiglioni@yahoo.com.br.

3 - Universidade Federal de Pernambuco, Núcleo de Biologia, Centro Acadêmico de Vitória (CAV), Brasil, E-mail: albuquerque.paloma@hotmail.com.

crabs were collected manually during low tide in two different areas (each 25 m²) from April 2008 to March 2009. A total of 1,424 specimens (Mamacabas = 805; Ariquindá = 619) were sampled. The sampled crabs were observed for sex, dissected and evaluated for stages of development of the gonads through the size and color. Crabs with immature and rudimentary gonads were considered immature and the remaining crabs were classified as mature. Males with mature gonads occurred throughout the year but they were more frequent in spring and summer in Mamucabas and Ariquindá, respectively. Females with mature gonads were found throughout the year but were more frequently in autumn and summer, as well as ovigerous females occurred only in summer and autumn in both populations. These results characterize seasonal reproduction for *U. cordatus* in the analyzed populations following the reproductive pattern already described for this species in other regions of Brazil.

Keywords: mangrove crab, ovigerous females, gonadal development, reproduction.

1. INTRODUÇÃO

O caranguejo de manguezal *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) é uma espécie típica de ambiente estuarino, endêmico da costa Atlântica do continente americano e um dos maiores crustáceos dos manguezais brasileiros (Melo, 1996). Devido ao seu porte acentuado na fase adulta, o caranguejo-uçá vem sendo utilizado como recurso pesqueiro, o que o enquadra como organismo com expressiva importância econômica (Ivo & Gesteira, 1999). Além disso, esse caranguejo desempenha funções importantes em áreas de manguezal, como processamento da serrapilheira (Nordhaus *et al.*, 2006), fluxo energético (Conde *et al.*, 2000), ciclagem de matéria orgânica (Guest *et al.*, 2006) e bioturbação do sedimento (Amouroux & Tavares, 2005). Porém, a sobrepesca e a devastação dos manguezais vêm reduzindo drasticamente os estoques pesqueiros deste caranguejo ao longo da costa brasileira (Abrunhosa *et al.*, 2002).

Os manguezais do Norte e do Nordeste são as principais áreas de ocorrência do caranguejo-uçá na costa brasileira (IBAMA, 1994), sendo que no Estado de Pernambuco, essa espécie figura desde o Município de Goiana, no litoral norte, até São José da Coroa Grande, no litoral sul, com destaque à captura mais acentuada observada dos municípios do Cabo de Santo Agostinho, Sirinhaém, Rio Formoso e Tamandaré (Botelho *et al.*, 1999). A importância socioeconômica desta espécie é mais relevante no Norte e no Nordeste (Neto, 2011), onde é capturada em grandes volumes, sendo um dos principais itens alimentares da culinária regional e, principalmente, muito apreciado pelos turistas (Botelho *et al.*, 1999). De acordo com Neto (2011), a produção do caranguejo-uçá no litoral brasileiro era de 11.900 t em 1995 e caiu para apenas 6.800 t em 2007, sinalizando uma redução de 43% na produção total anual. No Estado de Pernambuco, a produção anual de 2002 a 2007 foi de 115,1 t (Neto, 2011).

A atividade de captura de *U. cordatus* é uma das mais antigas práticas de extrativismo nos manguezais do Brasil, com muitas comunidades tradicionais ainda sobrevivendo de sua extração (Geo Brasil, 2002). A Portaria n° 34 do IBAMA de 24 de julho de 2003, regula a exploração dessa espécie nos Estados do Pará, Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia, proibindo, anualmente, de 1° de dezembro a 31 de maio, a captura, a manutenção em cativeiro, o transporte, o beneficiamento, a industrialização e comercialização de fêmeas desta espécie (Portaria n° 52 do IBAMA de 30 de setembro de 2003). Essa mesma resolução também

estabeleceu o tamanho mínimo de captura dos exemplares de *U. cordatus* em 60,0 mm de largura da carapaça. A elaboração dessas resoluções sobre a captura de *U. cordatus* foi baseada em estudos sobre a reprodução da espécie em vários manguezais ao longo do litoral brasileiro, tais como nos Estados de Pernambuco (Botelho *et al.*, 1999), Paraíba (Alves & Nishida, 2004), Alagoas (Araújo & Calado, 2008), Rio Grande do Norte (Vasconcelos *et al.*, 1999; Ivo & Vasconcelos, 2000), Paraná (Dalabona & Silva, 2005) e Santa Catarina (Branco, 1993; Wunderlich *et al.*, 2008).

Amaral & Jablonski (2005) fazem menção à contínua diminuição dos estoques e redução do tamanho de algumas espécies de caranguejos, entre eles *Cardisoma guanhumi* Lattreille, 1825 e *U. cordatus*. Tal redução, segundo esses pesquisadores, pode ser atribuída à sobrepesca, captura seletiva e degradação do habitat dessas espécies, os manguezais. De acordo com Neto (2011), os aspectos anteriormente descritos podem ter sido, em parte, os motivadores para que *U. cordatus* tenha constado na proposta formulada em 2002, como espécie ameaçada de extinção e, posteriormente, passado para a relação de espécies sobrepescadas ou ameaçadas de sobrepesca (IN MMA n° 5/04). Nesse sentido, os estudos sobre período reprodutivo apresentam informações de suma importância, principalmente para as espécies exploradas comercialmente, propiciando a elaboração ou modificação das leis de defeso conscientes, que contribuam para a manutenção do(s) estoque(s) populacional(is) (Dalabona *et al.*, 2005).

O período reprodutivo, para muitos crustáceos decápodos, pode ser estimado por observações da maturação gonadal em nível macroscópico (cor, peso e morfologia), microscópico (desenvolvimento ovocitário), como também pela frequência de fêmeas ovígeras ao longo dos meses do ano (Mouton & Felder, 1995; Mantelatto & Fransozo, 1999; Santos & Negreiros-Fransozo, 1999; Negreiros-Fransozo *et al.*, 2002; Silva-Castiglioni *et al.*, 2006; Castiglioni *et al.*, 2007; Castiglioni *et al.*, 2011).

Vários estudos já foram desenvolvidos com a espécie *U. cordatus* ao longo dos manguezais da costa brasileira, tratando a maioria deles da dinâmica populacional (Branco, 1993; Ivo *et al.*, 1999; Ivo & Gesteira, 1999; Alves & Nishida, 2004; Monteiro & Coelho-Filho, 2004; Diele *et al.*, 2005; Andrade *et al.*, 2007; Fernandes & Carvalho, 2007; Araújo & Calado, 2008; Wunderlich *et al.*, 2008) e também de aspectos da reprodução, como período reprodutivo (Dalabona & Silva, 2005; Wunderlich *et al.*, 2008; Goes *et al.*, 2010), desenvolvimento gonadal (Leite *et al.*, 2006), desenvolvimento embrionário (Pinheiro & Hattori, 2003),

fecundidade/fertilidade e assentamento larval (Ventura *et al.*, 2008). Apesar da importância de *U. cordatus* como recurso pesqueiro no Estado de Pernambuco, têm sido desenvolvidos poucos estudos sobre o seu período reprodutivo na região, podendo-se citar os trabalhos de Botelho *et al.* (1999) e Monteiro & Coelho-Filho (2004) sobre a dinâmica populacional nos estuários dos Rio Formoso e Ilhetas e no estuário do Rio Paripe, respectivamente. Recentemente, o crescimento relativo à maturidade sexual morfológica e fisiológica e à dinâmica populacional do caranguejo-uçá foi investigado em duas áreas de manguezais do litoral sul pernambucano (Ariquindá e Mamucabas) por Castiglioni *et al.* (2011), Castiglioni & Coelho (2011) e Oliveira *et al.* (2013), respectivamente. Devido à escassez ou ao fato de os trabalhos sobre reprodução de *Ucides cordatus* serem antigos no Estado de Pernambuco, o presente estudo foi desenvolvido com o intuito de determinar e confirmar o período reprodutivo desta espécie em duas novas áreas de manguezais (Ariquindá e Mamucabas), visando contribuir com informações sobre a biologia reprodutiva da espécie para a tomada de decisões futuras sobre a pesca desse recurso.

2. MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas nos manguezais dos rios Ariquindá (8°46'43,69" S e 35°06'25,87" O) e Mamucabas (8°41'28,48" S e 35°06'09,32" O), ambos localizados no Município de Tamandaré (PE), no extremo sul do litoral pernambucano, a 110 Km da capital (Recife). Esta região possui estações bem definidas: seca (setembro a dezembro) e chuvosa (janeiro a julho) (Moura & Passavante, 1995).

O Rio Ariquindá está inserido na Área de Preservação Ambiental (APA) de Guadalupe, possuindo uma extensão de 7 km que, juntamente com seu afluente União, detém grande importância como componentes da Bacia do Rio Formoso (CPRH, 1999). A área de manguezal do Rio Ariquindá, escolhida para a amostragem dos caranguejos, localiza-se próxima à sua confluência com o Rio Formoso, na Praia de Carneiros, sendo o mangue composto, predominantemente, por *Rhizophora mangle* (Linnaeus 1753), seguido de *Laguncularia racemosa* (Linnaeus, 1807) e *Avicennia shaweriana*. O substrato das áreas de amostragem do caranguejo-uçá foi caracterizado como areno-lamoso (observação pessoal). Estudos indicam que o estuário do Rio Ariquindá não sofre fortes impactos antrópicos, estando isento de poluição orgânica (Grego *et al.*, 2009), mas, com a construção da ponte sobre o rio, processos erosivos passaram a ser observados na região (Pinho, 2007).

O Rio Mamucabas localiza-se quase totalmente no Município de Tamandaré (PE), nascendo a oeste da Reserva Biológica de Saltinho, próximo ao Engenho Barro Branco, e represado ao penetrar na reserva, formando um reservatório que abastece a cidade de Tamandaré. Da nascente até a Planície Costeira, que ocorre nos arredores do núcleo urbano supracitado, o Rio Mamucabas percorre sentido noroeste-sudeste, quando segue na direção sul até a desembocadura, onde se encontra com o Rio Ilhetas, desaguando no Pontal que leva esse nome (CPRH, 1999). A área de amostragem de *U. cordatus* localiza-se próxima à desembocadura desses rios, sendo o mangue composto, predominantemente, por *L.*

racemosa, seguido de *R. mangle* e, em menor abundância, de *Avicennia shaweriana*. O substrato das áreas de amostragens também foi caracterizado como areno-lamoso (observação pessoal). No final de década de 80, o rio Mamucabas foi considerado pelo IBAMA (1989) como um dos rios de águas mais saudáveis do Estado de Pernambuco. Entretanto, durante a realização de saídas de campo, foram observados determinados impactos em algumas áreas do estuário, como desmatamento, deposição de resíduos sólidos e ocupação imobiliária (Santos *et al.*, 2001; Araújo *et al.*, 2012).

Os caranguejos foram coletados mensalmente de abril/2008 a março/2009, por um catador experiente, usando a técnica de braceamento (o catador coloca o braço na toca até sentir o animal, que é, então, capturado pela região dorsal) em três quadrados amostrais de 25 m² cada, por manguezal avaliado, que foram posicionados aleatoriamente por sorteio e paralelamente ao rio de forma equidistante (20 m). Cabe salientar que foram recolhidos todos os caranguejos encontrados em cada área. Após as amostragens, os caranguejos foram acondicionados em sacos plásticos e transportados em caixas térmicas até o laboratório, onde foram analisados quanto ao sexo (determinado visualmente com base na morfologia do abdômen) (Pinheiro & Fiscarelli, 2001) e à condição ovígera, além de ser mensurada a largura da carapaça (LC) e o comprimento da carapaça (CC) de cada exemplar com um paquímetro digital (0,01 mm). Posteriormente, a carapaça foi removida para a verificação macroscópica do estágio de desenvolvimento gonadal de cada espécime, o qual foi registrado (análise morfológica, de tamanho e coloração). Assim, as gônadas foram analisadas e classificadas, segundo o sexo, em cinco estágios para fêmeas e seis estágios para machos, modificados de Botelho *et al.* (1999), Ivo *et al.* (1999) e Pinheiro & Fiscarelli (2001) (Tabela I).

A frequência relativa de cada estágio gonadal, para ambos os sexos, nas duas áreas de manguezal, foi analisada mensalmente para avaliação da dinâmica do desenvolvimento das gônadas durante um ciclo anual. A determinação da frequência de indivíduos imaturos, em maturação e maduros ao longo das estações do ano foi efetuada pelo agrupamento dos estágios gonadais, a saber: imaturo (estágio imaturo e rudimentar); em maturação (estágio em desenvolvimento); e maturo (estágios desenvolvido, avançado e esgotado). Para machos não se observou gônada no estágio avançado. O agrupamento dos estágios baseou-se em trabalho desenvolvido com *U. cordatus* por Pinheiro & Fiscarelli (2001). A proporção de machos e fêmeas com gônadas em cada estágio de maturação (imaturas, em maturação e maduras) foram comparadas entre as estações do ano para cada área de manguezal através do teste de proporções multinomiais (MANAP) ($\alpha = 0,05$) (Curi & Moraes, 1981).

A temperatura ambiente e do interior das galerias abertas de *U. cordatus* foram registradas com um termômetro digital por ocasião das amostragens dos caranguejos. As averiguações das temperaturas foram realizadas sempre na maré-baixa e durante o período da manhã, antes da amostragem dos caranguejos, em áreas sombreadas e dentro da área dos quadrados. Ambas as temperaturas foram monitoradas mensalmente no começo, meio e fim de cada amostragem para, serem calculados os valores médios por estação do

Tabela 1. Classificação dos estágios gonadais de machos e fêmeas de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), modificados de BOTELHO *et al.* (1999), IVO *et al.* (1999) e PINHEIRO & FISCARELLI (2001).

Table 1. Classification of the gonadal stages of males and females of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), modified BOTELHO *et al.* (1999), IVO *et al.* (1999) and PINHEIRO & FISCARELLI (2001).

	Machos	Fêmeas
IM	Gônadas indiferenciadas não visualizadas macroscopicamente	Gônadas indiferenciadas não visualizadas macroscopicamente
RU	Gônada pouco visível aspecto filamentosos e coloração transparente	Gônadas não desenvolvidas, com aspecto filamentosos, delgada e transparente
ED	Gônada bem visível, enovelada e de coloração esbranquiçada	Gônadas visíveis e coloração do ovário varia de amarelo a laranja e a relação gônada/hepatopâncreas é de aproximadamente 1/10
DE	Gônada em maior grau de desenvolvimento, bastante enovelada, coloração branca e ocupando ½ da cavidade cefalotorácica	Ovário lobulado e de coloração variando de laranja-escuro a vinho-claro e a relação gônada/hepatopâncreas é de aproximadamente ½
AV	Não foi classificado	Ovário ocupando toda a cavidade torácica, ultrapassando o tamanho do hepatopâncreas e com aspecto lobulado mais evidente do que o estágio anterior, coloração vinho intenso
ES	Gônadas filamentosas, delgadas e flácidas e coloração transparente	Gônadas filamentosas, delgadas e flácidas com coloração transparente à amarelo e a relação gônada/hepatopâncreas é de aproximadamente 1/10

Nota: IM= Imaturo; RU= Rudimentar; ED= Em desenvolvimento; DE= Desenvolvido; AV= Avançado; ES= Esgotado.

ano. Posteriormente, uma análise de correlação de Pearson foi utilizada para testar a associação entre a frequência de machos e fêmeas maduros e a temperatura ambiental e do interior das tocas ($\alpha= 0,05$) (Zar, 1996).

O período reprodutivo de *U. cordatus* foi determinado pela frequência sazonal de fêmeas ovígeras em relação às fêmeas adultas, como também pela frequência sazonal de gônadas maduras, conforme sugerido por Pinheiro & Fiscarelli (2001). A proporção de caranguejos maduros e a proporção de fêmeas ovígeras ao longo das estações do ano (outono= abril, maio e junho; inverno= julho, agosto e setembro; primavera= outubro, novembro e dezembro; verão= janeiro, fevereiro e março) foram comparadas através do teste de proporções multinomiais (MANAP) ($\alpha= 0,05$) (Curi & Moraes, 1981).

Os tamanhos mínimo, máximo e médio (\pm desvio padrão) da largura da carapaça das fêmeas ovígeras de *U. cordatus* foram registrados e quantificados em cada área de manguezal. A largura média da carapaça foi comparada entre as fêmeas ovígeras dos diferentes manguezais por meio do teste *t*, ao nível de significância de 5% (Zar, 1996). Além disso, a distribuição de frequência por classe de tamanho de largura da carapaça das fêmeas ovígeras de *U. cordatus* foi estimada em Ariquindá e Mamucabas.

3. RESULTADOS

Um total de 1.424 caranguejos foram analisados quanto ao desenvolvimento das gônadas, dos quais 619 espécimes em Ariquindá (344 machos e 275 fêmeas) e 805 em Mamucabas (421 machos e 384 fêmeas). Na tabela II, constam os tamanhos mínimo, máximo e médio (\pm desvio padrão) de cada sexo e estágio de desenvolvimento gonadal para as duas áreas nas quais foram amostrados os exemplares de *U. cordatus*.

Todos os estágios gonadais dos machos ocorreram ao longo do ano, independentemente da localidade (Ariquindá e Mamucabas, Figura 1), com exceção do estágio imaturo, ausente nos meses mais quentes do ano. Fato similar ocorreu com as fêmeas, embora a exceção tenha ocorrido com as gônadas avançadas, não observadas nos meses mais chuvosos em ambas as áreas de manguezais (junho a outubro) (Figura 2).

Em uma abordagem sazonal, os machos com gônadas imaturas ocorreram durante todo o ano (Figura 3), mas com maior frequência no outono em Ariquindá e Mamucabas ($p<0,05$) (Tabela III e Figura 3). Aqueles com gônadas em processo de maturação foram mais abundantes na primavera e no verão em Ariquindá e na primavera em Mamucabas ($p<0,05$) enquanto os maduros foram mais frequentes durante a primavera e o verão em ambas as áreas de manguezais nas quais de *U. cordatus* foi amostrado no Estado de Pernambuco ($p<0,05$) (Tabela III).

Em Ariquindá, fêmeas com gônadas imaturas não foram observadas no verão e em Mamucabas, foram observadas ao longo do ano (Figura 4). Em relação às fêmeas com gônadas em maturação, estas ocorreram ao longo do ano com maior frequência no outono e no inverno em Ariquindá e no outono em Mamucabas ($p<0,05$) (Tabela IV). As fêmeas que apresentavam gônadas maduras e aptas à reprodução foram encontradas ao longo de todas as estações do ano, sendo mais numerosas no verão em ambas as áreas de manguezais ($p<0,05$) (Tabela IV) (Figura 4).

A frequência relativa de machos maduros de *U. cordatus* (machos com gônadas em desenvolvimento + desenvolvidas + esgotadas) tende a aumentar com o aumento da temperatura ambiente e, também, com a temperatura no interior das

Tabela 2. Tamanho mínimo, máximo e médio (\pm desvio padrão) do comprimento (CC) e da largura da carapaça (LC) de machos e fêmeas em cada estágio de desenvolvimento gonadal em populações de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) de Ariquindá e Mamucabas, Tamandaré, Estado de Pernambuco.

Table 2. Minimum, maximum and mean size (\pm standard deviation) of the length and carapace width of males and females in each stage of gonadal development in *Ucides cordatus* populations of Ariquindá and Mamucabas, Tamandaré, state of Pernambuco.

Estágio	Medidas	Variáveis							
		Macho		Fêmea		Macho		Fêmea	
		Ariquindá				Mamucabas			
		CC	LC	CC	LC	CC	LC	CC	LC
IM	Mínimo	3.77	15.08	8.01	9.32	10.12	12.98	8.61	10.59
	Máximo	24.71	31.49	25.59	33.38	26.86	34.86	25.4	32.32
	Média	17.14	22.03	16.69	21.72	18.29	23.34	18.69	23.95
	Desvio padrão	4.02	4.33	4.74	6.28	4.33	5.59	4.20	5.46
	n	35		46		40		47	
RU	Mínimo	19.65	24.71	10.75	13.27	17.24	20.57	10.75	13.27
	Máximo	34.40	44.65	35.16	44.70	39.90	44.99	39.91	44.76
	Média	27.70	35.21	27.91	35.47	27.12	34.15	27.77	35.65
	Desvio padrão	3.40	4.89	4.93	6.29	4.79	6.13	5.14	6.44
	n	55		77		64		103	
ED	Mínimo	22.28	27.80	25.77	32.65	23.97	30.95	23.05	30.46
	Máximo	55.47	73.84	49.59	64.04	53.58	71.76	47.98	61.78
	Média	38.74	50.20	36.69	47.01	36.93	48.04	35.10	45.42
	Desvio padrão	6.92	9.46	6.31	8.33	6.47	8.84	5.69	7.34
	n	141		45		171		89	
DE	Mínimo	22.10	27.62	27.01	34.71	24.13	31.30	27.61	35.17
	Máximo	68.22	59.71	50.40	64.25	58.03	79.50	43.30	60.03
	Média	40.85	43.22	36.64	47.39	42.61	55.66	36.12	46.56
	Desvio padrão	11.05	7.42	6.69	8.81	7.56	10.72	4.72	6.43
	n	78		26		94		61	
AV	Mínimo			32.61	37.05			28.99	38.00
	Máximo			50.91	67.89			43.25	57.68
	Média			39.14	50.17			36.99	47.69
	Desvio padrão			6.90	8.92			4.33	4.72
	n			29				37	
ES	Mínimo	36.08	45.01	29.98	37.32	31.82	41.01	33.01	39.03
	Máximo	56.35	73.08	51.01	66.78	53.08	69.47	47.44	60.82
	Média	42.90	55.48	39.21	50.35	39.23	51.47	37.49	49.47
	Desvio padrão	5.00	6.53	4.73	6.49	4.69	6.25	5.27	4.56
	n	35		52		52		47	

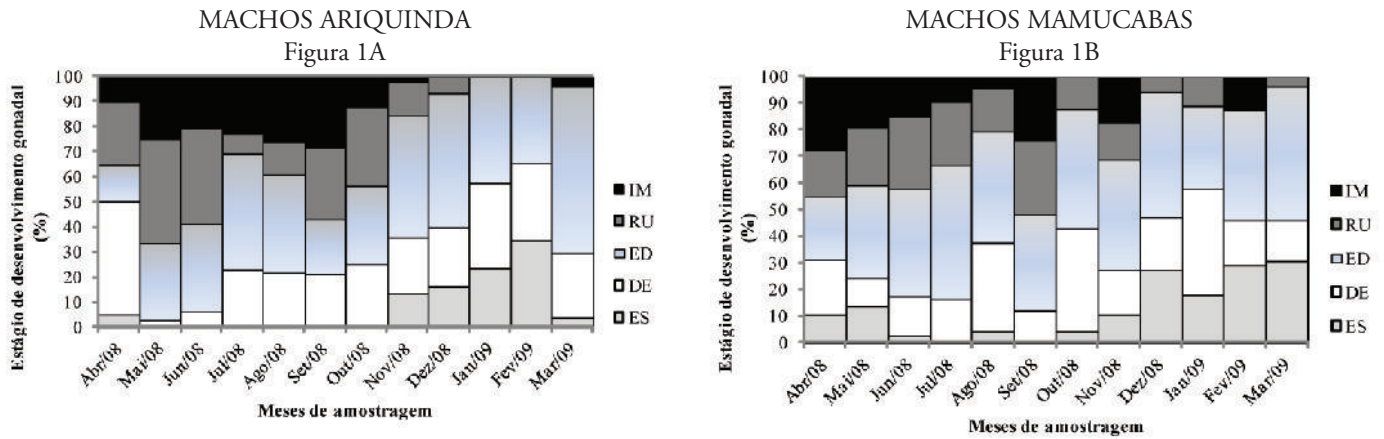


Figura 1. Estágio de desenvolvimento gonadal (%) mensal de cada estágio de desenvolvimento gonadal de machos de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) em Ariquindá (A) e Mamucabas (B), Tamandaré, Estado de Pernambuco. IM= Imaturo; RU= Rudimentar; ED= Em desenvolvimento; DE= Desenvolvido; ES= Esgotado.

Figure 1. Monthly gonadal development (%) of *Ucides cordatus* males (Linnaeus, 1763) in Ariquindá (A) and Mamucabas (B), Tamandaré, state of Pernambuco. IM = Immature, RU = Rudimentary; ED = In development; DE = Developed, ES = Depleted.

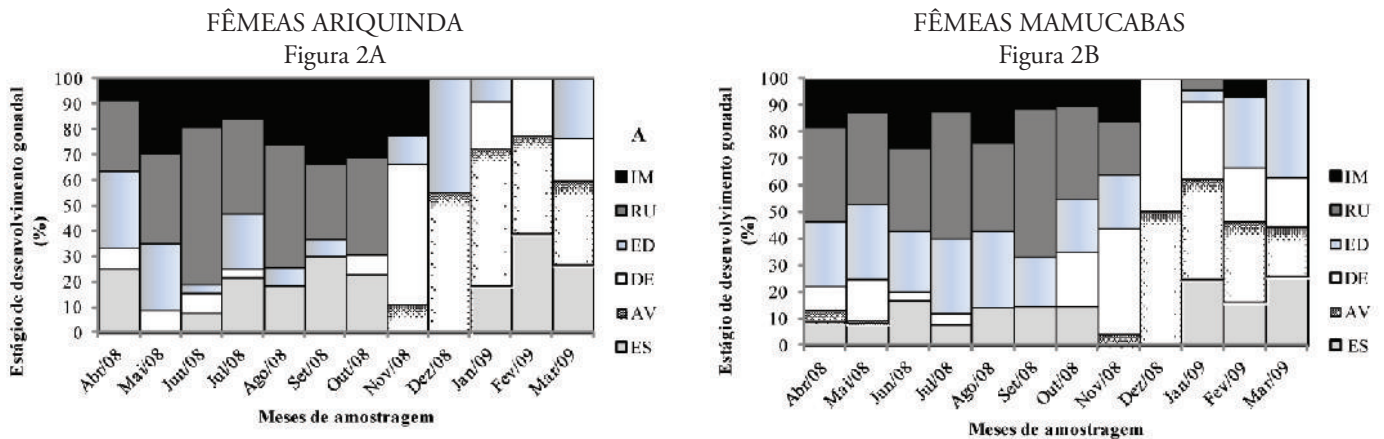


Figura 2. Estágio de desenvolvimento gonadal (%) mensal de cada estágio de desenvolvimento gonadal de fêmeas de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) em Ariquindá (A) e Mamucabas (B), Tamandaré, Estado de Pernambuco. IM= Imaturo; RU= Rudimentar; ED= Em desenvolvimento; DE= Desenvolvido; AV= Avançado; ES= Esgotado.

Figure 2. Monthly gonadal development (%) of *Ucides cordatus* females (Linnaeus, 1763) in Ariquindá (A) and Mamucabas (B), Tamandaré, state of Pernambuco. IM = Immature, RU = Rudimentary; ED = In development; DE = Developed, ES = Depleted.

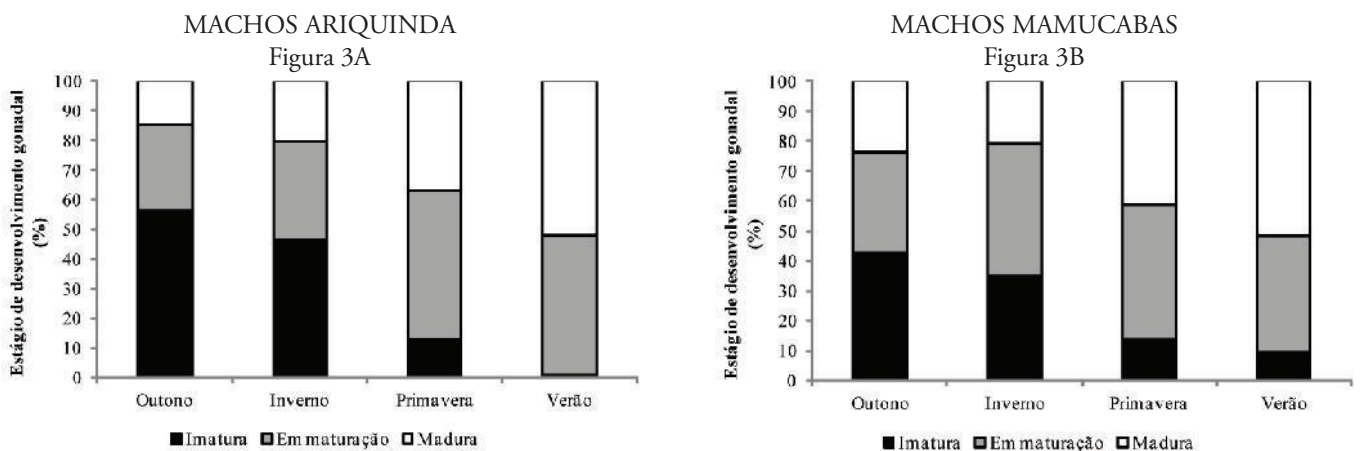
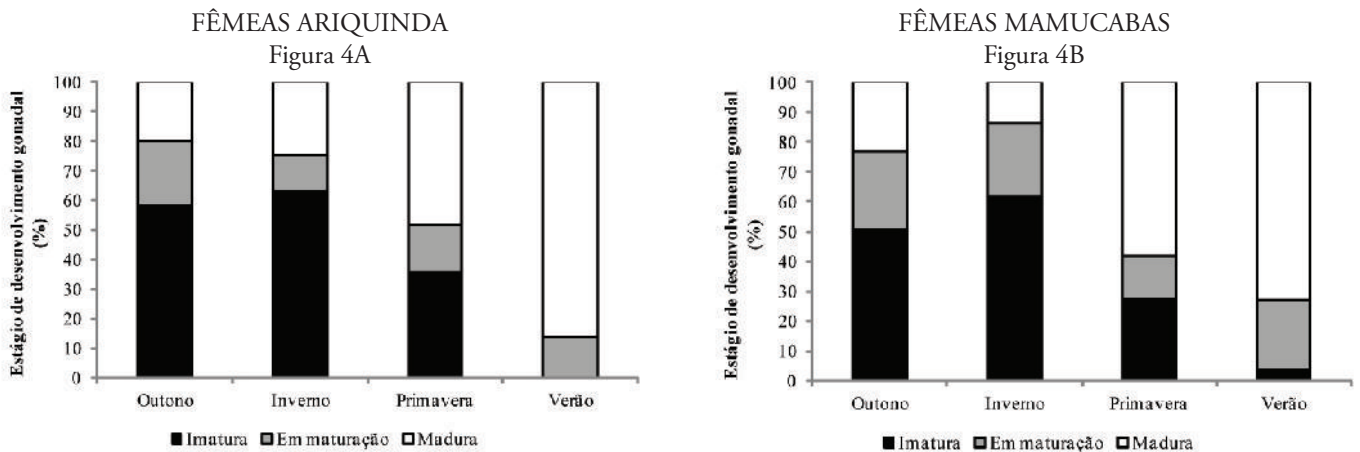


Figura 3. Frequência relativa (%) de machos de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) com gônadas imaturas, em maturação e maduras ao longo das estações do ano em Ariquindá (A) e Mamucabas (B), Tamandaré, Estado de Pernambuco.

Figure 3. Relative frequency (%) of males of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) with immature gonads, maturing and mature throughout the seasons in Ariquindá (A) and Mamucabas (B), Tamandaré, state of Pernambuco.

Tabela 3. Comparação da frequência de cada estágio gonadal de machos de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) entre as diferentes estações do ano nos manguezais de Ariquindá e Mamucabas, Tamandaré, Estado de Pernambuco.**Table 3.** Comparison of the frequency of each gonadal stages of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) males among the different seasons of the mangroves of Ariquindá and Mamucabas, Tamandaré, state of Pernambuco.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Ariquindá				
Imatura	56,7 a	27,8 b	14,4 b	1,1 c
Em maturação	18,4 b	12,8 b	35,5 a	33,3 a
Madura	11,5 b	9,7 b	32,7 a	46,0 a
Mamucabas				
Imatura	43,4 a	30,8 a	17,3 b	8,7 b
Em maturação	21,1 b	23,4 ab	33,9 a	21,6 b
Madura	17,1 b	13,0 b	36,3 a	33,6 a

Nota: valores na mesma linha com pelo menos uma letra não diferem significativamente ($p > 0,05$).**Figura 4.** Frequência relativa (%) de fêmeas de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) com gônadas imaturas, em maturação e maduras ao longo das estações do ano em Ariquindá (A) e Mamucabas (B), Tamandaré, Estado de Pernambuco.**Figure 4.** Seasonal relative frequency (%) of females of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) with immature gonads, maturing and mature throughout the seasons in Ariquindá (A) and Mamucabas (B), Tamandaré, state of Pernambuco.**Tabela 4.** Comparação da frequência de cada estágio gonadal de fêmeas de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) entre as diferentes estações do ano nos manguezais de Ariquindá e Mamucabas, Tamandaré, Estado de Pernambuco.**Table 4.** Comparison of the frequency of each gonadal stage of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) females among the different seasons of the mangroves of Ariquindá and Mamucabas, Tamandaré, state of Pernambuco.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Ariquindá				
Imatura	45,5 a	45,5 a	8,9 b	0,0 c
Em maturação	46,7 a	24,4 ab	11,1 b	17,8 b
Madura	17,8 b	20,6 b	14,0 b	47,7 a
Mamucabas				
Imatura	56,0 a	30,0 b	12,9 c	2,0 d
Em maturação	48,3 a	20,2 b	10,1 b	21,3 b
Madura	26,2 b	6,9 c	26,2 b	40,7 a

Nota: valores na mesma com pelo menos uma letra em comum não diferem significativamente ($p > 0,05$).

tocas, tanto em Ariquindá (Temperatura ambiente $r=0,78$; Temperatura das tocas $r=0,97$; $p<0,05$) como em Mamucabas (Temperatura ambiente $r=0,93$; Temperatura das tocas $r=0,97$; $p<0,05$). Nas fêmeas, observou-se correlação positiva entre a frequência relativa de fêmeas com gônadas maduras (gônadas em desenvolvimento + desenvolvidas + avançadas + esgotadas) e a temperatura ambiente e no interior das tocas em Ariquindá (Temperatura ambiente $r=0,78$; Temperatura das tocas $r=0,54$; $p<0,05$) e em Mamucabas (Temperatura ambiente $r=0,94$; Temperatura das tocas $r=0,81$; $p<0,05$).

O número total de fêmeas ovígeras de *U. cordatus* amostradas no período de estudo nas duas áreas de manguezal foi baixo, correspondendo a 29,7% das fêmeas adultas em Ariquindá ($n=33$; entre fevereiro e abril, com 8, 15 e 10 exemplares/mês) e 14% em Mamucabas ($n=35$; entre janeiro e abril, com 1, 12, 15 e 7 exemplares/mês). As fêmeas ovígeras

de *U. cordatus* ocorreram apenas no verão e no outono nas duas áreas de manguezais, sendo em Ariquindá de 23:10 (verão:outono) e em Mamucabas de 28:7, com a frequência de fêmeas ovígeras no verão significativamente superior nas duas áreas de amostragem (MANAP; $p<0,05$) (Figura 5).

A largura da carapaça das fêmeas ovígeras de Ariquindá variou de 29,56 a 66,78 mm, com média (\pm desvio padrão) de $48,25 \pm 7,52$ mm. Em Mamucabas a menor e a maior fêmea ovígera possuíam 38,08 e 60,82 mm, respectivamente, com tamanho médio de $48,92 \pm 6,6$ mm. O tamanho médio da largura da carapaça das fêmeas ovígeras não apresentou diferença significativa entre as diferentes áreas de manguezais ($t=-0,75$; $p<0,05$). Do total de fêmeas ovígeras amostradas, 75,8% e 65,7% distribuíram-se entre 40,0 a 55,0 mm de largura da carapaça em Ariquindá e Mamucabas, respectivamente (Figura 6).

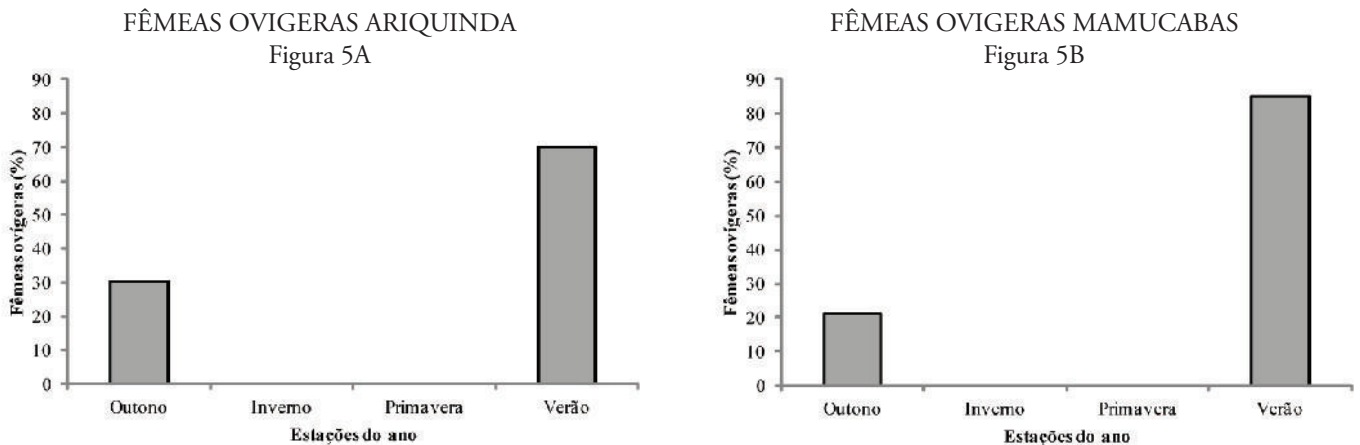


Figura 5. Fêmeas ovígeras (%) de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) ao longo das estações do ano em Ariquindá (A) e Mamucabas (B), Tamandaré, Estado de Pernambuco. Colunas com letras em comum não diferem significativamente ($p>0,05$).

Figure 5. Ovigerous females (%) of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) throughout the seasons in Ariquindá (A) and Mamucabas (B), Tamandaré, state of Pernambuco. Columns with common letters do not differ significantly ($p>0,05$).

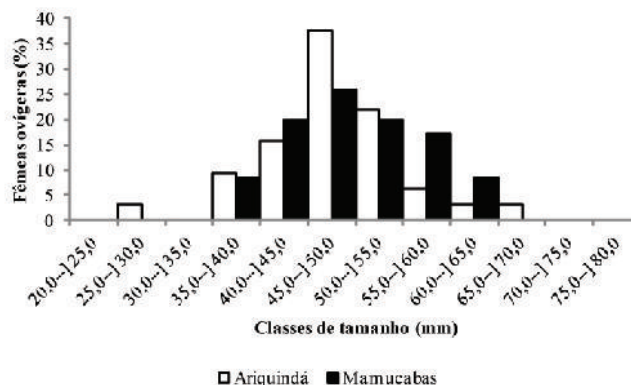


Figura 6. Fêmeas ovígeras (%) de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) por classe de tamanho da largura da carapaça (LC) em Ariquindá e Mamucabas, Tamandaré, Estado de Pernambuco.

Figure 6. Ovigerous females (%) of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) by size class of carapace width in Ariquindá e Mamucabas, Tamandaré, state of Pernambuco.

4. DISCUSSÃO

Os crustáceos podem se reproduzir durante todos os meses do ano (padrão contínuo) ou se restringir a alguns meses em que as condições ambientais são mais favoráveis (padrão descontínuo ou sazonal) (Sastry, 1983). Nos dois manguezais onde os exemplares de *U. cordatus* foram amostrados (Ariquindá e Mamucabas), as fêmeas com gônadas maduras foram registradas durante todo o ano, embora com maior frequência no verão, sendo que nessa estação também foi registrada a maior frequência de fêmeas ovígeras (janeiro a abril). Os machos com gônadas maduras foram observados também ao longo do ano, mas com maior expressividade nas estações mais quentes (primavera e verão). Assim, tais resultados, juntamente com a presença de fêmeas ovígeras apenas no verão e outono (com menor frequência), confirmam o período reprodutivo de *U. cordatus* como sazonal nas duas áreas analisadas no presente trabalho, conforme já observado no Nordeste brasileiro por Botelho *et al.* (1999) e Ivo *et al.* (1999), bem como no Sul-Sudeste por Pinheiro & Fiscarelli (2001), Dalabona & Silva (2005) e Wunderlich *et al.* (2008).

A ocorrência de gônadas maduras em machos durante todo o ano pode estar relacionada com a maior velocidade do ciclo espermiogênico em relação ao oogênico como observado por Mota-Alves (1975) para *U. cordatus*. No caso das fêmeas, a maior expressividade de exemplares com gônadas maduras (primavera e verão), nos períodos de maiores temperaturas (primavera e verão) e síncrono as maiores frequências de fêmeas ovígeras (verão), confirma os resultados de outros autores para as regiões, Norte, Nordeste, Sul e Sudeste brasileiras (Alcântara-Filho, 1978; Costa, 1979; Vasconcelos *et al.*, 1999; Diele, 2000; Pinheiro & Fiscarelli, 2001; Araújo & Calado, 2008; Wunderlich *et al.*, 2008). A frequência de exemplares de *U. cordatus* com gônadas maduras, independentemente do sexo, tende a aumentar com a elevação térmica do ambiente e da água no interior das galerias. A constatação da ocorrência simultânea de exemplares com gônadas maduras em períodos de maiores temperaturas, coincide com a capacidade das larvas de reduzir o tempo de exposição no plâncton pelo fato de encurtar o seu desenvolvimento, pois esta é uma fase crítica na vida desses organismos devido à predação (Morgan, 1996; Morgan & Christy, 1996).

A estação reprodutiva restrita nos caranguejos semiterrestres pode estar relacionada, principalmente, às mudanças sazonais na temperatura, ao fotoperíodo e à disponibilidade de recursos alimentares (Pillay & Ono 1978). Tal aspecto já foi ressaltado para *Ocyropode quadrata* (Fabricius, 1787) por Negreiros-Fransozo *et al.* (2002), que verificaram associação positiva das fêmeas com gônadas desenvolvidas com a temperatura (atmosférica e da água superficial) e pluviosidade, como também para *Uca rapax* (Smith, 1870), por Castiglioni *et al.* (2007), em relação à temperatura ambiental. Além disso, o fotoperíodo, a disponibilidade de alimento e a pluviosidade podem também ser outros fatores que influenciam a reprodução em braquiúros (Conde & Díaz, 1989; Zimmerman & Felder, 1991; Flores & Negreiros-Fransozo, 1998; Cobo & Fransozo, 2003; Litulo, 2004; Diele *et al.*, 2005; Wunderlich *et al.*, 2008).

Portanto, estudos sobre o fotoperíodo, a pluviosidade e a disponibilidade de recursos alimentares dos estoques de *U. cordatus*, podem, também, contribuir para o entendimento dos resultados obtidos, uma vez que, esses fatores já foram apontados como influenciadores na dinâmica da reprodução (Alcântara-Filho, 1978; Costa, 1979; Diele, 2000; Pinheiro & Fiscarelli, 2001; Wunderlich *et al.*, 2008).

A maturidade sexual morfológica das populações de *U. cordatus*, determinada anteriormente por Castiglioni & Coelho (2011), evidenciou uma antecipação da maturidade em comparação a outros estoques pesqueiros de Pernambuco, que maturam com tamanho superior. Caranguejos com gônadas aptas à reprodução apresentaram tamanho inferior (LC) aos 60,0 mm estabelecidos pela Portaria nº 70/2000 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), e, além disso, as fêmeas ovígeras apresentaram um tamanho médio de aproximadamente 48,0 mm de largura da carapaça em ambos os manguezais. Esses resultados aliados ao de Castiglioni & Coelho (2011) sugerem a necessidade de implantar novas políticas de manejo para esta espécie na costa pernambucana, uma vez que, os estoques têm se reproduzido com tamanhos bem inferiores ao mínimo determinado previamente na região de Tamandaré (35,5 mm em machos e 38,0 mm em fêmeas) (Botelho *et al.*, 1999) e também pelo fato de que machos e fêmeas com tamanhos superior a 60,0 mm foram pouco frequentes nas amostragens realizadas por Oliveira *et al.* (2013) nestes mesmos estoques de *Ucides cordatus*. Provavelmente, essa antecipação na reprodução, deve-se à exploração excessiva sofrida ao longo dos últimos anos pelas populações analisadas. De acordo com Botelho *et al.* (1999), nos manguezais dos municípios pernambucanos de Rio Formoso e Tamandaré, os estoques de caranguejo-uçá sofrem grande pressão durante o verão, resultado do aumento da demanda por produtos marinhos e estuarinos, com a presença na região de grande número de turistas. Além disso, nessa época, aumenta também o número de catadores nos ambientes estuarinos, com o ingresso de catadores sazonais de caranguejo, oriundos das atividades de agricultura, construção e transporte (Botelho *et al.*, 1999). A prática de captura com redinha, método de pesca ilegal (Portaria nº 52 do IBAMA de 30 de Setembro de 2003) supostamente mais predatório na captura de caranguejo, é utilizada com maior intensidade nesse período. Diele (2000) sugeriu que a baixa taxa de crescimento observada em uma população de *U. cordatus* do norte do Brasil, significa que esta espécie é altamente vulnerável à sobrepesca. Além disso, de acordo com esses mesmos autores, o decréscimo no número de machos maiores em áreas muito exploradas indica uma provável redução da capacidade do ecossistema para amortecer ações negativas em sua condição natural, e, se a pressão continuar, a produção será, provavelmente, inferior.

Tendo em vista a importância biológica de estudos sobre o período reprodutivo para a manutenção dos estoques de espécies exploradas comercialmente, essa pesquisa mostrou que *U. cordatus*, na região de Tamandaré, se reproduz no verão e no início do outono (janeiro a abril), sendo que esta estação reprodutiva está dentro do período de defeso estipulado pela Portaria nº 34 do IBAMA de 24 de julho de 2003. No entanto, os estoques do caranguejo-uçá analisados no presente trabalho estão aptos à reprodução com tamanho

inferior ao de outros já estudados ao longo da costa brasileira (ver Castiglioni & Coelho, 2011), fato este confirmando pelo tamanho médio dos machos e das fêmeas com gônadas desenvolvidas, pelo tamanho mínimo das fêmeas ovigeras e, também pelo tamanho estimado da maturidade sexual por Castiglioni & Coelho (2011). Os presentes resultados reforçam a necessidade de um plano de manejo do caranguejo-uçá na região de Tamandaré e podem ajudar na implementação de novas políticas de controle de captura do caranguejo-uçá para a costa pernambucana (principalmente no verão), contribuindo, assim, para a manutenção dos estoques que são comercialmente explorados. Além disso, a implantação de ações socioambientais junto à comunidade ribeirinha e pescadores poderão ajudá-los a compreender o papel ecológico, econômico e social do caranguejo-uçá.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do projeto (APQ 0108-2.04/07), e ao CNPq, pela Bolsa de Desenvolvimento Regional (DCR) ao co-autor D.S.C. Aos colegas do GEDECPE (Grupo de Estudo sobre Diversidade e Ecologia de Crustáceos de Pernambuco), pelo auxílio durante as atividades laboratoriais, e ao Sr. Adriano Augusto Nascimento Martins, pelo auxílio nas saídas de campo.

BIBLIOGRAFIA

- Abrunhosa, F.A.; Silva Neto, A.A.; Melo, M.A.; Carvalho I.O. (2002) - Importância da alimentação e do alimento no primeiro estágio larval de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda, Ocypodidae). *Revista Ciência Agronômica* (ISSN: 1806-6690), 33(2):5-12, Fortaleza, CE, Brasil. Disponível em: <http://www.ccarevista.ufc.br/site/down.php?arq=12rca33-2.pdf>
- Alcantara-Filho, P. (1978) - Contribuição ao estudo da biologia e ecologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda, Brachyura) no manguezal do Rio Ceará (Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar* (ISSN: 0374-5686), 18(1/2):1-41, Fortaleza, CE, Brasil. Disponível em: http://www.labomar.ufc.br/images/stories/arquivos/ArqCienMar/V18_1978/acm_1978_18_1-2_01.pdf
- Alves, R.R.N.; Nishida, A.K. (2004) - Population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the estuary of the Mamanguape River, northeast Brazil. *Tropical Oceanography* (ISSN: 1679-3013), 32(1):23-37, Recife, PE, Brasil. Disponível em: http://www.revista.ufpe.br/tropicaloceanography/artigos_completos_resumos_t_d/32_2004_1_alves.pdf
- Amaral, A.C.Z.; Jablonski, S. (2005) - Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3):331-349. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00692.x
- Amouroux, J.M.; Tavares, M. (2005) - Natural recovery of Amazonian mangrove Forest as revealed by brachyuran crab fauna: preliminary description. *Vie et Milieu / Life and Environment* (ISSN: 0240-8759), 55(2):71-79, Observatoire Océanologique, Université Pierre et Marie Curie, Banyuls-sur-Mer, France
- Andrade, C.E.; Vasconcelos, J.A.; Oliveira, S.M.; Ivo, C.T.C. (2007) - Biologia e pesca do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), no estuário do Rio Curimatau, município de Canguaretama – Rio Grande do Norte. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104 – 6411), 15(1):31-41, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=165
- Araújo, M.S.L.C. & Calado, T.C.S. (2008) - Bioecologia do Caranguejo-Uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no Complexo Estuarino Lagunar Mundáu/Manguaba (CELM), Alagoas, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 8(2):169-181. DOI: 10.5894/rgci141
- Araújo, M.S.L.C.; Castiglioni, D.S.; Coelho, P.A. (2012). Width-weight relationship and condition factor of *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Ucididae) at tropical mangroves of Northeast Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* (ISSN: 0073-4721), 102:277-284, Porto Alegre, RS, Brasil. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212012000300005
- Botelho, E.R.O; Dias, A.F. & Ivo, C.T.C. (1999) - Estudo sobre a biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763), capturado nos estuários dos rios Formoso (Rio Formoso) e Ilhetas (Tamandaré), no estado de Pernambuco. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104 – 6411), 7(1):117-145, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=48
- Branco, J.O. (1993) - Aspectos bioecológicos do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda) do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, BR. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* (ISSN: 0365- 0979), 36(1): 133-148, Curitiba, PR, Brazil. Disponível em: <http://www.avesmarinhas.com.br/44.pdf>
- Castiglioni, D.S.; Coelho, P.A. (2011) - Determinação da maturidade sexual de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) em duas áreas de manguezais do litoral sul pernambucano - Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* (ISSN: 0073-4721), 101:138-144, Porto Alegre, RS, Brasil. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_pdf&pid=S0073-47212011000100020&lng=en&nrm=iso&tlng=pt
- Castiglioni, D.S., Negreiros-Fransozo, M.L.; Cardoso, R.C.F. (2007) - Breeding season and molt cycle of the fiddler crab *Uca rapax* (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical estuary, Brazil, South America. *Gulf and Caribbean Research* (ISSN: 1528-0470), 19:11-20, Ocean Springs, MS, USA.
- Castiglioni, D.S.; Silva, J.V.C.L.; Azevedo, D.S. (2011) - Relative growth and its use to determine the morphological sexual maturity of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda, Brachyura, Ucididae) from two mangrove areas on the northeastern Brazilian coast. *Crustaceana*, 84(10):1221-1241. DOI: 10.1163/001121611X590139
- Castilho-Westphal, G.G.; Ostrensky, A.; Pie, M.R.; Boeger, W.A. (2008) - Estado da arte das pesquisas com o caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*. *Archives of Veterinary Science* (ISSN: 1517-784X), 13(2):151-166, Curitiba, PR, Brasil. Disponível em: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/veterinary/article/view/12896/8756>

- Cobo, V.J.; Fransozo, A. (2003) - External factors determining breeding season in the red mangrove crab *Goniopsis cruentata* (Latreille) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae) on the São Paulo State northern coast, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* (ISSN 0101-8175), 20(2):213-237, Curitiba, PR, Brasil. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rbzool/v20n2/v20n2a07.pdf>
- CPRH (1999) - *Diagnóstico Sócio-ambiental - Litoral Sul de Pernambuco*. 89p., CPRH - Companhia Pernambucana do Meio Ambiente, Recife, PE, Brasil. Disponível em: http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/2diagnóstico_ambiental.pdf
- Conde, J.E.; Díaz, H. (1989) - The mangrove tree crab *Aratus pisonii* in a tropical estuarine coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28(6):639-650. DOI: 10.1016/0272-7714(89)90051-6
- Conde, J.E.; Tognella, M.M.P.; Paes, E.T.; Soares, M.L.G.; Louro, I.A.; Schaeffer-Novelli, Y. (2000) - Population and life history features of the crab *Aratus pisonii* (Decapoda: Grapsidae) in a subtropical estuary. *Interciência* (ISSN: 0378-1844), 25(3):151-158, Caracas, Venezuela. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33904505>
- Costa, R.S.D. (1979) - Bioecologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), crustáceo Decápode no Nordeste brasileiro. *Boletim Cearense de Agronomia* (ISSN: 0376-1150), 20:1-74, Fortaleza, CE, Brasil.
- Curi, P.R.; Moraes R.V. (1981) - Associação, homogeneidade e contrastes entre proporções em tabelas contendo distribuições multinomiais. *Ciência e Cultura* (ISSN: 0009-6725), 33 (5):712-722, Campinas, SP, Brasil.
- Dalabona, G.; Silva, J.L. (2005) - Período reprodutivo de *Ucides cordatus* (Linnaeus) (Brachyura, Ocypodidae) na Baía das Laranjeiras, sul do Brasil. *Acta Biológica Paranaense* (ISSN: 0301-2123), 34(1, 2, 3, 4):115-126, Curitiba, PA, Brasil. Disponível em: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/acta/article/view/958/784>
- Dalabona, G.; Silva, J.L.; Pinheiro, M.A.A. (2005) - Size at morphological maturity of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) in the Laranjeiras Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* (ISSN 1516-8913), 48(1):139-145, Curitiba, PA, Brasil. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/babt/v48n1/a18v48n1.pdf>
- Diele, K. (2000) - *Life history and population structure of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté Estuary, North Brasil*. 103 p., PhD thesis, Zentrum für Marine Tropenökologie, Universität Bremen, Bremen, Germany. *Unpublished*
- Diele, K.; Koch, V.; Saint-Paul, U. (2005) - Population structure, catch composition and CPUE of the artisanally harvested mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae) in the Caeté estuary, North Brazil: Indications for overfishing? *Aquatic Living Resources*, 18(2):169-178. DOI: 10.1051/alr:2005018
- Fernandes, M.E.B.; Carvalho, M.L. (2007) - Bioecologia de *Ucides cordatus* Linnaeus, 1763 (Decapoda; Brachyura) na costa do Estado do Amapá. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia* (ISSN: 1982 6421), 20:14-21, São Luís, MA, Brasil.
- Flores, A.A.V.; Negreiros-Fransozo, M.L. (1998) - External factors determining seasonal breeding in a subtropical population of the shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura, Grapsidae). *Invertebrate Reproduction and Development* 34(2-3):149-155. DOI: 10.1080/07924259.1998.9652647
- Geo Brasil (2002) - *Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*. 447p., Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis, Brasília, DF, Brasil, ISBN: 85-7300-144-5 Disponível on-line em http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/site_cnia/geo_brasil_2002.pdf
- Goes, P.; Branco, J.O.; Pinheiro, M.A.A.; Barbieri, E.; Costa, D.; Fernandes, L.L. (2010) - Bioecology of the uçá-crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), in Vitória Bay, Espírito Santo State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(2):153-163, São Paulo, SP, Brasil. DOI: 10.1590/S1679-87592010000200006
- Grego, C.K. S.; Feitosa, F.A.N.; Silva, M.H.; Cunha, M.G.G.S.; Nascimento-Filho, G.A. (2009) - Fitoplâncton do ecossistema estuarino do Rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. *Atlântica*, 31(2):183-198. DOI: 10.5088/atl.2009.31.2.183
- Guest, M.A.; Connolly, R.M.; Lee, S.Y.; Loneragan, N.R.; Breifuss, M.J. (2006) - Mechanism for the small-scale movement of carbono among estuarine habitats: Organic matter transfer not crab movement. *Oecologia*, 148(1):88-96. DOI: 10.1007/s00442-005-0352-5
- IBAMA (1989) - *Unidades de conservação do Brasil*. Parques Nacionais e Reservas Biológicas. pp.151-153, Brasília, DF, Brasil.
- IBAMA (1994) - *Lagosta, caranguejo-uçá e camarão do Nordeste: relatórios das reuniões dos grupos permanentes de estudos*. 190p., Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, DF, Brasil.
- IBAMA (2003) - *Portaria nº 52 de 30/09/2003*. IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, DF, Brasil.
- Ivo, C.T.C.; Gesteira, T.C.V. (1999) - Sinopse das observações sobre a bioecologia e pesca do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) capturado em estuários de sua área de ocorrência no Brasil. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104-6411), 7(2):9-52, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/modulos/boletim/visualiza.php?id_arq=45
- Ivo, C.T.C.; Dias, A.F.; Mota, R.I. (1999) - Estudo sobre a biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763), capturado no Delta do Rio Parnaíba, Estado do Piauí. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104-6411), 7(1):53-84, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=46
- Leite, M.M.L.; Fonteles-filho, A.A.; Silva, J.R.F.; Cardoso, N.S. (2006) - Maturidade reprodutiva funcional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda), no estuário do Rio Coreaú, Camocim, Ceará. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104 - 6411), 14(2):41-4, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=153
- Litulo, C. (2004) - Fecundity and breeding biology of the hermit crab *Diogenes brevisrostris* (Stimpson, 1858)

- (Anomura: Diogenidae) from southern Mozambique. *Invertebrate Reproductive and Development*, 46(1):41-46. DOI: 10.1080/07924259.2004.9652604
- Mantelatto, F.L.M.; Fransozo, A. (1999) - Reproductive biology and moulting cycle of the crab *Callinectes ornatus* Ordway, 1863 (Decapoda, Brachyura, Portunidae) from Ubatuba region, São Paulo, Brazil. *Crustaceana* (ISSN: 0011-216x), 72(1):63-76. DOI: 10.1163/156854099502871
- Monteiro, B.R.; Coelho-Filho, P.A. (2004) - Estrutura populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae), no estuário do Rio Paripe, Itamaracá - Pernambuco. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104 - 6411), 12(2):101-114, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=1
- Morgan, S.G.; Christy, J.H. (1996) - Adaptive significance of the timing of larval release by crabs. *American Naturalist* (ISSN: 1537-5323), 145(3):457-479. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2463029>
- Morgan, S. G. (1996) - Influence of tidal variation on reproductive timing. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 206:237-251. DOI: 10.1016/S0022-0981(96)02606-8
- Mota-Alves, M.I. (1975) - Sobre a reprodução do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus), em mangues do Estado do Ceará - Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar* (ISSN: 0374-5686), 15(2):85-91, Fortaleza, CE, Brasil. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/1667>
- Moura, R.T.; Passavante, J.Z.O. (1995) - Biomassa fitoplanctônica na baía de Tamandaré, Rio Formoso-Pernambuco, Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* (ISSN: 1679- 3013), 23:1-15, Recife, PE, Brasil. Disponível em: http://www.revista.ufpe.br/tropicaloceanography/artigos_completos_resumos_t_d/23_1994_1995_moura.pdf
- Mouton Jr., E.C.; Felder, D.L. (1995) - Reproduction of the fiddler crabs *Uca longisignalis* and *Uca spinicarpa* in a Gulf of Mexico salt marsh. *Estuaries*, (ISSN: 0160-8347), 18(3):469-481. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1352365>
- Negreiros-Fransozo, M.L.; Fransozo, A.; Bertini, G. (2002) - Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology* (ISSN: 1937-240X), 22(1):157-161. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1549616>
- Nordhaus, I.; Wolff, M.; Diele, K. (2006) - Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1/2):239-250. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.11.022
- Oliveira, P. J. A.; Coelho, P. A. & Castiglioni, D. S. (2013) - Population biology of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae) from two tropical mangroves sites in northeast coast of Brazil. *Pananjas*, 8(2): 89-103. Disponível em: [http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_8\(2\)_89-103.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_8(2)_89-103.pdf)
- Pillay, K.K.; Ono, Y. (1978) - The breeding cycles of two species of grapsid crabs (Crustacea: Decapoda) from the North coast of Kyushu, Japan. *Marine Biology*, 45(3):273-248. DOI: 10.1007/BF00390606.
- Pinheiro, M.A.A.; Fiscarelli, A.G. (2001) - *Manual de apoio à fiscalização do caranguejo-uçá (Ucides cordatus)*. 43p., Centro de Pesquisa e Gestão dos Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul do Brasil/IBAMA, Itajaí, Brasil. ISBN: 8588570-02-5.
- Pinheiro, M.A.A.; Hattori, G.Y. (2003) - Embryology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology*, 23(3):729-737. DOI: 10.1651/C-2334
- Pinho, T.R.R. (2007) - *Avaliação de impactos ambientais enquanto instrumento da política ambiental: aplicação do licenciamento de empreendimentos turístico-hoteleiros de Pernambuco*. 128p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil. Não publicado.
- Santos, S.; Negreiros-Fransozo, M.L. (1999) - Reproductive cycle of the swimming crab *Portunus spinimanus* Latreille (Crustacea, Decapoda, Brachyura) from Ubatuba, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(4):1183-1193. DOI: 10.1590/S0101-81751999000400025
- Sastry, A.N. (1983) - Ecological aspects of reproduction. In: Vernberg & Vernberg (eds.), *The Biology of Crustacea*, 383p., Vol. 8. Environmental adaptations. Academic Press.
- Silva-Castiglioni, D.; Oliveira, G.T.; Bond-Buckup, G. (2006) - Dinâmica do desenvolvimento das gônadas de *Parastacus varicosus* (Crustacea, Decapoda, Parastacidae). *Iheringia, Série Zoologia* (ISSN: 0073- 4721), 96(4):413-417, Porto Alegre, RS, Brasil. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S007347212006000400004&script=sci_arttext
- Vasconcelos, E. M. S.; Vasconcelos, J.A.; Ivo, C.T.C. (1999) - Estudo sobre a biologia do caranguejo uçá *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) capturado no Estuário do Rio Curimatau (Canguaretama) no Estado do Rio Grande do Norte. *Boletim Técnico-Científico do CEPENE* (ISSN: 0104 - 6411), 7(1):85-116, Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em: http://www4.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=51&arquivo=modulos/boletim/res.php&id_arq=47
- Ventura, R.; Silva U.A.T.; Perbiche-Neves, G.; Ostrensky, A.; Boeger, W.A.P.; Pie, M.R. (2008) - Duration of the Pre-Settlement Period of the Mangrove Crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) Under Laboratory Conditions. *Brazilian Archives of Biology and Technology* (ISSN: 1516-8913), 51(5):957-962, Curitiba, PA, Brasil. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/babt/v51n5/a12v51n5.pdf>
- Wunderlich, A. C; Pinheiro, M.A.A. & Rodrigues, A.N. (2008) - Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2):188-198. DOI: 10.1590/S0101-81752008000200005
- Zar, J.H. (1996) - *Biostatistical analysis*. 662p., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, U.S.A.
- Zimmerman, T.L.; Felder, D.L. (1991) - Reproductive ecology of an intertidal brachyuran crab, *Sesarma* sp.(nr. *reticulatum*), from the Gulf of México. *Biological Bulletin* (ISSN: 0006-3185), 181:387-401. Disponível em: <http://www.biolbull.org/content/181/3/387.full.pdf>



http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-402_Echevarria.pdf | DOI:10.5894/rgci402

Capacity building for local coastal managers: a participatory approach for Integrated Coastal and Marine Zones Management in Uruguay *

*Capacitação de gestores locais para a zona costeira: metodologias participativas nas áreas marinhas e gestão costeira integrada no Uruguai ***

Luciana Echevarría @,¹, Alberto Gómez ¹, Clara Piriz ¹, Cristina Quintas ², Rafael Tejera ¹, Daniel Conde ³

SUMMARY

In this paper we present a capacity building experience for local coastal managers in Uruguay which was designed to promote interactions between relevant institutions and stakeholders. The objective was to increase local stakeholders' knowledge of coastal zone problems and of the implications of adaptive, integrated coastal zone management (ICZM) for informed decision making. The course, which was offered to stakeholders at different levels of the governance network, was designed to increase the capacity of participants to understand the reality of Uruguay's coastal zone, meet development challenges, evaluate the need for action to prevent or remedy these challenges, as well as to achieve changes in attitude which are necessary for sustainable communities. Through participating in the course, stakeholders gained the capacity to promote interactions between state interests, government and their own communities since they live in connection with the occupations and dynamism of the zone. ICZM training is the basis for natural resource protection and for improving the quality of life of coastal dwellers. Not only did technicians and local leaders receive training, a regional network of local knowledge and experience in comprehensive ICZM was also created, which has the potential to capitalize on the natural resources found in each area. In addition, the course generated continued commitment to coastal areas management and networking, and promoted new synergies. The link between local managers and academia which was created during this shared educational experience is of fundamental importance for advancing ICZM in Uruguay.

Keywords: Coastal Zone, ICZM, Governance, Education, Uruguay

@ - Corresponding author

1 - Centro de Manejo Costero Integrado del Cono Sur. Espacio Interdisciplinario; Universidad de la Republica. Montevideo, Uruguay. e-mail: Echevarría luciana.echevarria@gmail.com, Gómez algomezba@gmail.com, Piriz mcpiriz@gmail.com, Tejera rafael0tejera@gmail.com, Conde, vladdcc@gmail.com.

2 - Programa ECOPLATA. Montevideo, Uruguay. e-mail: cristinaquintas@ecoplata.org.

3 - Centro de Manejo Costero Integrado del Cono Sur; Centro Universitario Regional Este; Espacio Interdisciplinario; Universidad de la Republica. Montevideo, Uruguay. vladdcc@gmail.com.

* Submission: 21 March 2012; Evaluation: 26 April 2013; Reception of revised manuscript: 12 July 2013; Accepted: 31 July 2013; Available on-line: 13 August 2013

** Portuguese Title, Abstract and captions by Ulisses M Azeiteiro on behalf of the Journal Editorial Board

RESUMO

Este trabalho descreve uma experiência de capacitação para gestores locais, na zona costeira do Uruguai, que visou promover a interação entre as instituições e os stakeholders intervenientes. O objectivo do trabalho realizado foi o de alargar o conhecimento dos stakeholders quanto aos problemas na zona costeira e as implicações de uma gestão integrada da zona costeira (GIZC) no processo de decisão. A formação dos stakeholders foi efectuada para os diferentes níveis de governança e foi concebida para alargar a capacidade dos intervenientes na compreensão da realidade e dos problemas na zona costeira do Uruguai, acções de prevenção e remediação, mudanças de atitude e sustentabilidade destas áreas e das suas comunidades. Através da sua participação na formação os stakeholders adquiriram capacidades de promoção da interação entre os interesses públicos e governamentais e as suas comunidades locais. A formação em GIZC é a base para uma melhor protecção dos recursos e melhoria da qualidade de vida das populações das zonas costeiras. Para além da formação dos técnicos e líderes locais foi criada uma rede integrada de conhecimento e experiências locais em GIZC que terá o potencial de usar de forma sustentável os recursos naturais de cada área. Além disso o curso gerou um compromisso para o futuro na gestão destas áreas, criação de redes e promoção de sinergias. A ligação promovida por este projecto educacional de troca de experiências e conhecimentos entre os gestores locais e a academia terá uma importância fundamental na promoção da GIZC no Uruguai.

Palavras-chave: Zona Costeira, GIZC, Governança, Educação, Uruguai.

1. INTEGRATED COASTAL ZONE MANAGEMENT AND CAPACITY BUILDING IN URUGUAY

Coastal zones play a vital role in the social-economic evolution of mankind. Due to the abundant resources which it provides, a variety of activities and uses are concentrated in the coastal zone (Cicin-Sain & Knecht, 1998). Currently, the social demands associated with the various uses and activities of the coastal zone are increasing. In this limited and highly desired zone, social tensions and conflicts may arise where uses and activities converge. Complex supply and demand interactions with respect to territory, natural resources, infrastructure and services exist, increasing anthropogenic pressure on the environment (Ehler *et al.*, 2007).

The Millennium Assessment recognizes that the increasing world population is at the heart of this problem. Permanent population growth, technological progress and changes in consumer demands have led to a substantial modification in food availability, energy share and fluidity of global trade. Therefore, an increasing proportion of goods and services come from coastal and marine resources, and several examples exist where these resources are exploited to their full exhaustion (Beaudoin & Pendleton, 2012).

For Latin America, coastal marine areas are vital to almost all spheres of social interest leading to deterioration and depletion of natural capital (Barragán Muñoz, 2012). Almost all Latin American countries share the loss or degradation of coastal ecosystems and the services they provide for human welfare. Coastal environments provide ecological goods and services and, since they are generally public spaces, are controlled by the state (Young, 2007).

Uruguay has a coastal zone of approximately 714 km which is characterized by various types of morphology associated with different ecosystems. The dominant formations along the coast are arches of sandy beaches separated by rocky headlands. In addition to sand dunes, the oceanic coast is characterized by a series of coastal lagoons and marshes (GEO, 2008; Menafrá *et al.*, 2009). In recent years, the Uruguayan coast has been transforming at an accelerated rate. A variety of activities such as artisanal and industrial fishing, agriculture, tourism, transportation and maritime trade have led to an expansion of cities and increased settlement in the

coastal zone with an intensification of urbanization and of the transportation networks. This has resulted in a significant concentration of the population, accompanied by increased economic activity and infrastructure which largely depends on the coast and must be located in its proximity (Menafrá *et al.*, 2009).

One reason for this trend is that the majority of society does not understand the immense value of a sustainable coastal environment, or the cost of its degradation. Coastal managers work in a constantly changing environment with fragmented management efforts which originated from a sectorial (port, fishing, infrastructure, tourism, etc.) or jurisdictional (state, provincial or departmental, municipal) management approach. Currently, coastal management is basically regulatory and based on strong interests and pressures from various sectors.

Integrated Coastal Zone Management (ICZM) assumes interdependence of coastal human communities and associated resources, calls for user conflict resolution and the reduction of cumulative impacts, and considers local participation as a critical management component (Christie *et al.*, 2005). ICZM is regarded internationally as the most advanced approach to vertically and horizontally integrate technical, political and coastal communities, taking into account local adaptation of international experiences. In order to actively participate in ICZM, the problems caused by interactions between people and their physical and biological environment must be considered and understood both socially and culturally. This is necessary in order for people to feel like an integral part of the coastal environment and to work responsibly when confronted with inappropriate uses (Sorensen & West, 1992).

Adaptive management is a tool that can be used not only to better run a system, but also to learn about the system itself. It uses an integrated approach to cope with uncertainty and complexity in natural systems (Holling, 1978; Walters, 1986), assuming that managed resources will continue to be modified due to human intervention, so surprises and new uncertainties will continuously emerge (Gunderson, 1999).

As part of the holistic approach of ICZM, capacity building plays as a central role in developing the abilities

of planners, managers and decision makers, to accomplish sustainable management based on new values and behaviors (Novo, 2009). May & Williams (1986) include the ability to reach set goals, which can be reflected in political, managerial, and technical competences among capacities to be developed. The US Marine Fisheries Service indicates that capacity building also requires strengthening human resources and capabilities for coastal management, science, training and education (May & Williams, 1986). Crawford (1993) indicates that building institutional capacity for ICZM is a relevant component for the implementation of ICZM plans. Nevertheless, Norris-Raynbird (2003) suggests that visions focused on capacity building as simply the quantitative increase of existing human resources is far from the required dynamic process of building capabilities based on a mutual learning practices.

Capacity building must promote a better understanding of the relevance of biodiversity for the sustainable and equitable use of biodiversity resources (UNEP/UNESCO, 2012) and develop actions to prevent the deterioration of ecosystems in order to ensure their use (Ehler *et al.*, 2007; Pomeroy & Douvère, 2008). This new vision requires foreseeing human society not as the dominator of its environment but as part of it (Novo, 2009). It also considers the environment globally (e.g. natural and built, technological and social), drawing on specific contents of diverse disciplines in developing a holistic and balanced approach Sinha *et al.* (1985).

Man came into conflict with coastal systems when attempting to rule nature without fully understanding the basic processes that drive coastal dynamics (Dias *et al.*, 2009). Currently, according to Batzan *et al.* (2012), main coastal challenges include harmonizing interests of coastal users with improvement of economic instruments, integrating research and education into decision making processes and protecting natural and cultural resources at all levels in order to respect the values of local communities. These challenges require transparent and easily accessible information in order to better guide the decision-making processes. The ICZM principles of identifying the needs of stakeholders and conserving natural resources as common dialectic objectives require participation and capacity building for key actors as an emerging challenge to integrate ideas and actions collectively (Pomeroy & Douvère, 2008).

In 1970 the IUCN defined environmental education as “the process of recognizing values and clarifying concepts in order to develop skills and attitudes necessary to understand and appreciate the inter-relatedness among humans, their culture and biophysical surroundings” (Hesselink & Čeřovsky, 2008). Education is an opportunity for building citizenship and empowering political institutions, which requires developing new skills, e.g. to express demands and opinions in the media, to participate in network systems, and to adapt to situations of increasing flexibility. Environmental education needs to be problematized by debating the relationships between society and nature (da Silva & Rainha, 2013). This challenge requires a broad participation of stakeholders, particularly of local agents assuring innovative solutions towards environmental sustainability (Martínez *et al.*, 2007). These key players are then able to promote articulation mechanisms among stakeholders.

It is noteworthy that the goal of ICZM is to create the basis for establishing policies, plans and local programs in an integrated and participatory approach (Barragán Muñoz, 2012), to advance towards conservation of coastal ecosystems on a long term basis. Developing ICZM processes requires a sustained public policy negotiation which will guide collective action since neither institutions nor people can be excluded from the process. The various levels of government and civil society as a whole need to share with each other their views concerning the future of the coastal zone and its management in order to better organize their actions.

In an ICZM context, the contributions from academic studies are critical for making management decisions based on the best scientific information available. At the university level, Uruguay is a leader in Integrated Coastal Management in the Southern Cone community. This ICZM community includes Mexico, Chile, Brazil and Argentina. In 2009 the “Interdisciplinary Centre for Integrated Coastal Management in the Southern Cone (C-MCISur)” was created at the University of the Republic (UdelaR) with the overall objective of contributing, from the University, to the management of the coastal zone of the Southern Cone through a regional, interdisciplinary approach based on the principles of ICZM, encouraging the creation of knowledge, tools and human resources, in close collaboration with decision makers and civil society (Conde *et al.*, 2012).

One of the specific objectives of the C-MCISur is to improve the capacity of human resources in coastal management in the region. The Centre, through its Education Program, offers a Master’s degree in ICZM, whose third cohort is currently underway. It also offers a range of capacity building courses for officials and national experts, as well as for students in the region (www.mcisur.edu.uy).

ECOPLATA Program is a long-term initiative (started in 1992) resulting from cooperation between Uruguay and Canada, aimed at strengthening knowledge of institutions, the scientific community, managers and the general public on aspects related to ICZM in Uruguay. ECOPLATA, in cooperation with C-MCISur, developed a National Program for Education and Training in ICZM, in order to build capacity and develop tools to assist decision-making. One of the objectives for 2014 is the development of effective, long-term programs to contribute to the protection and restoration of coastal morphology, management of dune erosion, and to promote sustainable social and productive use of the coastal zone resources in Uruguay. Training activities and local knowledge development are ideal tools for achieving these objectives.

It must be highlighted that in Uruguay coastal management is carried out by an informal cluster of diverse institutions. ECOPLATA was conceived as a program for creating opportunities to improve the present fragmented management of the coastline. Although it has no formal competences, its main function is to create adequate frameworks for inter-institutional actions concerning coastal issues. This coordination is presently being addressed by a new legislation on coastal management under discussion at the national Parliament. A Management Committee was created by the Territorial Planning act (art. 76 Law 18,308), which is responsible for establishing a national coastal management

policy. The new act also creates a Coastal Area Observatory, under the jurisdiction of the Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, in order to track the various processes and territorial planning in coastal areas as well as management plans related to the coast.

2. VIRTUAL INTEGRATED COASTAL AND MARINE ZONES MANAGEMENT COURSE FOR LOCAL LEVEL DECISION-MAKERS

Based on the capacity building needs mentioned above, in 2012 the first virtual course on Integrated Coastal and Marine Zones Management was offered in the context of the National Program for Education and Training. This initiative targeted coastal zone decision-makers from fifteen municipalities and technical staff from five provincial governments (officially named Departments) who work on environmental management.

It is important to consider that this course coincides with a new reality in Uruguay, given the adoption in 2009 of a new Law, according to which municipalities, governed by five-member bodies, were created as a third level of government and administration. The president of this authority, the mayor, and other members known as “councilors”, are chosen by public election. Beyond the statutory definition, the responsibilities of the municipalities are still undergoing a process of institutionalization which is being carried out in close contact with local communities.

The law establishes that municipalities will facilitate the active participation of society in local government issues for which they may create the settings and mechanisms deemed necessary. Among other tasks, municipalities can develop projects and resolutions to be presented to the “governor” of the corresponding province, develop regional programs and take preventive measures in environmental protection. In addition, municipalities carry the responsibility for tasks related to roads, public works maintenance, waste disposal, trade and industry promotion, as well as the implementation of social and cultural programs.

Coastal municipalities are facing the challenges of environmental management with basically no training in coastal management. ECOPLATA asked the C-MCISUR to assist with in capacity building for local stakeholders at the municipal level. Therefore, a course was designed to increase the capacity of participants from municipalities to understand what is presently happening on the coastal zone and to evaluate the need for action in order to prevent or remedy these challenges.

The promotion of the course was done by ECOPLATA Program, which has permanent contacts with provincial and municipal authorities. Authorities, managers and technicians from all provincial and municipal governments along the coastal zone were invited. Since the course was aimed particularly at institutional actors, there was no public promotion.

The objectives of the course were to build capacity for understanding the implications of integrated and adaptive management towards informed, solid decision making, and raise awareness about the value of the coastal zone and its vulnerability. Due to the fact that participants

came from a variety of locations and diverse backgrounds, the methodology used involved a combination of virtual modules and face-to-face workshops. This involved the challenge of implementing the theoretical component by distance education and conducting workshops in various locations.

Participants

The first edition of the course was attended by fifty participants from nineteen municipalities (out of a total of twenty-eight coastal municipalities) from the six coastal provinces of Uruguay, including top and middle municipality authorities (majors and councilors), but also mid-level authorities, managers, and officials from diverse levels from both municipal and provincial governments (Table 1). Twelve percent of attendants were mayors, 42% were councilors, and 46% were officials. As a whole, provincial and municipal governments were equally represented. Provinces closer to the area where the course workshops were held (San José, Montevideo, Canelones and Maldonado) had greater representation (96%) than Colonia and Rocha (4%), the two provinces farther away from the Metropolitan area. The province best represented was Maldonado, with 36% of the total of attendees.

The virtual component was developed using the EVA platform of UdelAR. This course management system allowed us to manage and track educational tasks through forums, chats, a library of materials, academic material, etc. Creating a virtual space for posting information and sharing coastal management experiences in Uruguay is one of the most interesting contributions, nourishing and energizing the training process with information and knowledge.

The face-to-face component consisted of five workshops in two regions: the Western Region which included the provinces of Colonia, San José and Montevideo, and the Eastern Region, including Canelones, Maldonado and Rocha. The workshops focused on bringing about cultural change with regards to the coastal zone and ICZM.

Course contents

The course was based on an interdisciplinary framework, presenting the different disciplines as interrelated, and not as an accumulative process. The course materials were also created through interdisciplinary team work. The course also recognized the research-action principle as a relevant approach in ICZM, assuming knowledge is not only the response to an intellectual curiosity, but that it has the objective of transforming society, which, in our case is relevant since most of the participants are stakeholders closely linked to local social problems faced by local communities. The opportunity for transformation of local reality through participatory action is thus created (Fals-Borda, 1981; Barquera, 1986; Smith *et al.*, 1993).

The course content provided guidelines for analyzing issues related to coastal areas and fostering a critical and committed attitude towards finding solutions to coastal problems, based on good management. The course was organized into six modules and three workshops (Figure 1):

Table 1. Number of course attendees according to province and their government role.*Tabela 1.* Número de formandos nos cursos de acordo com a sua província de origem e cargo governamental.

Department (Province)	Role	Number of participants
Colonia	Municipal mayors	1
San José	Municipal councilors	2
	Officials from environmental management divisions	9
Montevideo	Officials from environmental management divisions	10
Canelones	Municipal mayors	3
	Municipal councilors	5
	Coastal management foreman	1
	Coordinator of coastal municipal mayors	1
Maldonado	Municipal mayors	1
	Municipal councilors	12
	Provincial councilors	2
	Lifeguards coordinator (provincial government)	1
	Coordinator of Environmental Education (provincial government)	1
Rocha	Beach foreman (municipal level)	1

- Module One (Introduction to ICZM) defined the coastal zone in space and time, human society as agents of coastal change and introduced the concept of Integrated Coastal Zone Management.
- In Module Two the basic concepts of Land Planning were discussed, considering the territory as an environmental matrix, the territory as a process and the territory as a project. Different theoretical focuses and basic planning concepts were discussed.
- Module Three was devoted to the legal aspects of ICZM, general management structure of the state, protection of the environment and of coastal areas, and the concept of participation.
- Module Four focused on coastal ecosystems, specifically on ecosystem types, functioning, conservation and use, and on coastal habitats and biota.
- Module Five discussed environmental impacts in the coastal zone and adjacent areas, the types of environmental impacts on the coast and the tools for prevention and mitigation of environmental these impacts.
- Module Six was dedicated to governance and co-management of the coast and coastal management, the concept of governance, the concepts of participation and co-management, and presentation of national and international case studies.

Course Methodology

The methodology used to plan and carry out the course reflected the fundamental principles of ICZM. The curriculum of the course addressed the coastal zone as an integrated area and the different topics were incorporated into this framework, based on the principles and phases of ICZM (Fig.1). While thematic modules belonged to different areas of knowledge, the approach recognized the coastal zone as a complex whole. Each topic incorporated principles and knowledge from the other areas as well as practical experiences and exchange, avoiding isolated academic development.

We used a course management system (CMS - Course Management System or LMS - Learning Management System) that allowed us to manage and record all educational tasks through the use of a forum, a library of materials, calendars, academic material, etc. The “exchange forums” were key virtual opportunities to increase the comprehension and diversity of topics. This tool allowed fluid communication between all participants, so that they could exchange views on practical issues raised by the teaching staff as well as other issues that arose in the forum which lead to collaborative learning. In the forum concerns were raised, local experiences were presented and teachers added contributions that facilitated a diversity of inputs for each topic.

The online course was complemented by face-to-face regional thematic workshops, which became a fundamental part of the course. Getting to know the other participants and the teachers was also of great importance for enhancing

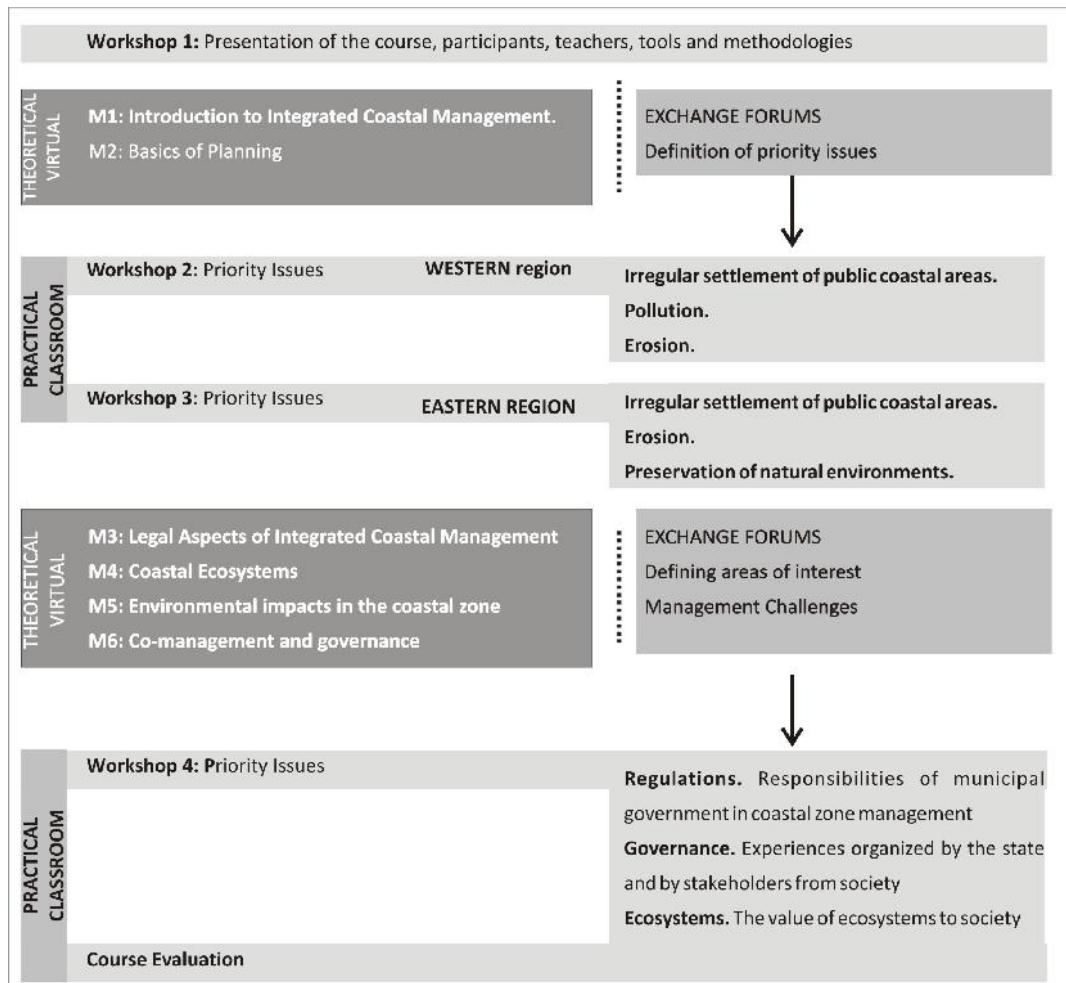


Figure 1. Organization of the curriculum of the Virtual Integrated Coastal and Marine Zones Management Course.

Figura 1. Organização curricular do Curso Virtual de Gestão Integrada da Zona Costeira.

the application of knowledge in local governance networks. During the first workshop the course was introduced and the tools and methodology were presented so that students and teachers would be able to use the EVA platform. During this workshop, the virtual users were created, the level of knowledge of all participants was evened out, and the tools to be used in the course were tested. In the following three workshops the theoretical concepts which had been discussed in the different modules were applied to specific situations. Participants selected the topics during the virtual course and these reflected a diversity of situations from the different locations.

In workshops 2 to 4, participants deepened their understanding of the main management challenges, observing the characteristics of the conflicts proposed, the stakeholders involved and the possible actions to resolve them. The workshops were divided into three segments:

- Segment 1: Participants, their area or work and interests, content and methodology were introduced.
- Segment 2: Participants worked in groups to select and

analyze specific examples from the subject areas and to develop proposals.

- Segment 3: The results from each group were presented and the activity was evaluated.

In these workshops, the cases which had previously been studied were discussed creating a link between the course and management in the real world, and giving the participants an opportunity to interact. The workshops served as a lens, focusing in on key issues and contributing to future dialogue agendas for each of the topics. During workshops 2, 3 and 4 the groups worked with the support of experts from each subject area, who coordinated the group task and encouraged participants to examine the realities in each of their municipalities with respect to each topic.

Main priority issues identified during workshops 2 and 3 were (see Table 2) (1) irregular occupation of coastal areas, (2) pollution, (3) erosion, and (4) preservation of natural environments. For each topic, priority issues and potential actions were identified, and are listed in table 2. It was observed that artisanal fisheries and irregular occupation of

coastal zones was a relevant topic throughout the coast, while pollution, in particular the management of solid wastes, was a priority topic for Montevideo and San José, due to the large population of this metropolitan area. Another topic of spatial significance was erosion, mostly related to lack of planning and regulations about use of the coastal zone. Finally, the preservation of natural habitats was seen by participants from Canelones, Maldonado and Rocha as a major concern, especially wetland areas: The natural values of these environments were recognized by local people, as were the ecosystem services they offer.

Workshop 4 addressed coastal governance (see Table 3), tackling the linkages between state and civil society, and focusing on establishing the degree of progress already reached in diverse sections of the coast and the kind of difficulties and challenges of the present situation. The discussions included concrete experiences, both top-down, i.e. originated from state initiative, and bottom up, i.e. arisen from social actors), in which the main problems and the present level of policy development were defined for each of the coastal provinces (listed in table 3). The cases analyzed showed that bottom-up experiences on the coast of Uruguay are far more advanced and successful than top-down practices, which in some cases reached the implementation and evaluation phases of the ICZM cycle.

Course assessment highlights

After the course, participants and teachers were asked to express their opinions in order to improve future courses. Highlights from the assessment include:

- The use of the virtual platform presented several challenges, some of which could be resolved but others could not. However, it was agreed that because of the commitments which participants had to fulfill outside the course, and because participants came from many different locations, this method was a viable solution.
- The combination of virtual modules and face-to-face workshops was fundamental to the participants and for reaching the objective of the course, as local working conditions (often voluntary and field based) would have made long absences from the workplace impossible.
- Participants commented that the workshops were very useful for exchanging ideas and opinions and for studying relevant cases related to the corresponding theoretical modules.
- The teachers' commitment was underscored and their enthusiasm for the subject matter and the learning process made the participants feel supported.
- The suggestion was made that the course should be offered to a greater number of managers, highlighting the importance of strengthening networks and involving a critical mass of informed decision makers at different levels in integrated coastal management.

After the course, an evaluation questionnaire was sent to all participants, requesting their opinion on the degree of interest for the activity, on the virtual modality and the platform used, and on the usefulness of the course contents

and the regional workshops. From these results, and also based on their own opinion, the course teachers developed an analysis (SWOT analysis) of the course contents and of the methodology used. Results are shown in Table 4. As can be seen, many strengths and opportunities (mainly concerning the utility of the virtual modality and the derivation of post course actions; see also table 5) arose from the analysis, while relatively few weaknesses and threats were identified (although attention must be paid to the difficulties which some participants experienced with the platform).

Lessons learned

Several lessons learned emerged from a critical assessment carried out by the two leading institutions, analyzing the process of the virtual course from beginning to end. Capacity building, understood comprehensively incorporates knowledge, but also relationships with others (other places, other stakeholders), implies potential networks and requires understanding in order to act, visualizing the results as exchanges of concrete actions in the coastal area. Capacity building is seen as a process of articulation of social capital at the local level with the potential to capitalize on the natural resources of each area, and to generate a continuing commitment to take action toward coastal zone management and to promote new synergies and networks. This approach to capacity building associated with social-environmental systems, requires the integration of available scientific knowledge with governance mechanisms. It also requires strategies that fit the principles and best practices of the culture and the specific needs of each location (Olsen & Ochoa, 2007).

This course also enriched the dynamics of the teaching team, which took a step towards transdisciplinarity as they analyzed problems and visions together with mayors, councilors and government officials. The experience reached a higher stage of disciplinary integration based on common goals and epistemological and cultural unification, which coordinates scientific knowledge with extra-scientific experience and practical problem solving. The link between local stakeholders and academia plays an important role and has been recognized as one of the pillars for advancing ICZM in Uruguay (Menafrá *et al.*, 2009). This course not only involved training technicians and local leaders on coastal issues, but also generated a regional network of local knowledge and ICZM experience.

Providing theoretical material and focusing on leveling out the participants' knowledge, as well as providing easy access to technology for everyday use, were indirect results which should also be considered. A better understanding of institutional resources and identifying contact people to facilitate consultations and coordination of coastal management was also a secondary product, which strengthens the management capabilities of participants and suggests that the new capacities they have gained will be useful in the future. Another valuable aspect is the incorporation of new ways to analyze, read and understand the coastal zone, which promotes new ways of valuing, thinking about and interacting with the environments in which the managers work.

Table 2. Systematization of priority issues and proposed actions addressed during workshops 2 and 3.

Tabela 2. Sistematização dos assuntos prioritários e ações propostas no decurso dos workshops 2 e 3.

Topic	Priority issues	Proposed actions
Irregular occupation of coastal areas (artisanal fishermen villages)	Lack of effective responses to cope with irregular settlements (e.g. West Montevideo)	<ul style="list-style-type: none"> To coordinate between provincial government, municipalities, Coastal Guard and Home Office to improve monitoring To highlight the role of beach foreman for monitoring
	Conflicts of between recreation and fishing (e.g. West Montevideo)	To apply land planning options (e.g. development of local, partial or special plans) according to law
	Need to involve housing policies to manage the problem: the relocation of fishing settlements located on the beach, (e.g. i) Wilson colony case: relocation / retirement; ii) Ciudad de la Costa: stopping the occupation)	To provide strategic definitions of housing policy to include the relocation of fishermen in priority areas, combined with development policies addressing housing issues along with productive policies
Pollution (solid wastes)	Pollution of Montevideo Bay	<p>To develop an integrated management plan for solid wastes, including:</p> <ul style="list-style-type: none"> Information of the impacted areas, stakeholders and interests List of lack of information and data necessary for management Working in multidisciplinary teams Installation of devices impeding plastic wastes reaching beaches Develop environmental education activities Improve inter-institutional coordination Develop economic incentives for enterprises to avoid using plastic containers To develop an alternative project of public space recreational use, to avoid future settlements
Erosion	Works of infrastructures that modify coastal dynamics (e.g. breakwaters and jetties affecting the sand balance, generating erosion)	To discourage the use of existing or new coastal boulevards or routes and to develop proposing alternative ways of perpendicular connection or parallel to the coast but at a larger distance from the coastline
	Access by residents and tourists to the beach in places not permitted, generating sand blowouts	<ul style="list-style-type: none"> To study the design and location of accesses to beaches specifically for each location To encourage the use of wooden stairs and/or mobile wooden carpets on the dunes, so to avoid impact on the primary sand dune system (e. g. Paraíso Suizo seaside)
	Sand extraction and vehicle traffic on the dunes	<ul style="list-style-type: none"> To prohibit extractive activities on beaches and dunes To carry on regulatory actions associated with uses in the coastal area (e.g. sand and gravel extraction) and monitoring To strengthen the presence of Coastal Guard on conflictive zones To highlight the role of beach foreman or “coastal rangers” for monitoring.
	Dunes immobilization with exotic plant species	To replace with plant species favoring dune reconstruction: e.g. psammophile vegetation
	Paving, draining Works and channeling of pluvial waters towards the beach (e.g. Piriápolis, La Floresta)	To study each site specifically for alternative drainage or storm water conveyance not affecting the coast
Preservation of natural environments (wetlands)	Activities incompatible with wetland conservation (e.g. La Alameda, south of San Carlos city)	<ul style="list-style-type: none"> To develop education and communication strategies to raise awareness of the ecosystem and cultural values of the area, and to develop patterns for wetland and water resources conservation Design and implementation of a “linear park” project as a strategy for conservation and to give greater visibility to the problem, generating a public debate on the conservation and use of the territory

Table 3. Cases surveyed during Workshop 4 which addressed Governance, showing the outcomes of top-down experiences (originated from state initiative) and bottom-up cases (arisen from social actors).

Tabela 3. Estudos de caso do workshop 4 sobre Governança e resultados das experiências top-down (iniciativas governamentais) e dos casos bottom-up (da iniciativa dos actores sociais).

Origin	Case	Present level of policy development	Problems and challenges during the process
Top down	Organization of neighbors to treat problems of industrial sand extraction (San Jose)	Recent inclusion into the political agenda	Difficulties in establishing stakeholders supporting provincial government initiatives
	Proposal of a protected area in St. Lucia Wetland (Montevideo - Montevideo - San Jose)	Under design	Problems of concretion. Very long negotiation process with institutional difficulties to reach a common view
	Relocation of informal artisanal fishermen (Colonia Wilson - San Jose)	Under design	Problems of concretion. Fishermen who would be displaced abandoning negotiations with institutions, creating potential problems of legitimacy of the decision –making process
	Citizen network of fire prevention (Montevideo)	Feedback phase	Successful process for soliciting and implementing the network. Neighbors trained and linked to the government with respect to prevention. Neighbors integrate new commissions for dialogue with institutions. New complex challenges arise that cannot be addressed only through the network
Bottom up	Abrazo del Solís (Maldonado)	Recent inclusion into the political agenda	Set generated coordination between neighbors on both shores of Solis Grande river. Protection of native riparian forest as a major objective. Successful call on both provincial governments to carry out the plan
	Santa Mónica (Maldonado)	Under implementation	Successful creation of a network of neighbors to enforce the ban on driving on sand dunes (signage, and pylons to prevent the passage of vehicles). Design of a fast response system to report non-compliance
	Punta Yeguas Park (Montevideo)	Under evaluation	Park management is led by a group from civil society that to prevent the area from becoming privatized. Currently, their authority is being questioned since they were chosen many years ago.

Table 4: SWOT analysis of the virtual course.

Tabela 4. Análise SWOT do curso virtual.

<p><u>Strengths:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Virtual platform available • Easy content management • Unlimited users • High degree of flexibility • Open software • Low maintenance cost • Controllable copyrights • External access easy to control • Easy content update • Diversity of methods used (theoretical classes, bibliography, forums, questionnaires) • Knowledge staggered according to MCI cycle • Use of questionnaires to check the learning progress • Knowledge staggered according to ICZM cycle • Personal meetings to assess difficulties during the course 	<p><u>Weaknesses:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Technical tools available are limited in the platform • The system requires regular technical updating • Internet connection is required
<p><u>Opportunities:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Course development according to convenience of participants • Workshops favored intensive teamwork • Workshops are linked to thematic and territorial projects • Use of existing local knowledge • Tracking online participation. • Content motivates participants • The priority issues identified by participants allowed agendas and networks to be developed beyond the course 	<p><u>Threats:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Lack of coordination during forums lead to some redundancies in contents • Funding for regional workshops and transfer of participants. • Problems with using the virtual platform • Course developed for country's conditions, which prevents or creates difficulties for its regionalization

Strengthening stakeholder capacity through mutual support, even though the participants were from diverse locations and without a communications network, was a novel aspect of capacity building much appreciated by the participants, the effects of which are not yet known. First steps were taken towards enabling interactions, contact, personal knowledge and electronic networks. The participants shared knowledge about the problems in each location, the actions implemented as well as their strengths and weaknesses. This could be the beginning of considerations about how the governance of changes in each area, could be improved at the local scale (Olsen & Ochoa, 2007).

In order to generate interest and enthusiasm, it was fundamental to focus the exchange process on generating positive actions that potentially improve environmental conditions, thus making the participants more perceptive and aware. This phase contributes to the first step of the ICZM cycle, according to which the definition of current experience serves as a framework for initiating an intervention (Olsen & Ochoa, 2007).

3. FINAL REFLECTIONS AND PERSPECTIVES

During this capacity building process the importance of raising awareness among key social players, so that they feel encouraged to contribute to the transformation of the development model, became clear. To this end, capacity building for coastal environmental management was part of an educational experience promoting thoughtfulness and changes in the participants' attitude both in their personal lives as well as in their commitment to their communities. This was achieved not only through transfer of information, but rather, the participants took ownership of this transformation. The path towards sustainability requires a revolution of the way environmental professionals perceive and solve environmental problems. In the context of globalization, environmental professionals have to develop new personal, interpersonal, societal and technical skills to become active throughout their careers and to be of value in the quest for sustainability (Ferreira *et al.*, 2006).

The central challenge for the course's organizers and teachers was achieving a sense of comprehensiveness from which the participants could attain a logical combination

of thinking and participative action, thus contributing to a novel interpretation of coastal phenomena and land management. This course on social-environmental systems exceeded the traditional sectorial vision, instead considering coastal environments as systems linked with people (Olsen & Ochoa, 2007).

It is interesting to note that the course had additional impacts which became apparent through actions taken by the participants, both individual and organized (Table 5). Impacts were identified by a combination of a survey done by the organizers with participants, but also through groups not attending the course that approached the organizers, showing that the course influence was far beyond the course participants. The creation of a Coastal Commission by the municipalities in Montevideo, and the fact that secondary school teachers and professionals showed interested in attending the next edition of the course, are to be highlighted as the most important post-course positive impacts.

Taken as a whole, the Virtual Course on Integrated Coastal and Marine Management contributed to coastal sustainability, which is undermined by traditional sectorial management (Fig. 2; 1), by creating capacities, increasing awareness, and developing networks, agendas and priority issues for municipal and provincial coastal actors (Fig. 2; 2-3), thus improving the basis for better coastal governance. These direct contributions have indirect associated consequences for coastal sustainability since capacities and actions towards strategic planning are developed (Fig. 2; 4-5), slowly producing more benefits and less impact on coastal ecosystems and resources. The course showed other indirect benefits, not pursued originally, including opportunities for local coastal managers to better address issues of strategic planning in the future, links with the private sector operating on the coast (as seen previously; Table 5) and the potential for the participants to promote the principles they learned during the course, at the local level (Fig. 2; 7). These interrelated benefits and synergies, if replicated annually to reach more stakeholders of the coastal zone of Uruguay (as it is planned), will surely contribute, in the long term, to a more sustainable use of coastal ecosystems and resources (Fig. 2; 6).

Table 5. Post-course impacts derived from several actions and interactions which occurred from weeks to months after the course ended.

Tabela 5. Impactos do curso após sua conclusão.

Province	Post-course impact
Montevideo	The creation of a Coastal Commission by municipalities
Maldonado	Development of an agenda addressing priority coastal topics by municipalities
San José	Request to the Universidad de la República to carry out specific studies on coastal problems (e.g. erosion in Kiyú gullies; breakwaters in Cufre stream mouth)
Geographically non specific	Proposal for new virtual courses on specific topics focusing on erosion, environmental education, and legal aspects of the coast
	Interest expressed by several teachers from Secondary School to attend the course
	Interest expressed by professionals of diverse disciplines to attend the course

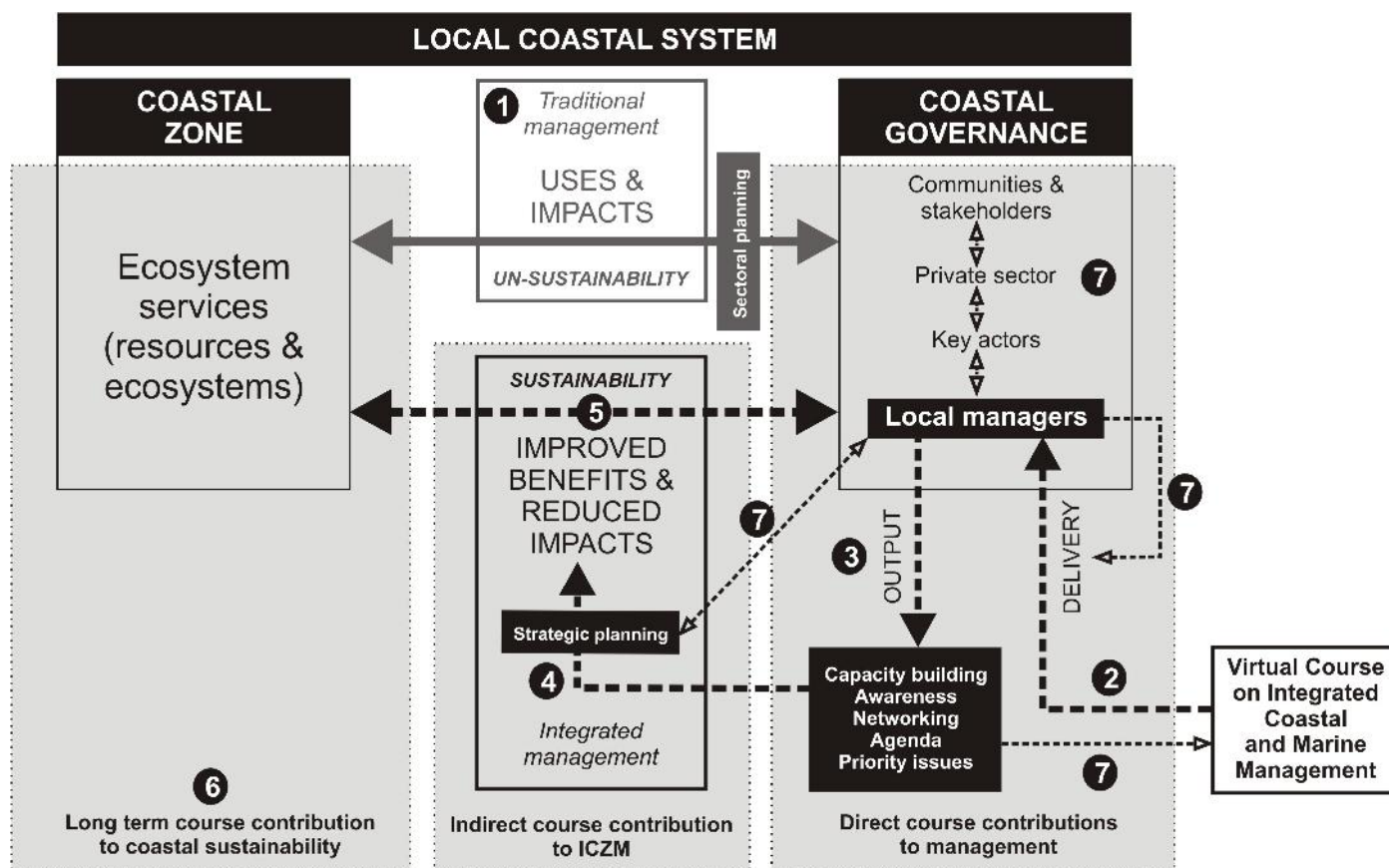


Figure 2. Contribution of the Virtual Course on Integrated Coastal and Marine Management to the advancement of ICZM in Uruguay (see explanations and details in the text).

Figura 2. Contribuição do Curso Virtual em Gestão Integrada da Zona Costeira no desenvolvimento da GIZC no Uruguai (ver explicação no texto).

REFERENCES

- Barquera, H. (1986) - Una Revisión Sintética de Investigación Participativa. In: Picón C. (comp.), *Investigación participativa: Algunos aspectos críticos y problemáticos*, pp.36-49, CREFAL - Centro de Cooperación Regional para la Educación de Adultos en América Latina y el Caribe, Pátzcuaro Michoacán, México. Available at: http://www.crefal.edu.mx/crefal25/images/publicaciones/cuadernos_crefal/cuadernos_crefal_18.pdf
- Barragán Muñoz, JM. (coord.). (2012) - *Manejo Costero Integrado en Iberoamérica: Diagnóstico y propuestas para una nueva política pública*. Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, 152 pp. Available at: <http://grupos.uca.es/HUM117/ibermar/Resultados%20y%20descargas/publicacionibermariii/publicacionibermariii>
- Baztan, J.; Vanderlinden, J-P; Chouinard, O.; Sanchez Arcilla, A.; Ernstein, R.; Noblet, M.; Plante, S.; Jorgensen, B.; Henocque, Y.; Pacheco, A.; Konstantinou, Z.; McFadden, Paulet, Y-M.; Botero, C.; Gutiérrez Gálvez, C.; Ranasinghe, R.; Delgado Fernandez, I.; Sommer, M.; Conde, D. (2012) - *Los desafíos de las zonas costeras en el siglo XXI: propuestas para la Cumbre de la Tierra Rio+20*. Available at: www.oannes.org.pe/upload/201204171439101576153038.pdf
- Beaudoin, Y.; Pendleton, L. (2012) - *Why value the oceans*. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. (TEEB) Available at: www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/2013-TEEB-for-Oceans-Discussion-Paper.pdf
- Cicin-Sain, B.; Knecht, R.W. (1998) - *Integrated coastal and ocean management: Concepts and practices*. Island Press: Washington D.C. ISBN 1-55963-603-3
- Christie, P.; Lowry, K.; White, A.T.; Oracion, E.G.; Sievanen, L.; Pomeroy, R.S.; Eisma, R.L. V. (2005) - Key findings from a multidisciplinary examination of integrated coastal management process sustainability. *Ocean & Coastal Management*, 48(3):468-483. Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2005.04.006.
- Conde D.; de Álava, D.; Gorfinkiel, D.; Menafrá, R.; Roche, I.; (2012) - Sustainable coastal management at the public university in Uruguay: a Southern Cone perspective. In: W. Leal (Ed.) *Sustainable Development at Universities: New Horizons*, pp.873-885, Peter Lang Scientific Publishers, Frankfurt, Germany. ISBN: 9783631625606.
- Crawford, B.R.; Stanley, J.; Friedman, A. (1993) - Building capacity for integrated coastal management in developing countries. *Ocean & Coastal Management*, 21(1):311-337. DOI: 10.1016/0964-5691(93)90033-U
- da Silva, C.A.; Andrade Rainha, F. (2013) - Metodologia de Ensino de Educação Ambiental em Escola Situada na Área Costeira da Baía de Guanabara. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 13(2):181-192. DOI:10.5894/rgci399

- Dias, J. A.; Michaelovitch, M.; Cearreta, A. (2012) – Coastal Management: the result of a doubtful relationship between Man and Nature. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 12(1):3-6. Available at: http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-331_Dias.pdf
- Domínguez, A. (2011) - Desafíos actuales de la Educación Ambiental. In: Tarouco de Azevedo et al. (orgs.), *Encontro e diálogos com a Educação Ambiental*, pp.33-41, FURG, Río Grande, RG, Brasil.
- Ehler, C.; Douvère, F. (2007) - *Visions for a sea change. Report of the first international workshop on marine spatial planning*. 83p., Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, UNESCO, Paris, France. Available at: <http://www.unesco-ioc-marinesp.be/uploads/documentenbank/322a25f624fcb940dc70d0b3b510de24.pdf>
- Fals-Borda, O. (1981) - The challenge of action research. *Development Seeds of Change* 1:55-61.
- Ferreira, A.; Lopes, M.; Morais, J. (2006) - Environmental management and audit schemes implementation as an educational tool for sustainability. *Journal of Cleaner Production*, Volume 14(9-11):973-982. Doi: 10.1016/j.jclepro.2006.01.003
- Gunderson, L. (1999) - Resilience, flexibility and adaptive management - antidotes for spurious certitude? *Conservation Ecology*, 3(1):art7. Available at: www.consecol.org/vol3/iss1/art7/
- GEO Uruguay (2008) – *GEO Uruguay 2008. Informe del estado del Ambiente*. 350p., Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) / Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES) / Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), Montevideo, Uruguay. Available at: <http://www.ambiental.net/noticias/reportes/GeoUruguay2008.pdf>
- Hesselink, Frits; Čerňovský, Jan (2008) - *Learning to Change the Future A bird's-eye view of the history of the IUCN Commission on Education and Communication*. 22p., IUCN - International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland. http://cmsdata.iucn.org/downloads/cec_history_30sept08_draft.pdf
- Holling, C.S. (ed.) (1978) - *Adaptive Environmental Assessment and Management*. 377p., John Wiley & Sons, Chichester, U.K. ISBN: 0471996327. Available at <http://webarchive.iiasa.ac.at/Admin/PUB/Documents/XB-78-103.pdf>
- Martínez Agut, M.P.; Aznar Minguet, P.; Ull Solís, A.; Piñero, A. (2007) - Promoción de la sostenibilidad en los currícula de la enseñanza superior desde el punto de vista del profesorado: un modelo de formación por competencias. *Educatio Siglo XXI* (ISSN: 1699-2105), 25:187-208, Murcia, España. Available at <http://revistas.um.es/educatio/article/viewFile/721/751>
- May, P.J.; Williams, W. (1986) - *Disaster Policy Implementation: Managing Programs Under Shared Governance*. 198p., Plenum Press, New York, NY, U.S.A. ISBN: 9780306421792
- Menafra, R.; Conde, D.; Roche, I.; Gorfinkiel, D.; Píriz, C.; Baliero, W.; Biasco, E.; Fossati, M.; Lorenzo, E.; Cortazzo, R.; Fournier, R. (2009) - Challenges and perspectives for integrated coastal management in Uruguay. *Ocean Yearbook*, 23:403-432
- Norris-Raynbird, C. (2003) - Capacity-building: an inquiry into the local coastal program component of coastal zone management in Louisiana. Doctoral dissertation, Texas A&M University. Available at: <http://repository.tamu.edu/bitstream/handle/1969.1/5916/etd-tamu-2006A-SOCI-NorrisR.pdf>
- Novo, M. (2009) - La educación ambiental: una genuina educación para el desarrollo sostenible. *Revista de Educación* (ISSN: 1988-592X), número extraordinario 2009: 195-217, Madrid, España. Available at http://www.revistaeducacion.mec.es/re2009/re2009_09.pdf
- Olsen, S.; Ochoa, E. (2007) - *El Porqué y el Cómo de una Línea de Base para Gobernanza en los Ecosistemas Costeros*. 31p., Guayaquil, Ecuador. Available at http://www.procostas.org/cms/docs/porque_y_como_Ochoa-Olsen.pdf
- Pomeroy, R.; Douvère, F. (2008) - The engagement of stakeholders in the marine spatial planning process. *Marine Policy*, 32(5):816-822. Doi:10.1016/j.marpol.2008.03.017
- Sinha, Savita; Jangira, N.K.; Das, Supta (1985) - *Environmental Education Module for Pre-Service Training of Social Science Teachers and Supervisors for Secondary Schools*. 123p., UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, UNEP - International Environmental Education Programme, National Council of Educational Research and Training, New Delhi, India. Available at <http://unesdoc.unesco.org/images/0006/000650/065036e.pdf>
- Sorensen, J.C.; West, N. (1992) - *A guide to impact assessment in coastal environments*. 100p., Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Kingston, RI, U.S.A. Available at: http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNABX551.pdf
- Smith, S.; Pyrch, T.; Lizardi, A. O. (1993) - Participatory action-research for health. *World Health Forum*, 14:319-324
- UNEP / UNESCO (2012) - *YouthXchange Guidebook Series Biodiversity and Lifestyles*. 5p., e-paper, UNEP - United Nations Environment Programme / UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, France. Available at: <http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002179/217903E.pdf>
- Walters, C. (1986) - *Adaptive management of renewable resources*. 374p., McGraw Hill, New York, NY, U.S.A. ISBN: 9780070680289.
- Young, O.; Oshrenko, G.; Ekstrom, J.; Crowder, L.; Ogden, J.; Wilson, J.; Day, J.; Douvère, F.; Ehler C.; McLeod, K.; Halpern, B.; Peach, R. (2007) - Solving the crisis in ocean governance. Place-based management of marine ecosystems. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* (ISSN: 0013-9157), 49:21-30, Philadelphia, PA, U.S.A.

Efeito de estruturas de contenção à erosão costeira sobre a linha de costa: Balneário Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil *

Effect of coastal erosion contention structures on the coastline: Hermenegildo Beach, Rio Grande do Sul, Brazil

K. F. Koerner^{@,1}, U. R. Oliveira², G. Gonçalves³

RESUMO

O balneário Hermenegildo está localizado no extremo sul do Brasil, no município de Santa Vitória do Palmar. Esta praia vem sofrendo um significativo processo de erosão costeira, danificando propriedades situadas à beira mar, fato que vem sendo combatido pelos próprios moradores através da colocação de estruturas de contenção à erosão. Este trabalho tem como objetivo analisar se essas estruturas de contenção dispostas na orla do balneário Hermenegildo estão realmente contendo a erosão costeira e, além disso, qual seu impacto sobre as características da praia nesse trecho. Para isso, foi utilizado um GPS geodésico em módulo de posicionamento relativo cinemático em tempo real (Real Time Kinematic – RTK) para mapear linhas de referência: linhas de dunas na parte urbanizada e junto às dunas frontais nas porções sul e norte do balneário, linha d'água ao longo do mesmo trecho e perfis topográficos transversais à costa. Esses dados foram corroborados por outras ferramentas de análise, tais como imagens aéreas, mosaicos de fotografias convencionais e identificação das estruturas de contenção, utilização de um sistema de informações geográficas (SIG), além da própria revisão bibliográfica. Ao analisar as diferenças encontradas entre a posição da linha da base das escarpas na parte urbanizada (zona estruturada) e a linha da base das dunas frontais adjacentes ao norte e ao sul do balneário, foi detectado que parte considerável da orla urbanizada está sobre a pós-praia, com uma área de contenção calculada em 54.100m² no ano da medição. Especificamente a porção central da orla urbanizada, onde existe maior concentração de estruturas de contenção mais resistentes à erosão costeira (como enrocamentos), está mais projetada sobre a face da praia em relação às áreas adjacentes. Com isso, conclui-se que as estruturas de contenção no balneário, mesmo que colocadas pelos próprios moradores, muitas vezes sem um conhecimento adequado de obras de engenharia costeira, estão contendo, pelo menos parcialmente, a migração horizontal da linha de costa em direção ao continente, embora muitas casas já tenham sido destruídas nos últimos 50 anos e substituídas por áreas de praia. Por outro lado, essa fixação da mobilidade horizontal da linha de costa acarreta impactos na morfologia praial na parte que está mais impactada pelas estruturas, como diminuição da largura da praia, ausência de bermas, o que diminui a declividade na face da praia, e presença de escarpas íngremes no limite superior, entre a praia e a área urbana. Durante a medição realizada, a linha d'água apresentou uma concavidade em frente ao setor central, o que indica que ocorre uma retirada de sedimentos nas áreas junto às estruturas de contenção. Tal característica apresenta-se bastante dinâmica espaço-temporalmente e necessita ser mais bem analisada. Com o progressivo avanço marinho sobre uma área urbana projetada sobre a praia, com progressiva diminuição entre a linha de quebra de ondas e as estruturas de contenção e área urbanizada, torna-se apropriado refletir sobre estratégias de contenção à erosão para médio e longo prazo, com um efetivo planejamento territorial e ambiental.

Palavras-chave: GPS-RTK, Linhas de costa, Morfodinâmica costeira, Gerenciamento Costeiro, SIG

@ - Corresponding author

1 - FURG - Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-graduação em Gerenciamento Costeiro. e-mail: karlkoerner@gmail.com

2 - FURG - Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Ciências Humanas e da Informação. e-mail: ulisseslicke@yahoo.com.br

3 - FURG - Universidade Federal do Rio Grande, Centro de Ciências da Computação. e-mail: glaubergoncalves@gmail.com

ABSTRACT

Hermenegildo beach, located in Santa Vitória do Palmar, Rio Grande do Sul state, in the extreme south of Brazil (fig.1), has been undergoing a significant problem of coastal erosion that started at the end of the 50's and has gotten worse since the 90's. It has damaged seashore properties whose owners have faced this situation by armoring their properties with containment structures against the erosion (fig.2). This study aimed at analyzing whether the containment structures along Hermenegildo beach have actually hold coastal erosion and what impact they have on the characteristics of this stretch of beach. In order to carry it out, a geodesic GPS in real time kinematic (RTK) mode was used to map the so-called reference lines: all the upper limit of the beach in the urbanized part (limit of slopes and containment structures on the beach) and the upper limit of the beach along the frontal dunes in the south and the north of the urban area (the basis of the frontal dunes) on a coastal stretch that is about 5 km long; the high waterline along the same stretch (fig.5); an interpolated line was done linking linear regression made with the GPS points from foredunes from north and south of the urbanized part (fig.6). Additionally, 22 topographic profiles which are transversal to the beach were mapped, in order to investigate the morphological differences of the slopes found in this study (fig.7). These data were supported by data collected by other tools, such as aerial images, mosaics of conventional photographs and the identification of containment structures, the use of a Geographic Information System (GIS) and by the literature review itself. Points marked by the GPS in sectors called North Dunes and South Dunes have shown that the upper limit of the beach with these dunes has a relatively straight conformation on the map, similar to what is expected from a natural environment in that place (where most beaches are quite straight or oblong, except for washout channels which generate little recesses). However, the Urbanized Shore sector has a very irregular upper limit on the beach due to different shapes of containment structures or even to their absence on this stretch. The analysis of the differences found between the upper limit of the beach in the urbanized part (structured zone) and the one close to the frontal dunes in the south and the north of the urban area showed that the central part of the urbanized shore – where there is the largest number of containment structures, such as rockfill, which are more resistant to coastal erosion – advances over the shoreline, by comparison with the adjacent areas, and comprises a containment area of 54,100m² in the period under analysis (fig.8). The longest distance between the Urbanized Shore sector and the interpolated dune line was 45.3 meters (fig.8, 'M'). Therefore, this study concluded that the containment structures on the beach, even though they were built by dwellers that did not have specific knowledge about coastal engineering, have hold, at least partially, the horizontal migration of the shoreline towards the landside, although several houses have already been destroyed and replaced by beach areas over the past 50 years. It must be highlighted that the authors of this study do not stimulate this kind of construction in other urbanized coasts. However, there is evidence that the protection structures, such as rockfill, have been efficient in Hermenegildo since they held the erosive process in that place, at least in the period under investigation. On the other hand, fixing the horizontal mobility of the coastline leads to significant impacts on the beach environment, mainly in the morphology of the part that has been more affected by the structures. Impacts comprise the decrease in the beach width, no berms – a fact that diminishes the declivity on the beach face – and steep slopes on the upper limit of the beach (fig.9); thus, it gets harder to gain access to the beach. During the measurement, the waterline had a concavity in front of the central area (fig.8); it means that sediment has been removed from the areas close to the containment structures and that they interfere with the sediment balance in the horizontal plane besides generating vertical sediment deficit. Such concavity seems to be quite dynamic in terms of space and time; thus, a deeper analysis is needed. The short distance from the coast to the waterline (fig.8, 'm') was related to the projection of the containment structures and the concavity of the waterline. The beach area is very small, not only for the dissipation of the wave energy but also for the users' leisure, i. e., the natural shore has been thoroughly suppressed, a situation that is not considered adequate to that place. In addition, since there is progressive advance of the sea over the projected area and progressive reduction between the swash zone and the containment structures in the urbanized area, it is not known how long these structures are going to keep protecting the urban area. Therefore, it is necessary to reflect on long-term management strategies along with effective environmental planning to account for future constructions. Regarding the material and methods employed in the study, it is worth mentioning that the GPS-RTK is a very efficient and precise tool which enables researchers to collect numerous data quickly. In fact, all positioning data – that referred to the GPS – used in this study could be collected on one day in situ. Even though errors may occur, they can be considerably mitigated.

Keywords: GPS-RTK, Shorelines, Coastal morphodynamics, Coastal Zone Management, GIS.

1. INTRODUÇÃO

O problema da erosão costeira pode ser caracterizado, sob o ponto de vista do planejamento e da gestão, como um conflito de uso do espaço, nesse caso, de uma linha de costa móvel. A configuração desse conflito se dá, basicamente, através da oposição das forças ambientais e das tendências de uso e ocupação antrópica desse espaço. De um lado, a natureza age movendo a linha de costa de modo que se adapte a forças como tempestades, balanço de sedimentos e elevação do nível do mar; e, do outro, o ser humano age para fixá-la, no intuito de proteger o patrimônio construído e ameaçado pela erosão.

São diversas as abordagens utilizadas para lidar com o problema da erosão costeira (NRC, 1990; Pilarczyk, 1990;

USACE, 2008; Linham & Nicholls, 2010). Essas abordagens podem seguir duas lógicas diferentes: (i) interferir na dinâmica marinha e costeira ou (ii) interferir na organização humana, deixando a dinâmica marinha agir naturalmente. Exemplos da primeira abordagem são proteger e estabilizar a linha de costa com métodos rígidos (blocos de concreto, muros de proteção, espigões e quebra-mares) ou recuperar a praia com métodos flexíveis (engorda de praia). Na segunda abordagem, o ser humano recua as construções (adaptando-se à dinâmica da costa) ou deixa como está (abstém-se de manejo planejado).

No entanto, para se decidir e tomar uma iniciativa sobre qual abordagem utilizar, gestores e engenheiros costeiros necessitam de uma quantificação da erosão costeira no local de manejo, com séries de dados mensuráveis. Nesse quesito,

também é possível a utilização de diversos métodos, desde perfis praias, utilização de fotografias aéreas e imagens de satélite, até métodos de medição e monitoramento de variação de linhas de costa com o uso de GPS de alta precisão e, mais recentemente, a realização de mapeamentos a laser (LIDAR) altamente sofisticados com emprego de aviões ou helicópteros (Boak & Turner, 2005).

No balneário Hermenegildo, a erosão costeira como um problema está presente desde o final da década de 1950, quando ocorreu a primeira grande destruição de casas causada por uma tempestade marinha de alta energia (Koerner, 2009). Desde então, os proprietários das casas à beira-mar vêm construindo, de modo individual, isto é, sem um planejamento governamental ou ação integrada, diversas formas de estruturas de proteção e de diferentes materiais, como pneus, estacas e muros de madeira, e, a partir da década de 1990, com estruturas mais reforçadas, como enrocamentos e muros de concreto (Esteves *et al.*, 2000; Teixeira, 2007, Koerner, 2009). A lógica consiste em que cada detentor de casa ou terreno à beira mar tente fixar a linha de costa, dentro das suas possibilidades financeiras e dentro dos seus limites de terreno voltados para o mar.

Apesar de os métodos de contenção utilizados pelos proprietários terem sido construídos sem projetos de engenharia específicos para isso, ao observar o balneário Hermenegildo pela praia e à certa distância, vindo tanto pelo norte (da praia dos Concheiros) como pelo sul do balneário (deslocando-se a partir da Barra do Chuí), percebe-se que o referido balneário parece estar projetado em direção ao mar. Desse modo, foi questionado se isso ocorre devido à relativa fixação da linha de costa pelas estruturas construídas para conter a erosão. Com base nesse questionamento central, o presente estudo tem como objetivo analisar se as estruturas de contenção dispostas na orla do balneário Hermenegildo estão realmente contendo a erosão costeira e, além disso, qual seu impacto sobre as características da praia nesse trecho.

2. ÁREA DE ESTUDO

O balneário Hermenegildo (Fig. 1) faz parte do município de Santa Vitória do Palmar, no Estado do Rio Grande do Sul, extremo sul do Brasil. Está situado aproximadamente a 33° 40'S e 53° 15'W, a 18 quilômetros da sede do município e a apenas 12 quilômetros da fronteira com o Uruguai. O principal acesso ao balneário se dá pela rodovia RS-833.

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul (PCRS), onde se insere a área de estudo, possui 620 quilômetros de extensão e uma largura que varia de 15 a 100 quilômetros. A PCRS compreende uma série de quatro barreiras costeiras justapostas e formadas no Quaternário nos últimos 400 mil anos, sendo a barreira quatro a atual e mais recente, com aproximadamente 7 mil anos (Tomazelli & Villwock, 2000). O balneário Hermenegildo se encontra inteiramente sobre o sistema deposicional Holocênico (barreira IV). Tal sistema é o mais recente do gênero e, portanto, o que apresenta maior dinâmica, pois ainda se encontra em formação.

Essa barreira holocênica apresenta uma contínua linha de costa arenosa, dominada por ondas, sendo apenas interrompida por redes de drenagem (desembocaduras lagunares e canais sangradouros). Apesar da relativa

homogeneidade, essa barreira apresenta duas áreas de projeção da costa, onde ocorrem campos de dunas transgressivas, e duas áreas de reentrância, onde predominam cordões litorâneos (Dillenburg *et al.*, 2000) (Fig. 1).

Ao sul dessas duas projeções da linha de costa da PCRS, foram identificadas as maiores intensidades das correntes de deriva litorânea, com 2,7 milhões m³/ano de sedimentos removidos na área entre o Balneário Hermenegildo e o farol do Albardão e 2,9 milhões m³/ano na região entre o Balneário Mar Grosso e o farol da Solidão (Lima *et al.*, 2001). Na praia do Hermenegildo, o ângulo de orientação da linha de costa em relação ao norte é de 48° (Pereira *et al.*, 2010), indicando que esta praia recebe, quase que frontalmente, as ondulações de maior energia provenientes do quadrante sul (*swell*) (Romeu *et al.*, 2011), fazendo com que a deriva de sedimentos resultante seja para o norte. Essas ondas podem chegar acima de 6 metros de altura em águas profundas pelo menos uma vez ao ano (Machado *et al.*, 2010).

Os setores ao sul das grandes projeções correspondem às áreas da planície costeira do Rio Grande do Sul com erosão mais severa e evidente (Tomazelli *et al.*, 1998). Speranski & Calliari (2006) sugerem que essa severa erosão ocorra devido à existência de uma concentração da energia de ondas nas porções ao sul destas duas projeções (praias do Hermenegildo e do Farol da Conceição) devido aos processos de refração de ondas causada pela batimetria do local, o que gera um foco de ondas sobre a praia. Embora esse trecho de costa apresente amplitude média de maré de menos de 0,5 metros, o clima de ondas e ventos corrobora para que as marés meteorológicas variem até 1,9m acima da maré astronômica (Parise *et al.*, 2009). As marés mais elevadas podem causar erosão na faixa de praia, principalmente após a passagem de ciclones que mantêm o nível do mar elevado por muitas horas (Calliari *et al.*, 1998; Parise *et al.*, 2009).

Para Lima *et al.*, (2013), os quais apresentaram um modelo evolutivo para a região da praia do Hermenegildo, através de análises estratigráficas e datação de carbono¹⁴, a erosão nesse segmento da costa está associada a duas principais fases: A primeira fase, de 17,5ka até 6,7ka, controlada pela subida do nível do mar entre o final do Pleistoceno e o início do Holoceno; e uma segunda fase, de 6,7ka até os dias atuais, já no Holoceno, a qual é controlada pelo balanço sedimentar negativo. Esse balanço negativo da distribuição de sedimentos é contribuído por; (i) uma falta de fontes de sedimentos atual, porque ficam aprisionados nas lagoas costeiras do RS ou nos promontórios da costa do Uruguai e; (ii) pela retirada de sedimentos pela deriva litorânea, que ocorre principalmente ao sul das projeções da linha de costa do RS, local em que a praia do Hermenegildo se encontra. Esses sedimentos removidos pela deriva litorânea tendem a se acumular nas reentrâncias da linha de costa localizadas mais ao norte, como, por exemplo, no balneário Cassino (Lima *et al.*, op. cit.).

Atualmente, é consenso na comunidade científica que a praia do Hermenegildo está em erosão costeira. Evidências são expostas desde perfis praias diagnosticando perdas de volume da praia (Calliari *et al.*, 1998; Machado & Calliari, 2011), passando por evidências demonstradas com a variação da linha de costa (Toldo Jr. *et al.*, 2005; Esteves *et al.*, 2008) ou encontradas em imagens de satélite e fotos aéreas

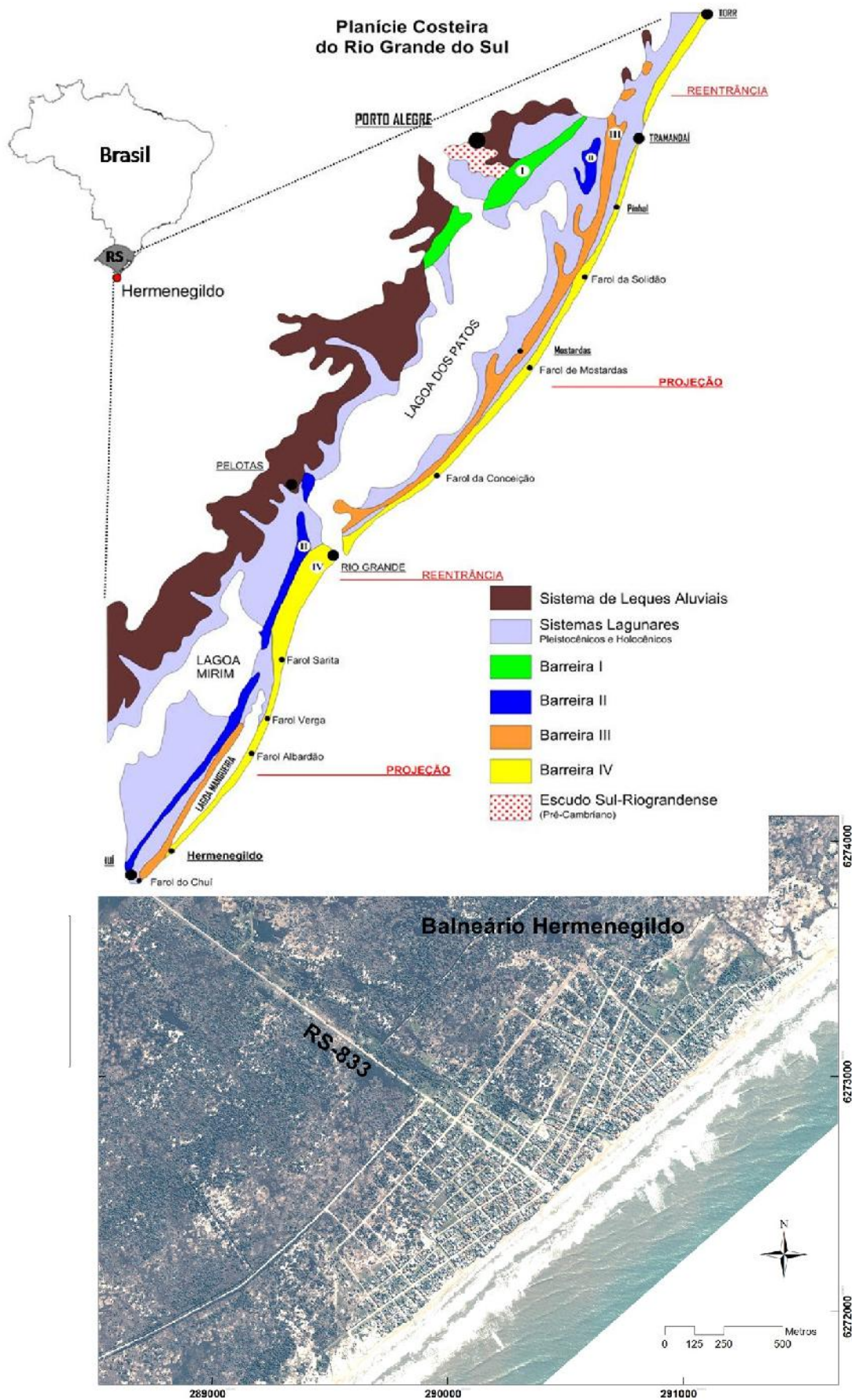


Figura 1. Localização da área de estudo.

Figure 1. Study area.

(Koerner, 2009; Albuquerque, 2013) e mesmo indicações apresentadas pela destruição de casas da orla do balneário (Esteves *et al.*, 1999b; Esteves & Santos, 2001; Esteves *et al.*, 2003). A praia do Hermenegildo também apresenta dunas escarpadas, metais pesados e turfás aflorando na face praial (Calliari *et al.*, 1998; Dillenburg *et al.*, 2004a; Dillenburg *et al.*, 2004b).

Quanto às taxas de erosão anuais para o balneário Hermenegildo, diversos valores foram encontrados, dependendo do ano e período de análise e da metodologia utilizada. Toldo Jr. *et al.*, (2005) traçaram uma linha de água de 1999 para o litoral do Rio Grande do Sul com um GPS cinemático. Esses autores compararam as linhas coletadas em seu trabalho com a linha apresentada em cartas náuticas de 1975 e identificaram um recuo que excede 100 metros nas áreas mais críticas. Baseado nesse estudo, os autores sugeriram uma taxa de recuo de 4m/ano para a praia do Hermenegildo. Também utilizando um GPS cinemático, ao comparar 6 linhas de costa obtidas entre 1999 e 2006, Esteves *et al.*, (2008) calcularam uma taxa de retração da linha de costa de 3,4m/ano. Ao comparar perfis de praia no mesmo ponto obtidos em 1991 e 1996, Tozzi (1999) encontrou pequena variação na posição da linha de praia, mas significativas mudanças no volume sedimentar subaéreo da ordem de 50m³/m com uma retração de 4 metros das dunas frontais, obtendo uma taxa de retração costeira de 0.5m/ano na praia do Hermenegildo. Com um maior período de abrangência, Machado & Calliari (2011), analisando diferenças entre perfis de praia levantados em julho de 2011 e março de 1996, obtidos no mesmo ponto, encontraram uma taxa de erosão de 3,6 m/ano, com um recuo da linha de costa, ao nível do mar, de 55m, apresentando perda de volume da ordem de 130.46 m³/m de sedimentos. Ao comparar fotos aéreas e imagens de satélite com dados de RTK-GPS, Koerner (2009) estimou uma retração de aproximadamente 1,22m/ano entre 1964 e 2009. Utilizando uma combinação de metodologias envolvendo imagens de satélite, fotografias aéreas, dados de GPS-RTK e técnicas de geoprocessamento, Albuquerque (2013) encontrou uma taxa média de 1,68m/ano de erosão entre 1947 e 2012. Este autor também registrou os maiores picos de erosão entre 1996 e 2000 (6,29m/ano) e entre 2005 e 2006 (5,25m/ano), que coincidem com eventos de *El Niño* e anomalias na Temperatura da Superfície do Mar (TSM) ocorridas nestes mesmos períodos.

O processo de urbanização do balneário Hermenegildo iniciou no final do século XIX sobre uma área de extensas dunas existentes na região, já próximo à linha de costa. Esse local foi escolhido por ser o primeiro acesso à praia ao sul da Lagoa Mangueira, cuja ocupação já se iniciou com o motivo de recreação e veraneio. Inicialmente, o problema dos proprietários era o soterramento de suas casas pela areia durante o inverno (Vidal, 2008). O desenvolvimento do balneário só foi intensificado na década de 1970, em virtude da facilidade de acesso após fixação das dunas no local (Esteves, *et al.*, 2000; Koerner, 2009). Desde então, essa urbanização vem ocorrendo de forma mais acelerada, com adensamento das construções próximas à linha de costa, sendo ainda o principal atrativo do local a faixa de praia durante o período de veraneio (Esteves *et al.*, 2003). Fazendo uma análise histórica das fotos aéreas de 1947 e 1964 e da

imagem de satélite de 2005, Koerner (2009) percebeu que a ocupação do balneário Hermenegildo já se iniciou paralela à costa, mantendo esse padrão até os dias atuais. Com essas imagens, também foi diagnosticada a fixação e retirada das dunas, o que facilitou o crescimento urbano.

Devido ao processo de urbanização e ao processo erosivo descritos acima, atualmente, a orla do balneário Hermenegildo encontra-se bastante estruturada com variadas formas de proteção costeira (Esteves *et al.*, 1999a; Teixeira, 2007; Koerner & Oliveira, 2010). Essas estruturas podem conter desde pneus, entulhos, estacas e muros de madeira, a estruturas mais robustas, como enrocamentos, blocos e muros de concreto. A distribuição de tais estruturas parece ser diferenciada ao longo da orla (Fig. 2), predominando as estruturas mais robustas na parte central da orla do balneário (próximo à Iemanjá). Estruturas mais simples, como estacas e muros de madeira, são maioria no trecho sul da orla do balneário, enquanto o trecho norte parece ser o mais preservado, onde predominam dunas frontais (Koerner & Oliveira, 2010).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Primeiramente, foi realizado um reconhecimento da área, visando o planejamento dos pontos de amostragem. As medições *in loco* foram efetuadas posteriormente, nos dias 10 e 11 de outubro de 2009, as quais consistiram basicamente no levantamento de coordenadas geodésicas com alta precisão na área de estudo. Foram medidas, ou mapeadas, as seguintes linhas de referência: toda a linha limite das escarpas e estruturas de contenção do balneário e da base das dunas frontais em uma extensão de aproximadamente 5 km de costa; a linha da água de máxima maré (*High Water Line*) nesta mesma extensão; 22 perfis topográficos junto às ruas do balneário que são perpendiculares à praia, para averiguar as diferenças morfológicas das escarpas encontradas em diferentes segmentos do balneário. Esses dados foram corroborados por outras ferramentas de análise, tais como imagens aéreas, mosaicos de fotografias convencionais e identificação das estruturas de contenção, além da própria revisão bibliográfica.

3.1. Aquisição, precisão e plotagem dos dados

O método de obtenção de dados utilizado foi o de posicionamento relativo cinemático em tempo real (*Real Time Kinematic – RTK*) de levantamento de dados pelo Sistema de Posicionamento por Satélites (GPS). Esse método consiste em posicionar um receptor GPS em um ponto fixo de coordenadas conhecidas (Fig. 3A) e outro receptor móvel no ponto no qual se deseja determinar as suas coordenadas (Fig. 3B), com um tempo de coleta e rastreamento mínimos.

O receptor utilizado foi um GPS geodésico marca SOUTH, modelo 82, capaz de receber as frequências L1 e L2 com 5 canais paralelos e independentes para a recepção dos sinais de satélite. Todos os pontos do caminhamento foram registrados pelo modo *stop-and-go*, que consiste em parar no ponto e salvar as suas coordenadas. A antena de estação base permaneceu fixa no ponto de coordenadas conhecidas de uma Referência de Nível (RN). Essa RN pertence à Rede de Nivelamento Brasileira, construída

A) extremo norte



B) norte



C) centro norte



D) centro - lemanjá



E) centro sul



F) sul



G) extremo sul



Figura 2. Mosaico de fotos de diferentes trechos da orla do balneário do Hermenegildo no dia 28 de agosto de 2009. (fotos e mosaico: Ulisses Rocha de Oliveira).

Figure 2. Mosaic made of pictures from different parts of the Hermenegildo's beach seafront on August 28, 2009. (photos and mosaic: Ulisses Rocha de Oliveira).



Figura 3. Método de posicionamento do GPS, (A) com um receptor em um ponto fixo sobre a Referência de Nível RN1969A próximo à estátua de Iemanjá e (B) um receptor móvel utilizado para mapeamento dos pontos de interesse.

Figure 3. Method of GPS positioning, (A) with a receiver at a fixed point on the Reference Level RN-1969A near the statue of Iemanjá and (B) a mobile receiver used for mapping the points of interest.

pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), identificada pela RN1969A, materializada por um marco de concreto (antigo monumento) localizado próximo à estátua de Iemanjá e da igreja católica (Fig. 3A), situada ao final da RS-833, no balneário Hermenegildo, cuja altitude ortométrica é de 4,5557 m.

Os dados obtidos foram organizados em uma tabela com cada ponto adquirido e as suas respectivas coordenadas X, Y baseadas no *datum* WGS84, zona 22 Sul, e projetadas em UTM (Universal Transversa de Mercator); e coordenadas de altitude Z ('h') que correspondem à altitude do ponto amostrado em relação ao elipsóide WGS84. Essas coordenadas de altitude Z (geométricas 'h') foram, então, convertidas para altitudes reais (ortométricas 'H') com relação ao modelo do geóide local. Essa conversão foi realizada através de um modelo de ondulação geoidal ('N') conforme metodologia descrita em Corseuil & Robaina (2003). Neste trabalho, o modelo foi calculado com base nos pontos das Referências de Nível RN1969A, RN1969B e RN1969N, sendo os dois primeiros localizados no balneário Hermenegildo, e o último, no município do Chuí.

Tendo a ondulação geoidal ('N') calculada, basta, então, subtrair a ela o valor da altitude geométrica ('h') que se obtém, então, a altitude ortométrica ('H') real com a seguinte equação: $H = h - N$. Esses cálculos do modelo geoidal e da equação da ondulação geoidal foram realizados com *software* de programação através de rotinas computacionais (Corseuil & Robaina, *op.cit.*).

Com o fim de fazer uma averiguação do erro das coordenadas ortométricas calculadas e do modelo da ondulação geoidal, foi usado um nível topográfico para fazer o levantamento dos pontos de controle. A precisão esperada para os dados que foram coletados com uma taxa da diluição da precisão pela distribuição espacial dos satélites (PDOP) menor do que 5 é de 3 a 5 centímetros. Sabendo disso,

quando os valores do PDOP em um ponto estavam sendo informados pela controladora como acima de 5, estes eram recusados. O cálculo da precisão das altitudes ortométricas calculadas a partir dos pontos levantados com o GPS foi realizado comparando estes pontos com os pontos obtidos com o nível, que indica os pontos ortométricos reais com maior precisão. A Figura 4 mostra os perfis realizados pelo nível topográfico e pelo GPS traçados em um mesmo trajeto, partindo da RN-1969A até a RN-1969B, para identificação do erro amostral do RTK-GPS.

O coeficiente de correlação (r) entre esses dois perfis foi de 0,99, e a diferença entre os valores quadráticos médios (RMS) dos diferentes perfis foi de 0,11488 metros.

Com os dados brutos já processados, eles foram, então, plotados e trabalhados sobre uma imagem de satélite Quickbird™ de 2005, utilizando o *software* ArcGIS 9.3.1°. Para a representação final dos perfis transversais, como estes estavam em planos de coordenadas geodésicas, as distâncias entre um ponto e outro foram medidas com a ferramenta *measure distance* do programa, e estas distâncias foram anexadas em um novo campo da tabela de atributos dos dados dos perfis. Para melhor entender a espacialização dos dados adquiridos, estes foram divididos em: linhas de referência paralelas à costa e perfis perpendiculares à costa.

3.2. Linhas de referência paralelas à costa: linhas de dunas, linha de dunas interpolada e linha d'água

As feições indicadoras da linha de dunas consideradas para este trabalho foram divididas em duas partes: Em frente à zona urbanizada (orla do balneário), há áreas onde já não existem dunas, e sim diversas formas de estruturas de contenção. Nessa parte, a linha foi traçada praticamente no limite das estruturas de contenção com a praia. No restante (também chamada de linha de dunas neste trabalho), foi mapeada a base das dunas frontais.

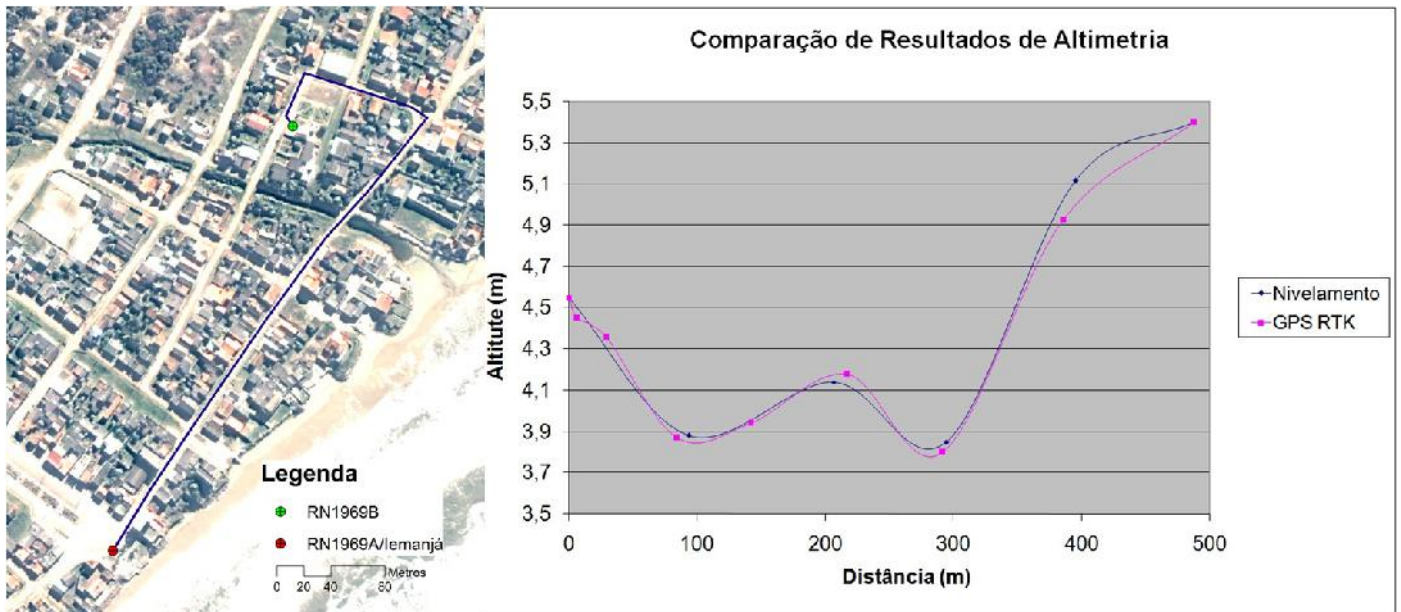


Figura 4. Gráfico da comparação entre os resultados de altimetria obtidos pelo nível (controle) e pelo GPS RTK (direita) realizados em um caminho entre as referências de nível RN1969A e RN1969B (esquerda).

Figure 4. Graph comparing the altimetry results obtained by a topographic level (control) and by GPS RTK (right) in the same way from the reference level RN1969A to RN1969B (left).

Para analisar se o setor central do balneário está mais projetado sobre o pós-praia do que as periferias, foram medidos em campo, com o uso de um GPS de alta precisão, três segmentos: (i) as *Dunas do SUL*, que são as dunas frontais ao sul do balneário (partindo da rua de acesso à praia mais meridional no balneário até aproximadamente 1,5km para o sul); (ii) a *Orla Urbanizada*, que é a porção frontal ao balneário (onde há estruturas de contenção e algumas dunas) e; (iii) as *Dunas do NORTE*, ou seja, as dunas frontais ao norte do balneário (da rua de acesso à praia mais setentrional do balneário até cerca de 1,5 km para o norte) (Fig. 5).

Posteriormente, foi realizada uma regressão linear com os pontos GPS que demarcam as linhas das dunas frontais ao sul e ao norte do balneário, de modo que se obteve uma linha que representa uma “reta média” desses pontos. Essas linhas resultantes da regressão linear dos pontos GPS foram interligadas por uma linha reta unindo os dois trechos onde ocorrem somente dunas frontais (Fig. 6). Essa linha reta será chamada de “Linha de dunas interpolada”. Considerando que a costa do Rio Grande do Sul possui uma característica de se apresentar como uma linha aproximadamente retilínea (em uma escala de até poucas dezenas de quilômetros), essa linha interpolada seria a posição esperada da linha de costa para a orla urbanizada. Em outras palavras, tal linha interpolada representaria a base das dunas frontais em frente ao balneário, caso não houvesse interferência humana, e a fixação da costa com estruturas de contenção.

O objetivo dessa *Linha de Dunas Interpolada* é perceber se existe uma diferença entre a “linha de dunas” na *Orla Urbanizada* em frente ao balneário, onde praticamente já não há dunas, e sim várias formas de estruturas de contenção, e a *Linha de Dunas* em áreas com nenhuma ou muito pouca interferência antrópica, onde há livre mobilidade do sedimento em resposta às alterações dos processos costeiros.

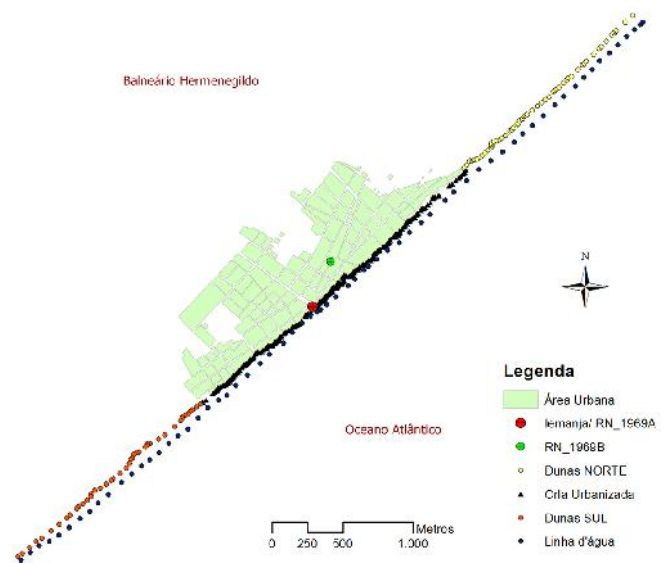


Figura 5. Pontos obtidos em campo com GPS RTK relativos às linhas de referência paralelas à costa.

Figure 5. Points obtained in the field with GPS RTK related to the reference lines parallel to the coast: waterline, shorelines from the base of the foredunes from north and south, and the shoreline from urbanized coast.

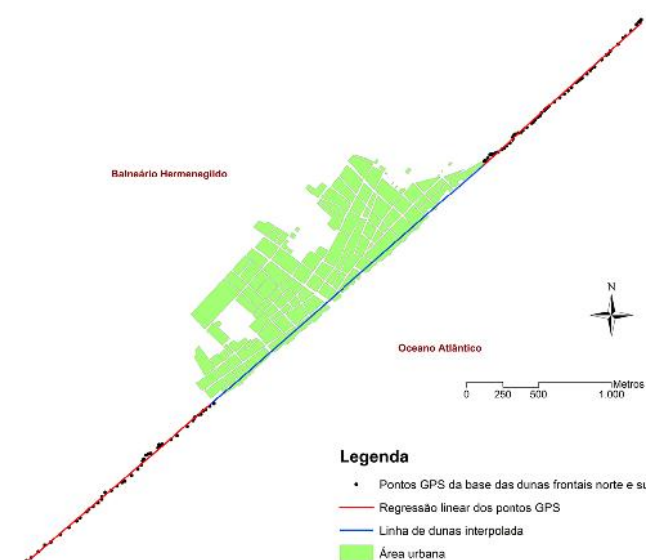


Figura 6. Pontos obtidos da base das dunas frontais nas áreas adjacentes ao balneário do Hermenegildo e a linha interligando as dunas do norte e sul, denominada “linha de dunas interpolada”.

Figure 6. Points obtained from the base of foredunes in adjacent areas to the Hermenegildo urban coast and the line connecting north dunes to the south dunes, called “interpolated line of dunes”.

Já a *Linha da Água* mapeada foi a linha indicativa da máxima maré alta (*High WaterLine*) (Fig. 5). Essa linha é indicada pelo limite máximo do varrido da praia no dia. De todas as linhas de água, esta é a que possui menor variação durante o dia, pois é a marca deixada ali no pico de máxima maré. Mas, ainda assim, esta linha está suscetível a grandes variações dentro de poucos dias, dependendo tanto da maré astronômica como da maré meteorológica. No dia em que essa linha foi mapeada, dia 10 de outubro de 2009, havia um intenso vento nordeste (46°), de aproximadamente $9,5\text{m/s}$, segundo estação meteorológica do Chuí (INMET), que talvez, por efeito de *Ekman* sobre a água do mar, pudesse estar baixando esta linha de modo que ficasse mais afastada da costa do que se estivesse apenas sob a ação da maré astronômica. O máximo pico de maré astronômica naquele dia foi de $0,7\text{m}$ às $11\text{h}56\text{min}$ (fonte: Praticagem do Rio Grande).

3.3. Perfis topográficos transversais à costa

Com o objetivo de averiguar se há diferenças na morfologia das escarpas e da praia entre o setor central e as periferias da orla urbanizada (corroborando com a hipótese de que a porção central do balneário está mais à frente do que a linha de dunas interpolada), foram traçados 22 perfis topográficos perpendiculares à costa em toda a orla urbanizada, medindo-se todas as ruas transversais do balneário que dão acesso à praia (Fig. 7). Destes, foram escolhidos 6 perfis, cujas diferenças foram mais representativas para discussão e apresentação: dois na parte central do balneário próximo à estátua de Iemanjá, dois em áreas a sul e a norte, mas ainda na porção central (periféricos), e dois perfis nas extremidades da orla

urbanizada (últimas ruas de acesso à praia, tanto ao norte como ao sul). Todos os perfis partiram da Avenida Cruzeiro do Sul, limite transversal da orla estabelecido neste trabalho, seguindo pela rua em direção à praia, passando pela escarpa medindo o seu desnível, e seguindo pela praia até a linha da água.

4. RESULTADOS

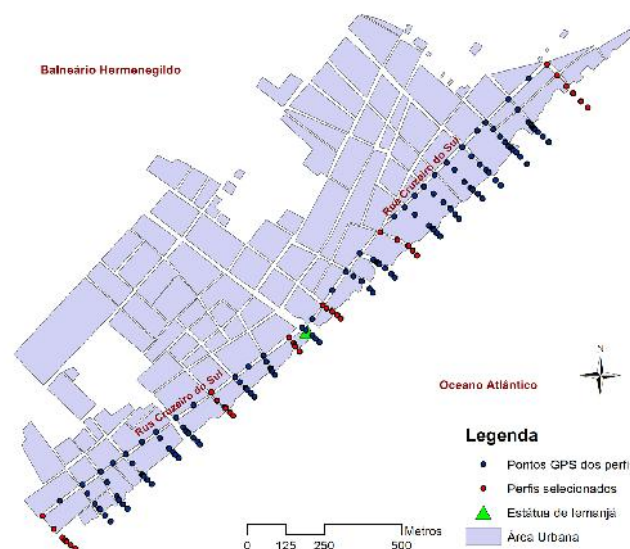


Figura 7. Perfis topográficos perpendiculares à costa. Os pontos foram mapeados desde a Rua Cruzeiro do Sul pelas ruas do balneário que dão acesso à praia, passando pela escarpa e seguindo pela praia até a linha de água.

Figure 7. Topographic profiles perpendicular to shore. The points were mapped from the Cruzeiro do Sul Street through the streets of the resort that give access to the beach passing by the slope and the beach toward the water line.

As linhas de dunas nos setores denominados Dunas do Norte e Dunas do Sul se apresentaram com uma conformação relativamente retilínea e próxima do que se espera de um ambiente natural de praias e dunas frontais para o local, onde predominam praias bastante retilíneas ou alongadas em planta, exceto pela presença dos canais sangradouros, que geram pequenas reentrâncias. Já o setor da Orla Urbanizada apresenta uma linha do limite superior da praia bastante irregular, devido às várias formas de estruturas de contenção que compõem este trecho, formando pequenas enseadas e promontórios conforme alternam os terrenos desprovidos de estruturas ou com estruturas mais simples ou aqueles protegidos com estruturas como enrocamento e/ou muros de concreto (detalhe da Fig. 8).

Comparando o posicionamento do limite superior da praia (linhas da base das escarpas e dunas) entre os diferentes setores, percebe-se que as estruturas de contenção estão cumprindo seu papel de conter o avanço marinho no local. A

porção central da orla urbanizada do balneário Hermenegildo encontra-se, em 2009, numa posição mais próxima da linha da água do que as dunas frontais adjacentes, estando atualmente sobre a pós-praia (Fig. 8).

Visualiza-se, a partir da figura 8, que existe uma área de avanço de toda a orla urbanizada sobre linha de dunas interpolada. Essa área de contenção foi calculada para o ano de 2009 (período da medição) em aproximadamente 54.100 m². A maior distância entre a linha da orla urbanizada e a linha de dunas interpolada foi calculada em 45,3 metros (Fig. 8, 'M'). Dessa forma, percebe-se que, se as estruturas de contenção não existissem no local, provavelmente a linha das dunas na parte central estaria a 45 metros mais para o

interior do continente do que está atualmente. Em outras palavras, pode-se dizer que 54.100m² da orla que hoje está urbanizada seriam área de praia.

Também é interessante observar na figura 8 que, mesmo estando na zona urbanizada, as desembocaduras dos canais sangradouros tendem a acompanhar a linha de dunas interpolada. Junto aos sangradouros, não existem estruturas de contenção, permitindo, assim, o deslocamento horizontal da linha de costa em direção ao continente com maior mobilidade, fato que também ocorre nas áreas não urbanizadas ao norte e ao sul do balneário.

Outro aspecto relevante é que, em frente ao setor central do balneário, a linha da água apresentou uma deflação em



Figura 8. Imagens do balneário do Hermenegildo mostrando a linha de água, a linha das dunas e a linha de dunas interpolada, que liga as linhas de dunas do norte e sul (imagem maior). No detalhe, é possível notar as distâncias entre a linha de dunas atual e a linha de dunas interpolada (M), e também entre a linha de dunas e a linha da água (m). Nos círculos, estão destacados os sangradouros e como estes são próximos à linha de dunas calculada.

Figure 8. Images from the Hermenegildo beach village showing the water line, the boundary line of contention structures and dunes, and interpolated dune line that connects the lines of dunes of north and south (larger image). In detail is possible to note the distances between the current dune line and interpolated dune line (M), and also between the dune line and water line (m). In the circles are highlighted the washouts and how these are close to the interpolated dune line.

forma côncava em planta (Fig. 8, 'm'). A menor distância da costa em relação à linha d'água do dia 10 de outubro foi de aproximados 12,5 metros neste local, relacionado à projeção das estruturas de contenção e à concavidade da linha d'água. Durante a realização do presente estudo, este setor da praia apresentou menor estoque sedimentar subaéreo do que nas periferias. Segundo observações e relatos dos moradores locais, tal concavidade é comum nos meses mais próximos ao inverno, inclusive fazendo com que a praia emersa desapareça durante vários dias e que a posição desta concavidade possa variar sua posição, mas sempre se mantendo na área de abrangência das estruturas de contenção.

A figura 9 apresenta os resultados dos perfis topográficos dos diferentes setores da Orla Urbanizada. É importante esclarecer que nesta figura as escalas verticais dos gráficos estão padronizadas em 6 metros de altitude, e as horizontais se alteram, sendo 80 metros, 150 metros e 200 metros de distância nos perfis centrais, periféricos (norte e sul) e extremos respectivamente, com o fim de facilitar a visualização.

Observa-se na figura 9 que existem escarpas bem marcadas nos perfis realizados na orla urbanizada (perfis centrais, norte e sul) e que os perfis dos extremos norte e sul não apresentam escarpa, com uma topografia variando suavemente.

O topo da escarpa é de 4 metros para todos os perfis da orla urbanizada, e todas as escarpas se apresentaram bastante íngremes com pendente quase vertical. Entretanto, esses perfis se diferenciam em alguns pontos: os perfis centrais apresentam uma praia plana, enquanto os perfis do norte e sul apresentam uma praia com uma declividade um pouco mais suave. Além disso, pode-se ver, na figura 9, que, nos perfis centrais, a base da escarpa (limite superior da praia) se encontra mais próxima da linha da água (ponto zero) do que nos outros perfis, com destaque para o perfil do centro sul. Tal aspecto pode estar associado à concavidade da linha d'água no período. A continuação do processo erosivo e/ou migração da concavidade pode expandir as escarpas para outros segmentos do balneário.

5. DISCUSSÃO

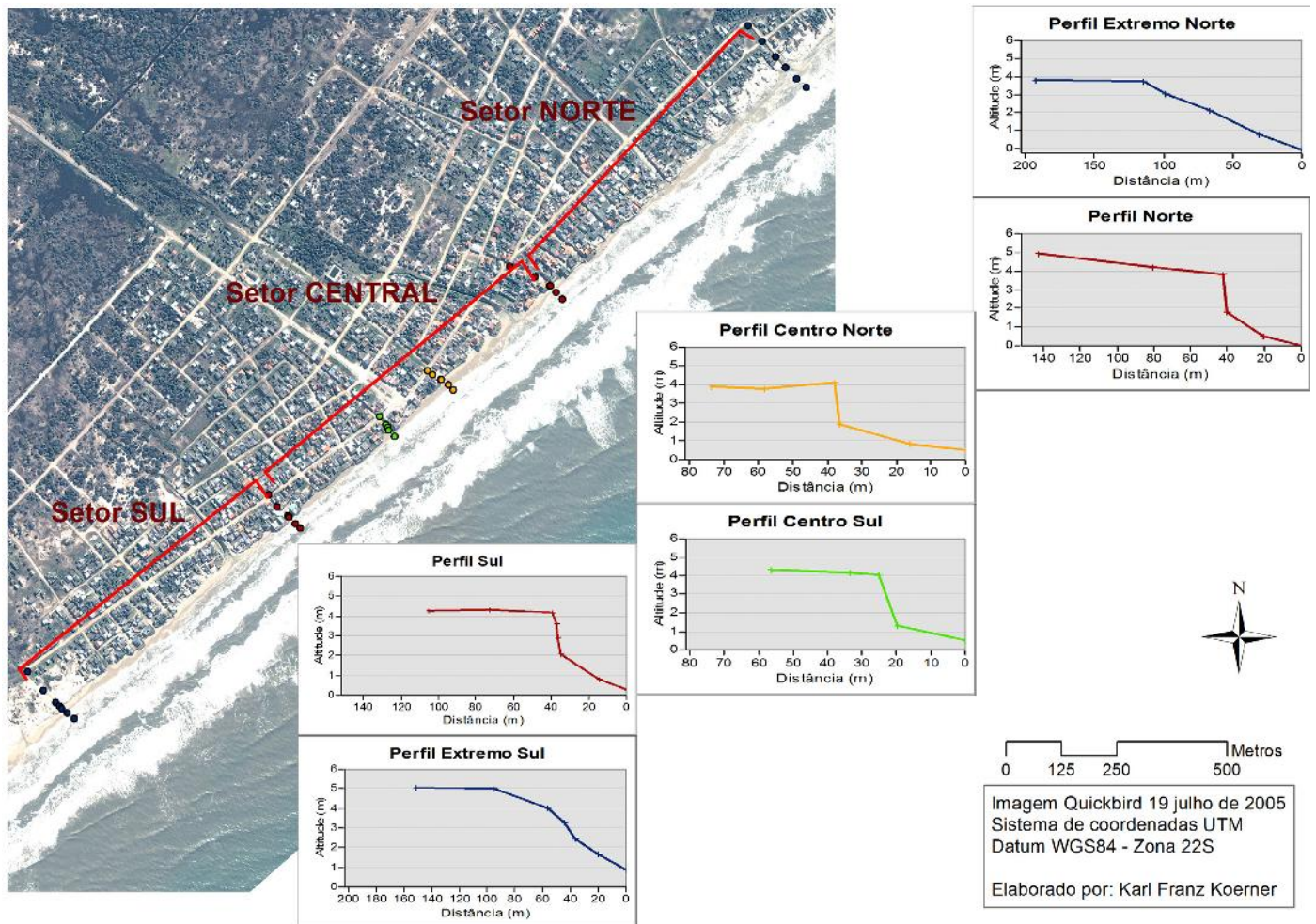


Figura 9. Imagem do balneário do Hermenegildo com os gráficos que representam os perfis topográficos selecionados para a análise: centrais, periféricos e extremos, e suas respectivas localizações.

Figure 9. Image of the Hermenegildo beach village showing the graphs of the topographic profiles selected for analysis: central, periphery and extremes, and their respective locations.

Esta pesquisa apresentou pelo menos dois resultados bastante interessantes: (i) uma evidência sólida de que a praia do Hermenegildo está em erosão e, ao mesmo tempo, de que as estruturas de contenção - mesmo que realizadas de modo individual pelos moradores, muitas vezes sem conhecimento técnico adequado - vêm contendo, pelo menos parcialmente, a erosão da orla urbanizada e; (ii) que há evidências de maior exposição do setor central aos eventos erosivos ao se apresentar mais projetado para o mar se comparado às periferias, e que isso gera impactos na morfologia da praia, tendo em vista as diferenças morfológicas da praia e escarpa, além da deflação da linha d'água nesse setor.

Essas características podem ser corroboradas com a pesquisa de Koerner & Oliveira (2010), que analisaram o comportamento e as alterações ocorridas nas estruturas de contenção nos últimos 10 anos e notaram uma tendência de aumento do número de casas com obras de contenção, uma vez que o número de casas com estruturas de proteção aumentou, de 1999 a 2009, de 67 para 84 casas protegidas. Outro fato interessante é que, em uma análise da distribuição das estruturas de contenção entre os setores, estes autores viram que, no setor central, 89% das casas estão com alguma forma de proteção, contra os 63% de casas protegidas no setor sul e apenas 29% no setor norte do balneário, com porcentagens crescentes em todos os segmentos do balneário. Além disso, também se percebeu o aumento da robustez das obras de proteção das casas com o passar dos anos, com substituição de diversos tipos de estruturas de contenção pelo tipo enrocamento, a qual parece se mostrar eficiente, pois, além de combater o varrido das ondas, se adapta à alteração morfológica do substrato arenoso.

Segundo Koerner (2009), a ocupação mais antiga na parte central é responsável por uma maior densidade urbana neste setor do que nas periferias, onde os perfis são mais largos e as ruas paralelas à praia se afastam da linha de costa conforme a ocupação foi mais recente, dando ao balneário essa forma "curiosa" de seta apontando para o mar (observar ruas na Fig. 1). Por ter uma ocupação mais antiga, os proprietários das casas desse setor vêm protegendo-as há mais tempo, o que faz com que esse trecho apresente estruturas mais robustas, como enrocamentos e muros de concreto e com maior densidade. Essa maior concentração de enrocamentos no setor central pode explicar o porquê de este setor estar mais avançado sobre a pós-praia do que as periferias, como aponta o presente estudo.

Além disso, parece haver, nos últimos anos, uma espécie de reação em cadeia por parte dos proprietários. Inicialmente, apenas alguns proprietários colocavam estruturas reforçadas para o propósito de conter a erosão e proteger seu patrimônio. No entanto, observava-se que, mesmo com a contenção na porção frontal, o mar poderia avançar pela lateral, sobretudo pelo limite sul do terreno (Esteves *et al.*, 2003). Da mesma forma, quando um determinado proprietário protegia sua casa, via-se claramente que a casa do vizinho que não a protegia passava a ficar muito mais vulnerável. Em abril de 1999, o maior evento erosivo registrado na história do balneário devastou sua orla. Segundo Esteves *et al.*, (1999b) e Esteves & Santos (2001), 20% das casas que havia à beiramar foram total ou parcialmente destruídas. É importante ressaltar que, naquele momento, as estruturas de contenção

eram menos robustas que as de hoje e apresentavam-se bastante descontínuas. A partir deste evento, houve uma mobilização dos moradores, buscando o Poder Público e universidades para tentativa de solução do problema. Até o presente momento, passados mais de 10 anos, não houve ação efetiva do Estado sobre o problema (Koerner, 2012), mas sim um grande número de estudos sobre a temática e, efetivamente, um progressivo aumento da proteção das propriedades, partindo de contenções pontuais para a disposição destas como uma longa e contínua estrutura em boa parte da orla, cuja ação partiu dos próprios moradores.

Esse conjunto de estruturas robustas e combinadas longitudinalmente está, atualmente, fixando a linha de costa como se fosse um grande muro de proteção (*seawall*). Da mesma forma, as interferências na linha de costa estão bastante semelhantes a essas obras de engenharia. Evidências de que muros de proteção deixam a praia mais plana e estreita já foram bastante documentadas na literatura (Dean, 1986; Kraus, 1988; Plant & Griggs, 1992; Kraus & McDougal, 1996). Entretanto, estes mesmos autores também averiguaram que, ao final de uma grande estrutura de proteção isolada na praia, ocorre a potencialização da erosão na praia adjacente. Por essa razão, os autores do presente estudo obtiveram dados das praias adjacentes em uma distância de 1,5km do final da orla urbanizada, de modo que os efeitos de erosão causados pela proteção (que ocorrem até poucas dezenas de metros de distância da estrutura) fiquem diluídos na amostragem dos pontos.

Com este estudo não é possível avaliar se a erosão que ocorre em frente às estruturas de contenção é decorrente somente da erosão natural, ou se esta é potencializada pelas próprias estruturas. Kraus & McDougal (1996) indicam que ocorre uma elevação do nível do lençol freático em frente aos muros de contenção e que pode ou não ocorrer uma retirada de sedimentos que são levantados em suspensão por causa do muro. Segundo os autores, o sedimento pode ser transportado transversalmente para a parte subaérea, ou então pode ser perdido do sistema sendo carregado por correntes longitudinais, dependendo do estado de equilíbrio da praia. A presença do embaçamento na linha d'água parece apontar para esta questão. No entanto, é interessante, em um próximo estudo, estender os perfis transversais até a zona de arrebenção e fazer um experimento com trapeação de sedimentos carregados na corrente longitudinal em eventos erosivos e de sobrelevação da maré e, sobretudo, a realização de um contínuo monitoramento do caso.

Contudo, é possível afirmar que a praia em frente à porção central do balneário já está bastante alterada pelas estruturas de contenção. Dentre as principais alterações, estão: praia mais estreita, mais úmida, menor desenvolvimento da berma e ausência de dunas embrionárias e dunas frontais. Também está bastante claro que, durante períodos de maré alta, o mar atinge o limite superior da praia na porção central com facilidade, o que só ocorre nas áreas adjacentes ao balneário em períodos de significativa sobrelevação da maré.

Para o futuro próximo, com as taxas de erosão para o local podendo variar entre 0.5m/ano (Tozzi, 1999) a 4m/ano (Toldo Jr. *et al.*, 2005), podendo superar 6 m/ano em alguns períodos (Albuquerque, 2013), é interessante pensar em alternativas de manejo de longo prazo para o balneário

Hermenegildo, como, por exemplo, realizar um planejamento ambiental e ordenamento territorial considerando áreas mais afastadas da costa para o crescimento urbano (Koerner, 2012). No momento presente, casas defronte ao mar ainda vêm sendo destruídas conforme ocorrem grandes eventos de tempestade e estruturas de proteção colapsam. Também não se sabe ao certo como as estruturas de contenção do tipo enrocamento irão se comportar num ambiente de maior saliência da linha de costa do que a medida neste trabalho, qual seu comportamento com a presença de grandes ondas quebrando a poucos metros das referidas estruturas e frente a eventos semelhantes ou até de maior impacto no local do que o evento erosivo ocorrido em abril de 1999.

6. CONCLUSÕES

Analisando as diferenças morfológicas e da posição da linha de dunas encontradas entre a orla urbanizada e as dunas frontais nas áreas adjacentes, conclui-se que, atualmente, parte considerável da orla urbanizada do balneário Hermenegildo se encontra sobre a faixa de praia. Isso ocorre pelo fato de que as estruturas de contenção do balneário Hermenegildo vêm, mesmo que não totalmente, impedindo a migração horizontal da linha de costa em direção ao continente. Ou seja, essas estruturas estão realmente fixando a linha de costa nesta área, embora muitas casas já tenham sido destruídas nos últimos 50 anos e substituídas por área de praia.

Especificamente, a linha de costa no setor central se encontra a quase 50 metros sobre a praia, à frente das dunas frontais adjacentes. Além disso, em frente a este mesmo setor, as estruturas de contenção geraram uma concavidade da linha de água, em planta, e também foram detectadas diferenças na morfologia da praia, com praia mais plana e estreita e escarpas bastante íngremes, se comparadas às praias adjacentes.

Cabe salientar que não é objetivo dos autores deste trabalho incentivar esse tipo de obra em outras orlas urbanizadas. Somente foi averiguado que as obras de proteção do Balneário Hermenegildo, sobretudo as do tipo enrocamento, vêm se mostrando eficientes ao conter localmente o processo erosivo, pelo menos no período analisado. No mesmo período, foram identificados significativos impactos para o ambiente praias, tendo menos área de praia tanto para dissipação de energia de ondas, como para a recreação dos usuários da praia, enfim, uma completa supressão da orla natural, o que não se considera o mais adequado para o local. As estruturas podem gerar concavidades da linha de água, em planta, em frente ao setor central do balneário, interferindo no balanço sedimentar não só no plano horizontal como também gera um déficit vertical de sedimentos. Adicionalmente, detectam-se maiores desníveis topográficos entre o limite superior da praia e a área urbana no setor central, onde há mais estruturas de contenção do que nas periferias, prejudicando o simples acesso à praia. Além disso, não se sabe até que ponto essas estruturas irão cumprir seu objetivo específico de proteção das casas e fixação da linha de costa. Sendo assim, é apropriado refletir sobre a utilização de estratégias de manejo para longo prazo, como um efetivo ordenamento e planejamento ambiental para as futuras ocupações.

Em relação aos materiais e métodos utilizados no presente

estudo, ressalta-se que o equipamento GPS-RTK é uma ferramenta de muita eficiência e precisão e que permite uma obtenção de numerosos dados com uma extrema agilidade, tanto que todos os dados de posicionamento utilizados neste trabalho, referentes ao uso do GPS, puderam ser obtidos em apenas um dia em campo. Embora haja possibilidade de erro, este pode ser bastante minimizado. O ideal é que ocorra a obtenção de todos os dados em um único dia, de preferência com céu aberto e sem prédios e construções altas ao redor. Neste trabalho, foi tomado este cuidado, além de ter sido feita uma averiguação da precisão dos dados ao comparar um caminho realizado com o GPS-RTK e com um nivelamento, conforme foi apresentado na metodologia. Por fim, esse método de comparação de diversas linhas de referência móveis (dunas adjacentes e água) e fixa (orla urbanizada), bem como da interpolação da linha de dunas, se mostrou bastante eficiente para os questionamentos realizados. Tal método pode ser replicado para outras praias que apresentem características aproximadamente retilíneas e também pode ser utilizado novamente na praia do Hermenegildo como forma de monitoramento e acompanhamento da erosão nesta praia.

AGRADECIMENTOS

Os autores do presente trabalho agradecem a Matheus de Oliveira, Paulo dos Santos Freitas, Luiz Rota e Daniesse S. Kasanoski pelo auxílio e apoio nos trabalhos e na logística de campo, a Priscila Teixeira pela contribuição com dados anteriores e aos professores Lauro Calliari e João Nicolodi pelas considerações no andamento do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albuquerque, M.D.G. (2013) - *Análise espaço-temporal das causas da variabilidade da linha de costa e erosão na praia do Hermenegildo, RS*. 127p., Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/72241>
- Boak, E.H.; Turner, I.L. (2005) - Shoreline Definition and Detection: A Review. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), 21(4):688-703, West Palm Beach, FL, USA. Disponível em <http://www6.hawaii.gov/dlnr/occl/files/Shoreline/JCR-VOL21-4.pdf>
- Calliari, L.J.; Tozzi, H.A.M.; Klein, A.H.F. (1998) - Beach morphology and coastline erosion associated with storm surges in southern Brazil - Rio Grande to Chuí, RS. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (ISSN: 0001-3765), 70(2):232-247. Disponível em: <http://www.praia.log.furg.br/Publicacoes/1998/1998b.pdf>
- Corseuil, C.W.; Robaina, A.D. (2003) - Determinação altimétrica através de sistema de posicionamento global. *Ciência Rural*, 33(5):673-678. doi: 10.1590/S0103-84782003000400014
- Dean, R.G. (1986) - Coastal armouring: effects, principles and mitigation. In: B.L. Edge (org.), *Coastal Engineering 1986 Proceedings*, 3 vol., 2888p., ASCE, Charleston, SC, USA. ISBN: 978-0-87262-600-3 Disponível em: <http://journals.tdl.org/icce/index.php/icce/article/view/4136>
- Dillenburg, S.R.; Roy, P.S.; Cowell, P.J.; Tomazelli, L.J.

- (2000) - Influence of antecedent topography on coastal evolution as tested by the Shoreface Translation-Barrier Model (STM). *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), 16(1):71–81. Royal palm Beach, FL, U.S.A.
- Dillenburg, S.R.; Tomazelli, L.J.; Barboza, E.G. (2004a) - Barrier evolution and placer formation at Bojuru southern Brazil. *Marine Geology*, 203(1-2):43-56. doi: 10.1016/S0025-3227(03)00330-X
- Dillenburg, S.R.; Esteves, L.S.; Tomazelli, L.J. (2004b) - A critical evaluation of coastal erosion in Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 76(3):611-623. doi:10.1590/S0001-37652004000300014
- Esteves, L.S.; Vanz, A.; Silva, A.R.P.; Pivel, M.A.G.; Erthal, S.; Barletta, R.C.; Vranjac, M.P.; Oliveira, U.R. (1999a) - Caracterização das obras de proteção costeira no balneário do Hermenegildo, RS, Brasil. *VII Congresso da ABEQUA*, Porto Seguro, BA, Brasil. Disponível em: http://www.abequa.org.br/trabalhos/viiabequa_heo001.pdf
- Esteves, L.S.; Vranjac, M.P.; Barletta, R.C.; Pivel, M.A.G.; Erthal, S.; Vanz, A.; Silva, A.R.P.; Oliveira, U.R. (1999b) - Impacto de um evento de alta energia nas obras de proteção costeira no balneário do Hermenegildo, RS, Brasil. *VII Congresso da ABEQUA*, Porto Seguro, BA, Brasil. Disponível em: http://www.abequa.org.br/trabalhos/viiabequa_zco012.pdf
- Esteves, L.S.; Pivel, M.A.G.; Silva, A.R.P.; Barletta, R.C.; Vranjac, M.P.; Oliveira, U.R.; Vanz, A. (2000) - Beachfront owners perception of beach erosion along an armored shoreline in southern Brazil. *Pesquisas em Geociências* (ISSN: 1518-2398), 27(2):97-109, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Esteves, L.S.; Oliveira, U.R.; Silva, A.R.P.; Vranjac, M.P.; Pivel, M.A.G.; Vanz, A.; Barletta, R.C. (2003) - Seasonal changes in beach profile inducing the response of beachfront owners in southern Brazil. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), Special Issue 35 (Proceedings of the Brazilian symposium on sandy beaches: morphodynamics, ecology, uses, hazards and management): 557–563, Itajaí, SC, Brasil.
- Esteves, L.S.; Teixeira, P.; Williams, J. (2008) - Managing coastal erosion: from long-term coastal evolution to seasonal shoreline changes. *IAHS-AISH publication* (ISSN: 0144-7815), 325 (International Commission on Continental Erosion, Symposium, Christchurch, NZL, 2008): 516-523.
- Esteves, L.S.; Santos, I.R. (2001) - Impacto econômico da erosão na praia do Hermenegildo (RS), Brasil. *Pesquisas em geociências* (ISSN: 1518-2398), 28(2):393-403. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Koerner, K.F. (2009) - *Variação espaço-temporal em médio e curto termo da orla do balneário do Hermenegildo, RS*. 60p., Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. *Não Publicado*.
- Koerner, K.F.; Oliveira, U.R. (2010) - Impacto de estruturas de contenção sobre a orla do balneário do Hermenegildo, RS. *Anais do Congresso Brasileiro de Oceanografia - CBO'2010*, Rio Grande, RS, Brasil.
- Koerner, K.F. (2012) - *Alternativas de manejo para o problema da erosão costeira no balneário do Hermenegildo, Rio Grande do Sul*. 156p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. Disponível em: <http://www.labgerco.furg.br/ppgc/file/dissertacoes/karl.pdf>
- Kraus, N.C. (1988) - The effects of seawalls on the beach: An extended literature review. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), SI 4:1-28, Charlottesville, VI, U.S.A.
- Kraus, N.C.; McDougal, W.G. (1996) - The effects of seawalls on the beach: Part I, an updated literature review. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), 12(3):691-701, Fort Lauderdale, FL, Brasil.
- Lima, L.G.; Dillenburg, S.R.; Medeanic, S.; Barboza, E.G.; Rosa, M.L.C.C.; Tomazelli, L.J.; Dehnhardt, B.A.; Caron, F. (2013) - Sea-level rise and sediment budget controlling the evolution of a transgressive barrier in southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 42: 27–38. doi: 10.1016/j.jsames.2012.07.002
- Lima, S.F., Almeida, L.E.S.B.; Toldo Jr., E. (2001) - Estimativa da capacidade do transporte longitudinal de sedimentos a partir de dados de ondas para a costa do Rio Grande do Sul. *Pesquisas em Geociências* (ISSN: 1518-2398), 28(2):99-107. Porto Alegre, RS, Brasil.
- Linham, M.M.; Nicholls, R.J. (2010) - *Technologies for climate change adaptation – Coastal erosion and Flooding*. 150p., UNEP Risø Centre on Energy, Climate and Sustainable Development. Roskilde, Dinamarca. ISBN: 978-87-550-3855-4. Disponível em: http://tech-action.org/Guidebooks/TNA_Guidebook_AdaptationCoastalErosionFlooding.pdf
- Machado, A.A.; Calliari, L.J.; Melo, E.; Klein, A.H.F. (2010) - Historical assesment of extreme coastal sea state conditions in southern Brazil and their relation to erosion episodes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (ISSN: 1809-9009), 5(2):277-286. Disponível em: [http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5\(2\)_277-286.pdf](http://www.panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_5(2)_277-286.pdf)
- Machado, A.A.; Calliari, L.J. (2011) - Mudanças na zona costeira do Rio Grande do Sul: situação atual e perspectivas. *Relatório final do II Workshop Brasileiro de Mudanças Climáticas em Zonas Costeiras*, 107p., Salvador, BA, Brasil. Disponível em: http://www.mudancasclimaticas.zonascosteiras.furg.br/workshop/imagens/II_Workshop_Relatorio_Final.pdf
- NRC - National Research Council (1990) - *Managing Coastal Erosion*. 198p., The National Academies Press, Washington, DC, EUA. ISBN: 0-309-04143-0. Disponível em: http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=1446
- Parise, C.K.; Calliari, L.J.; Krusche, N. (2009) - Extreme storm surges in the south of Brazil: atmospheric conditions and shore erosion. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(3):175-188. doi: 10.1590/S1679-87592009000300002
- Pereira, P.S.; Calliari, L.J.; Barletta, R.C. (2010) - Heterogeneity and homogeneity of Southern Brazilian beaches: A morphodynamic and statistical approach. *Continental Shelf Research*, 30(3-4):270-280. doi: 10.1016/j.csr.2009.11.007

- Pilarczyk, K.W. (1990) - *Coastal protection: proceedings of the Short Course on Coastal Protection*, Delft University of Technology, 500p., A.A. Balkema, Rotterdam, Holanda. ISBN: 90-6191-127-3.
- Plant, N.G.; Griggs, G.B. (1992) - Interactions between nearshore processes and beach morphology near a seawall. *Journal of Coastal Research* (ISSN: 0749-0208), 8(1):183-200, Fort Lauderdale, FL, U.S.A.
- Romeu, M.A.R.; Fontoura, J.A.S.; Melo Filho, E.; Machado, V.B. (2011) - Estimativa dos cenários característicos de agitação marítima para a região oceânica do RS utilizando dados de reanálise do modelo WW3. *Vetor* (ISSN: 0102-7352), 21(1):91-109. Disponível em: <http://www.seer.furg.br/vetor/article/view/2568>
- Speranski, N.; Calliari, L.J. (2006) - Padrões de refração de ondas para a costa do Rio Grande do Sul e sua relação com a erosão costeira. In: D. Muehe (org.), *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, pp.446-454, Ministério do Meio Ambiente: PGGM-Programa de Geologia e Geofísica Marinha, Brasília, DF, Brasil. ISBN: 85-7738-028-9. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/rs_erosao.pdf
- Teixeira, P.S. (2007) - *Subsídios para o Gerenciamento Costeiro por erosão na fálésia do Balneário do Hermenegildo, RS, Brasil*. 107p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil. Disponível em: <http://www.oceanfisquigeo.furg.br/index.php/dissertacoes/46-2007/188-priscila-da-silva-teixeira.html>
- Toldo Jr., E.; Almeida, L.E.S.B.; Nicolodi, J.L.; Martins, L.R. (2005) - Retração e progradação da zona costeira do estado do Rio Grande do Sul. *Gravel* (ISSN: 1678-5975) 3(1):31-38. Disponível em: <http://repositorio.furg.br:8080/xmlui/bitstream/handle/1/2120/Retração e Progradação da Zona Costeira do Estado do Rio Grande do Sul.pdf?sequence=1>
- Tomazelli, L.J.; Villwock, J.A.; Dillenburg, S.R.; Bachi, F.A.; Dehnhardt, B.A. (1998) - Significance of present-day coastal erosion and marine transgression, Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* (ISSN: 0001-3765), 70(2):221-229, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Tomazelli, L.J.; Villwock, J.A. (2000) - O Cenozóico no Rio Grande do Sul: Geologia da Planície Costeira. In: M. Holtz, & L.F.D. Ros, (org.) - *Geologia do Rio Grande do Sul*, 375-406, CIGO – Centro de Investigação do Gondwana, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil.
- Tozzi, H.A.M. (1999) - *Influência das Tempestades Extratropicais sobre o estoque subaéreo das praias entre Rio Grande e Chuí, RS*. 115p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. *Não Publicado*.
- USACE - United States Army Corps of Engineers. (2008) - Shore Protection Projects. In: USACE, *Coastal Engineering Manual* (EM 1110-2-1100, Parte V, Cap.3), CERC Coastal Engineering Research Center, Washington, DC, USA. Disponível em: http://140.194.76.129/publications/eng-manuals/EM_1110-2-1100_vol/PartV/PartV.htm
- Vidal, F.D.C. (2008) - *Vamos ao Hermenegildo?* 116p., Editora e Gráfica Universitária PREC – UFPel, Pelotas, RS, Brasil. ISBN: 9788571923898.

Some remarks on Mangroves in the Lesser Antilles *

*Algumas reflexões sobre manguezais nas Pequenas Antilhas ***

Pierre Angelelli^{@, 1}, Pascal Saffache²

ABSTRACT

During the past thirty years the surface of mangrove swamps in the Lesser Antilles has globally decreased over twenty percent. The phenomenon is worldwide spread but the Lesser Antilles' issues remain noteworthy because, due to the small size of these islands, prejudices on the mangrove swamps may have significant impacts. This paper starts to address some methodological remarks about statistics concerning mangroves (before the nineties, long-term data are incomplete and they impede a good estimate of the evolution of this ecosystem) and is mainly divided in two parts. In the first part, we briefly recall the importance of mangrove swamps in the Lesser Antilles. Despite the different physical characteristics of these islands, mangroves appear from several points of view as one of the common feature in these islands. Quantitatively, from 1980 to 2010, the area occupied by mangroves has regressed in the Lesser Antilles and in the world in general. Mangroves were soon disqualified owing to their inaccessibility and unhealthiness. Furthermore, deprived of their traditional functions, they have been progressively marginalized with economic development and rising living standards in small islands economies notwithstanding their positive role as an ecosystem. Highlighted since the 1980s, this role appears particularly evident in the field of marine resources and protection against hurricanes and tsunamis, but also to help restore the quality of coastal waters and biodiversity. In the second part of this paper, we wonder about the paradox faced by the inhabitants of the Lesser Antilles. On the one hand they really cannot prevent major natural threats on their wetlands like global climate change, hurricanes, earthquakes, volcanoes or tsunamis. And on the other hand, due to their territorial and political scale, these small islands should be able to act against local anthropogenic threats i.e. deforestation, household effluents, agriculture, urbanization, tourism, etc. Indeed, the Lesser Antilles islands have adopted the principles of ecosystem protection and integrated development of coastal areas (including various international conventions in this area). The land use policy, the urban planning, the building on the coastline or next to the mangroves are theoretically under public control. But the paradox is that effective provisions and outcomes are often weak against direct anthropogenic threats even if local solutions do not seem to be out of reach. We give a few typical examples illustrating the damage to mangroves in these islands today whatever the political status or the administrative organization. We conclude by considering that the case of mangroves in the Lesser Antilles may be a good illustration of the economic problem posed by the management of the commons. Shortly, the protection granted to goods depends on the value of goods. As for us the continuous decrease of mangrove surfaces reflects the lack of recognition of their value at every sense of the word. Even outside the market system, the recovery and the protection of mangrove swamps should first involve the determination of their explicit economic value.

Keywords : Caribbean islands, commons, mangrove swamps, social opportunity cost, wetlands.

@ - Corresponding author

1 - Centre d'Etude et de Recherche en Economie, Gestion, Modélisation et Informatique Appliquée - Centre for research and studies in economics, management, modeling and applied computer science (CEREGMIA – EA 2440) – Université des Antilles et de la Guyane (The University of the French West Indies and Guiana), Campus de Schoelcher, BP 7207, 97275 Schoelcher Cedex, Martinique (FWI). E-mail: pierre.angelelli@martinique.univ-ag.fr

2 - Université des Antilles et de la Guyane (The University of the French West Indies and Guiana), Campus de Schoelcher, BP 7207, 97275 Schoelcher Cedex, Martinique (FWI). E-mail: pascal.saffache@martinique.univ-ag.fr

* Submission: April 6, 2013; Evaluation: May 20, 2013; Reception of revised manuscript: August 17, 2013; Accepted: October 7, 2013; Available on-line: December 2, 2013

** Portuguese Title, Abstract and captions by Ulisses M Azeiteiro on behalf of the Journal Editorial Board

RESUMO

Nos últimos 30 anos a superfície coberta por manguezais nas Pequenas Antilhas diminuiu vinte por cento. O fenómeno embora generalizado é notável nas Pequenas Antilhas, isto porque devido ao pequeno tamanho destas ilhas os danos nos manguezais podem ter impactos significativos. Neste artigo são abordadas de início algumas questões metodológicas sobre as estatísticas relativas aos manguezais (antes da década 1990 os dados são incompletos e impedem uma boa estimativa da evolução do ecossistema) e divide-se em duas partes. Na primeira parte, recordamos brevemente a importância dos manguezais nas Pequenas Antilhas. Apesar das diferentes características físicas destas ilhas, os manguezais aparecem como uma das características comuns nessas ilhas. Em termos quantitativos, entre 1980 e 2010, o espaço ocupado por manguezais regrediu mais rápido nas Pequenas Antilhas do que a média mundial. Os manguezais foram então rapidamente desclassificados pela sua inacessibilidade e insalubridade. Além disso, privados de suas funções tradicionais foram progressivamente marginalizados relativamente ao desenvolvimento económico e padrões de vida das pequenas economias insulares apesar do seu papel ambiental como ecossistemas prestadores de serviços. Desde os anos 1980, esse papel de prestadores de serviços ecossistémicos fica particularmente evidente em matéria de recursos marinhos e da protecção contra furacões e tsunamis como também para a restauração da qualidade das águas costeiras e da biodiversidade. Na segunda parte deste trabalho, questiona-se sobre o paradoxo enfrentado pelos habitantes das Pequenas Antilhas. Por um lado, eles não podem evitar as principais ameaças naturais nestas áreas húmidas, como a mudança do clima, furacões, terremotos, vulcões e tsunamis. Por outro lado, devido à sua dimensão territorial e política, estas pequenas ilhas devem ser capazes de agir contra ameaças antropogénicas, ou seja locais de desflorestamento, efluentes domésticos, agricultura, urbanização, turismo, etc. Na verdade, as Pequenas Antilhas adoptaram os princípios da protecção dos ecossistemas e a gestão integrada das zonas costeiras (incluindo diversas convenções internacionais nesta área). A política de uso do solo, o planeamento urbano, com base na zona costeira ou próximo aos manguezais estão teoricamente sob controlo público. O paradoxo é que mesmo com normas eficazes e bons resultados na aplicação das mesmas as ameaças antropogénicas sobrepõem-se. São ainda ilustrados alguns exemplos dos danos infligidos aos manguezais nas ilhas independentemente do estatuto político ou a organização administrativa destas. Conclui-se que o caso dos manguezais nas Pequenas Antilhas pode ser uma boa ilustração do problema económico da gestão dos bens comuns. Brevemente, a protecção concedida aos bens depende do valor dos bens. A diminuição contínua das superfícies de mangue (e sua recuperação e protecção) reflecte a falta de reconhecimento de seu valor em todos os sentidos da palavra. Mesmo fora do sistema de economia de mercado, a recuperação e a protecção de manguezais exigem previamente a determinação de seu valor económica explícito.

Palavras-chave: Ilhas do Caribe, bens comuns, manguezais, custo de oportunidade social, zonas húmidas.

1. INTRODUCTION

During the past thirty years the surface of mangrove swamps in the Lesser Antilles has globally decreased over twenty percent. Even if the phenomenon is worldwide spread and then could be seen as quite common (FAO, 2007a: 9; FAO, 2010:30), the Lesser Antilles' issues remain noteworthy. Indeed, due to the small size of these islands, prejudices on their mangrove swamps have even more significant impacts. Therefore it is expected that these islands take measures to prevent the damages made on mangroves and their extinction.

This paper addresses the following items. First, we briefly recall the importance of mangrove swamps in the Lesser Antilles. Second, we wonder about the paradox faced by the inhabitants of these islands: clearly, they cannot prevent major natural threats on their wetlands (earthquakes, volcanoes, hurricanes, tsunamis, climate change), but they can act against the anthropogenic ones (deforestation, household effluents, agriculture, urbanization, tourism, etc.). The paradox is that effective provisions and outcomes often lack against modern direct anthropogenic threats even if local solutions are not out of reach. We conclude by considering that the case of mangroves in the Lesser Antilles might be a good illustration of the economic problem posed by the management of the commons.

Temporal development and methods.

Long-term global data are incomplete (Alongi, 2002:334) or lacking concerning the areas of mangrove swamps (changing as the time passes by). This fact only

allowed a clear estimation of the deteriorations caused in this ecosystem from the beginning of the 1990s (FAO, 1994:5-11; Farnsworth & Ellison, 1997:332).

The first evaluations of forest global resources led by the *Food and Agriculture Organization of the United Nations* – FAO (FAO, 1948; FAO, 1957; FAO, 1958; FAO, 1963) hardly mention mangrove swamps. For instance, the word “mangrove” does not appear in the first document written in 1948. It does appear once in the one written in 1957 but without quantitative or qualitative data. The word appears twice in the version of 1958 in notes about Borneo and Gambia, and there still is a poor statistic data. And it does not exist in the document of 1963.

In the 1970s, not a single global evaluation is carried out by the FAO. Only few regional surveys were made almost outside the Organization (Europe, Asia and Far East, South America, Africa) Adrian Sommer's study commissioned by FAO only mention the word « mangrove » twice, without linking it to any data... However, the concept of ecosystem, speaking about mangrove swamps, arises in scientific literature (Lugo, 1980). And even if there are not many data about them at that time, mangrove swamps are beginning to be regarded as a natural resource from the point of view of environmental protection (Odum *et al.*, 1982: 74-64; Christensen, 1983:2).

From 1980, the FAO has undertaken a regional evaluation on tropical forests in Asia, Africa and America. On this occasion, a particular attention was granted to the mangrove swamps (Lanly, 1982). Not only the word appears thirteen times in the document, but it is also treated as an

ecosystemic issue: « *One category of closed broadleaved forest merits particular attention, partly because of its products but especially for the particular services that it renders. The category is that of the mangroves which are, unfortunately, for the most part, subject to degradation and elimination processes especially through over-logging for firewood and small wood and for extraction of tannin* ». Besides, the deterioration phenomenon in its actual meaning is defined: « *the degradation, under different forms, particularly of open formations, [is] deriving mainly from human activities such as over-grazing, over-exploitation (for firewood in particular), repeated fires, or due to attacks by insects, diseases, plant parasites or other natural causes such as cyclones, (which can cause considerable damage to trees) [...] The processes of degradation may, in their final stages, result in deforestation [...]* ». Then, the document issued in 1982 presents a first official estimate of the surfaces occupied by the mangrove swamps. Concerning the Caribbean islands, the member countries of the CARICOM have 236 000 hectares of mangrove swamps whereas the other countries of the Caribbean have 597 000 hectares. The total (833 000 hectares) is in accord with the data gathered by the FAO since 1980.

According to the global forest resources assessment and to the new importance granted to the mangroves, the nineties appear to be a transition period allowing the FAO to adjust their goals with the general principles established in 1992 during the Rio Summit. It also was an occasion for the FAO to change its methods. The promoting of the forest is enforced with the will of going on with the sustainable development and keeping the biological diversity safe, as declared in the Agenda 21, chapter 11 against the deforestation and chapter 17. A more precise inventory of surfaces and the identification of the services given by such an ecosystem have led the FAO to combine statistic data from the member States to modeling, and the use of images from satellite. Following the same way, the *International Society for Mangrove Ecosystems*, a non-governmental organization created in 1990, issued the *Charter for Mangroves* (ISME, 1992) and the FAO also established a process to manage mangroves (FAO, 1994).

These last elements characterize the current assessment of mangrove swamps in relation with the global forest resources (FAO, 2001).

Data. Globally, mangrove areas were about 18.8 millions of hectares in 1980; 16.9 in 1990; 15.7 in 2000 and 15.6 in 2010 (FAO, 2007a:9 ; FAO, 2010a:30), that is to say a decrease of 17%.

The FAO data about the large area “North America and Central America” (FAO, 2007b:31 & Tab.10; FAO, 2010a:30 & Tab.2.8) highlight the following development: 2.95 million of hectares in 1980; 2.59 in 1990; 2.35 in 2000 and 2.38 in 2010, that is to say a decrease of 24%.

Lesser Antilles perimeter. In this paper about the Lesser Antilles we choose the perimeter determined by the FAO (FAO, 2001:Chap. 36): « *The Lesser Antilles [are] the Virgin Islands, Saint Kitts and Nevis, Antigua and Barbuda, Montserrat, Guadeloupe, Dominica, Martinique, Saint Lucia, Saint Vincent and the Grenadines, Barbados, and Grenada* ».

2. THE IMPORTANCE OF MANGROVES IN THE LESSER ANTILLES

2.1. Mangroves are a common feature in the Lesser Antilles with different characteristics

2.1.1. The Lesser Antilles islands have different physical characteristics

Situated on the East part of the Caribbean Sea, they are divided in two geomorphological sets: the so-called “higher” ones can be associated at the same time to a xeric environment or a hygrophilous one. They often look like “high savannah”. Their margins are bordered by a sedimentary volcanoclastic strip (which color varies from shiny black to light grey according to the minerals and the proportion of bioclastic sediments). It is the case in Dominica, Martinique, St.Lucia, Montserrat and St.Vincent. We can notice that 11 islands of the Lesser Antilles have an active volcano (i.e. from the smallest to the largest: Saba, St.Eustatius, Dominica, Nevis, Montserrat, St.Kitts, Grenada, St.Vincent, St.Lucia, Martinique and Guadeloupe) (Lesales, 2007).

The islands which are “lower” (flat) do not allow xeric vegetation and/or mesophilic vegetation because of their karst bedrock constitution. They are surrounded by white sandy beaches like in the US and British Virgin Islands, Saint-Martin, Saint-Barthelemy and the Grenadines.

These two types are sometimes near one another just like in Guadeloupe, where the *Basse-Terre* is “higher” and the *Grande-Terre* is “lower”.

Whatever the geological origin of the islands is, their coastlines are never straight. And so, in the crevices of calcareous shores (“lower” islands), sediments impair themselves and turn into clay. On the volcanic sides (“higher” islands), the runoff of rain moves slight particles which accumulate at the bottom of slopes, in spaces more confined because of gravity. Earthy substrates that are propitious to the formation of mangrove swamps appear.

“Lower” and “higher” islands also have different rainfall regimes which affect their natural potential especially regarding the forests and mangroves evolution. Thus, lower islands basically have a dry climate (Virgin Islands, Anguilla, Antigua & Barbuda, Saint-Martin, Saint-Barthelemy, Barbados, the Grenadines, etc.) and have a vegetal regeneration weaker than the higher islands (Saint-Kitts, Montserrat, Guadeloupe, Dominica, Martinique, St.Lucia, St.Vincent) (Lugo *et al.*, 1981:320).

2.1.2. Mangroves are a common feature in the Lesser Antilles

Mangroves are one common feature in the Lesser Antilles among others like coral reefs and herbarium.

Forests with particular characteristics. Mangroves’ forests have particular characteristics (Saffache, 2002). They are halophilic and they only grow in the back of bays, in ponds or on rivers borders. According to their kind of roots, these forests filter turbid waters and keep sediments. That causes the progradation of the shore. Seawards, the sandy coves are bordered by fringing reefs and situated farther off the barrier reefs present an exceptional biodiversity. These two ecosystems (mangroves and coral reefs) are among the more abundant in the world.

Since the beginning of the colonization of the Lesser Antilles, mangrove swamps, called at that time *mangles*, have caught Europeans' attention because of their tangled roots – real maze – and their adaptation to salt water (du Tertre, 1667:167; Thibault de Chanvalon, 1763:14-15; Monnier, 1828:88-89).

Mainly located on the coasts, these forests are governed by three factors: the climate (air temperature higher than 18 degrees Celsius and temperature range smaller or equal to 5 degrees), the tides (mangroves grow mainly in the intertidal zone) and the salinity (rain water runoff and rivers' flow).

Because mangroves are basically on a muddy substrate, sometimes very liquid, mangrove trees adapted and now compose the dominant plant life. Mainly, two sorts of trees are spread in that environment: *Rhizophora* and *Avicennia*. The *Rhizophora*, for example, have their roots looking like stilts with multiple arches and making them higher in the mud. These physiognomic characteristics also allow them to resist to the erosion of tides. The *Avicennia* have a different roots structure. Instead of being in the air, the roots grow in straight lines under the mud. They emerge in a sporadic way thanks to little turgid protuberances, also

called “pneumatophores”, which are in charge of respiratory exchanges with the atmosphere. These roots stabilize the muddy substrate and filter turbid water keeping terrigenous sediments. That is why shores filled with mangrove trees are in progradation phase in general. However, the two types (*Rhizophora* and *Avicennia*) are very vulnerable because they breathe through openings – the lenticels – situated on their roots.

Mangroves are a shelter to a numerous and diverse fauna and thus condense an important part of wildlife resources of the region.

A presence in each island of the Lesser Antilles.

Quantification. Quantitative data about the mangrove swamps and their recent development in the Lesser Antilles are completed as follows (See Table 1).

Nowadays, the mangroves occupy about 1900 hectares in Martinique and 2950 hectares in Guadeloupe (FAO, 2007a:31). However, these coastal forests do not always have the same physiognomy. In Antigua & Barbuda, for instance, not only they expand on 700 hectares (knowing that the total land area of these two islands is 442 km²) but they are

Table 1. Mangrove surfaces in the Lesser Antilles from 1980 to 2010 (in hectares).

Tabela 1. Superfícies dos manguezais nas Pequenas Antilhas 1980-2010 (em hectares).

	1980 ^a	1990 ^a	2000 ^a	2005 ^a	2010 ^b
Anguilla (UK)	90	90	90	90	90
Antigua & Barbuda	1570	1200	850	700	700
Barbados	30	16	7	4	7
British Virgin Islands (UK)	660	630	590	570	554
Dominica	12	10	10	9	9
Grenada	295	260	230	215	179
Guadeloupe (FR)	3000	2990	2960	2950	2950 ^c
Martinique (FR)	1900	1900	1800	1800	2023
Montserrat (UK)	5	5	5	5	5
The Netherlands Antilles (NL) ^d	1140	1100	1000	1000	1180
St.Kitts & Nevis	85	80	75	70	14
St.Lucia	200	200	200	200	164
St.Vincent & the Grenadines	55	51	50	50	37
US Virgin Islands (US)	350	320	200	150	110
<i>Total Lesser Antilles</i>	<i>9392</i>	<i>8852</i>	<i>8067</i>	<i>7813</i>	<i>8022</i>

Sources : Authors, based on FAO data.

Nota:

a) data FAO, 2007: tab.10.

b) data FAO, 2010 : Global Forest Resources Assessment 2010 - Country Reports FRA2010/138, Rome.

c) The Guadeloupe national report 2010 Guadeloupe prepared for the FAO counts 7455 ha of mangrove swamps (data 2008) and 7400 ha (data 2002). The FAO keeps 2950 ha

c) The Guadeloupe national report 2010 Guadeloupe prepared for the FAO counts 7455 ha of mangrove swamps (data 2008) and 7400 ha (data 2002). The FAO keeps 2950 ha.

d) Until the 10/10/2010: Curaçao, Bonaire, Saba, St.Eustatius and St.Maarten.

also dense and very thick (40 meters high). In many other islands, they are situated in smaller areas and their vertical growth is restricted: less than 20 meters in general: 90 ha in Anguilla which has a 91 km² total land area; 7 ha in Barbados (403 km²); 9 ha in Dominica (751 km²); 179 ha in Grenada (344 km²); 5 ha in Montserrat (102 km²); 14 ha in St. Kitts & Nevis (261 km²); 164 ha in St. Lucia (616 km²); 37 ha in St. Vincent and the Grenadines (389 km²).

Table 1 shows problems of method that provoke incomplete data: the data first come from independent States and then are subject to adjustment by the FAO. They are often unclear second-hand elements taken from monographic surveys or ancient assessments. Plus, the slow improvement of field surveys imposes adjustments that disturb the estimation of changes: i.e., recent statistics could reveal real evolutions (mangroves surface's increase or decrease) as well as flaws in the ancient measures (Valiela *et al.*, 2001:807-808; Tab.1).

Guadeloupe that was supposed to have 9800 ha in the 1940's (Stehlé, H. 1945 – Forest Types of the Caribbean Islands, Part. I. *Caribbean Forests*, 6, Suppl., quoted by Ellison & Farnsworth, 1999:552) seems to have lost 4800 ha from that time to 1980 (3000 ha), then 40 ha from 1980 to 2000 (whereas the non-corrected data given by the French government to the FAO state 7455 ha (FAO, 2010:25, 29-30)). In Martinique, the surface occupied by mangrove has increased by 400 ha between 1940 and 1980, moving from 1500 ha (Ellison & Farnsworth, 1996:551-552) to 1900 ha. In other words, it is supposed to have been reduced by 1100 ha between 1940 and 1980 moving from 3000 ha (Revert, 1949:174) to 1900 ha, and subsequently it seems to decrease at the beginning of the 2000's and to increase again at the end of it. Even though the values oscillate between 1840 ha and 2100 ha (FAO, 2010:8-9, 13), despite the buildings and the extensions of ports, airports, highways and commercial areas for 20 years, the data furnished by the French government certify the surface is 2023 ha in 2010 in Martinique.

On Grenada island, 70% of the mangrove swamps have apparently been destroyed by the cyclone *Ivan* in September 2004 (OECS, 2005:66-70). However, there is no sign of any damages in the FAO statistics (FAO, 2007a).

The apparent accuracy of data (and evolutions) must not be trusted. In reality, ancient data can be imprecise but it is also the case for recent values that are extrapolated from the ancient ones.

Qualification. Highlighted because of their physical characteristics, mangrove swamps were soon disqualified by their inaccessibility and unhealthiness (Monnier, 1828:88-89; Revert, 1949:21).

Gradual disappearance of traditional utilization. Traditional uses of mangrove swamps are well known. (Christensen, 1983:2; Vasques *et al.*, 2011:157-159). We refer also to the synthesis carried out by FAO in *Mangrove Forest Management Guidelines* (FAO, 1994:45-87). As noted above, the human use of mangroves is old but variable in space and time. It is a way of life that has disappeared in most of the Lesser Antilles, and with it the threat (limited) that are (were) traditional human uses of mangroves vanished. In this context of "direct use" (Vasques *et al.*, 2011:157-159), mangroves contributed to energy (firewood and charcoal), the supply of various

materials construction (roofs, ceilings, walls, floors, fences, etc.), fishing (boat, fishing gear, tannin for dyeing nets, etc.), food (fruits, honey, plants infuse, fish, shellfish, game, etc.), to various domestic purposes (tools, oils, toys, traditional medicines, etc.) but also to garbage dumps.

Marginalization of mangroves. Deprived of their traditional functions, mangroves swamps have been marginalized with economic development and rising living standards. In the context of the Lesser Antilles, and especially regarding the mangroves, "*the preservation of the environment is perceived as a luxury, and tourism development often as a priority*" (Klein, 2003). So, the rejection of mangroves seems deeply rooted in individual, collective or even political behavior. This probably affected their conservation and allowed "eccicides" until recently (Malsa, 2008:101-104).

French geographer Eugene Revert (1895-1957) quoted by Judith Klein (Klein, 2003) reflected his time and probably unintentionally foreshadowed the "all-tourism" by the opposition between mangroves and pristine beaches (Revert, 1949:21).

However, the ability of ecosystems to produce resources and "ecosystem services" has begun to be acknowledged only recently (Odum *et al.*, 1982 40-76; Costanza and Folke, 1996:17-18). Yet often we can apply concerning the mangroves the formula of Costanza and Folke "*In many cases, what we think of as a waste resources are in the wrong place*" (*Ibid.*, 24).

2.2. A remarkable interaction between natural factors

2.2.1. Mangroves in the Lesser Antilles are threatened by many natural factors

Mangroves are threatened by natural phenomena (possibly indirectly anthropogenic) beyond the control of populations of the Lesser Antilles.

Air temperature, volcanic eruptions, earthquakes, tsunamis.

Elevation of long-term temperature of the air. This phenomenon itself (apart from its effects caused like rising sea level, precipitation and storminess) has an impact on mangroves. An increase in the average temperature of the air (fast enough to prevent adaptation) engages the survival of mangroves swamps from 38 °C to 40 °C (photosynthesis stop, leaf fall, tree mortality, soil decomposition with emission of methane, carbon dioxide and hydrogen sulfide) (Field, 1995:78; Ellison, and Farnsworth, 1996:556-557). Whether the Lesser Antilles knew such average temperatures, it is likely that other problems would arise in adaptation or survival of the species (including human) relegating the survival of mangroves in the background.

Volcanic eruptions. We have seen that the Lesser Antilles were partly composed of volcanic islands. For each of the 11 volcanic islands, Lesales (2007) recalls the "volcano exposure index" which reports the number of active volcanoes on the land area of the island (the higher the index is (e.g. Saba), the lesser the areas are sheltered). Despite their impact on mangroves, no measure of preventive protection of these areas has been taken in the Lesser Antilles, or any remedial

measure (the case of Montserrat Soufriere in 1995). As for the temperature rise of the air, the eruptive episodes – moreover little predictable – in the Lesser Antilles refer to other emergencies beyond survival or rehabilitation of mangroves swamps.

Earthquakes and tsunamis. Just as volcanic eruptions, earthquakes and tsunamis are major phenomena that can cause the loss of mangrove areas, including soil liquefaction during earthquakes.

Climate change. The Lesser Antilles are particularly vulnerable to certain possible manifestations of climate change, such as the sea level general rise, flooding, increased salinity of coastal environments or increased frequency or intensity of hurricanes (Snedaker, 1995:43-49; Field, 1995:77-78; Ellison & Farnsworth, 1996:556-557; Mimura *et al.*, 2007:690; Nicholls & Cazenave, 2010:1518-1519).

Climate change strengthens the range of natural aggressions little manageable at the scale of the Lesser Antilles and adds extra pressure to the threats already faced by mangroves (Field, 1995:79). We will discuss only two aspects: sea level rise and hurricanes.

Mangroves in the Lesser Antilles and the elevation of the sea level. During the XXIth century, the sea level rise is estimated to be between 30 and 180 cm, depending on the calculation methods and assumptions (efficiency measures to limit emission of greenhouse gases; continued activity (business as usual) melting rate of Greenland and Antarctica glaciers; melting rate affecting the Arctic Ocean, etc.). (Mimura *et al.*, 2007:694-698; Nicholls & Cazenave, 2010:1518).

Meanwhile, two aspects need to draw our attention: the spatial distribution of mangroves swamps in the world throughout the Holocene period, and the progress in the field of geographic information systems. These two issues lead to the conclusion that (subject to adaptation phenomena and/or topographical features) an increase of average sea level between 100 and 200 cm over the next 100 years would likely result in the disappearance of most areas coastal ecosystems as mangroves (*contra* Snedaker, 1995:43-44). The low islands would be primarily affected, unless progress is slow and allows the adaptation of mangroves in “shelter mode” and without relying on other effects related to the increase in sea level (salinity, wave energy hurricanes, tropical waves, sediment transport smothering plants, etc.) (Ellison & Stoddart, 1991:161-162; Nicholls & Cazenave, 2010:1518; Menon *et al.*, 2010:1601-1602).

Extrapolating data recalled by Menon *et al.* (2010) and based on a scenario of one meter rise in sea level, more than 50% of coastal mangroves disappear (Menon *et al.*, 2010:1602). It is possible to have differentiated effects: on the low islands (American and British Virgin Islands, Anguilla, Saint-Martin, Saint-Barthelemy and the Grenadines), mangroves would disappear entirely because they cannot sufficiently get back towards the interior of land. However, on the high islands, the effect of the sea level rise could be weaker due to the phenomenon of accretion of mangroves inward. In other words, very empirically, the estimated area of mangroves in the Lesser Antilles could decrease from 8000 ha currently to less than 3000 ha just because of the raising level of the sea.

Mangroves in the Lesser Antilles, hurricanes and storm surges.

The Lesser Antilles are an area of hurricanes. Their intensity could increase by 2 to 10%, as well as the potential for heavy rainfall in tropical cyclones (about 15 to 20% additional rainfall near the heart of cyclones within 100 km).

Practically, hurricanes impact the mangroves in many ways. Mangroves may suffer damage: trees can thus be torn, or, if they are not pulled, they can die a few months after the episode because of the cyclone damage suffered by their aerial roots (Odum *et al.*, 1982:77). Then the mangrove species do not react in the same way to cuts: unlike *Avicennia*, the branches of *Rhizophora* are no longer growing once they are broken. Because these two species constitute the bulk of the mangroves of the Lesser Antilles, it can result from hurricanes a local reduction of the presence of a species (*Rhizophora*) compared to the other. Lastly, cyclones can smother mangrove with sediments mobilized by floods (*Ibid.*, 77).

The island of Grenada provides a recent example (2004) of the devastating effects of a hurricane on mangroves (OECS, 2005:60-70).

Tropical waves, frequent rains, and rains associated with cyclones are also likely to increase the occurrence of floods damaging to mangroves (smothering, decreased salinity, mobilization of pollutants). In the case of flooding or brutal siltation, large areas of mangroves are disappearing (Odum *et al.*, 1982:12, 77).

2.2.2. Mangroves play a particular ecosystemic role in the Lesser Antilles

This issue is well documented in scientific literature (especially, Odum *et al.*, 1982:26-39, 74-76; Gilbert & Janssen, 1998:326-333; Moberg & Rönnbäck, 2003:29-34; Millenium Ecosystem Assessment, 2003:53-60; Ellison, 2008:4-10; Farley *et al.*, 2010:41-42).

Ecosystem functions have been highlighted in the 1980s (see, Odum *et al.*, 1982:40-76; Costanza and Folke, 1996:26; Costanza *et al.*, 1997; Tab.1) and developed in the early 1990s (FAO, 1994:78-80). The types of services provided by mangroves that recalled by several authors (see: Barbier, 2007:183; Table 1; Farnley *et al.*, 2010:42; Sandilyan & Kathiresan, 2012:3526-3538), are various from marine resources to protection against hurricanes and tsunamis, passing through restoring the quality of coastal waters and biodiversity. We do retain here two (Barbier, 2007:200) concerning marine resources and protection against major disturbances such as cyclones and tsunamis.

Mangroves and protection against cyclones and tsunamis.

The protective role of mangrove swamps in the defense against the sea was considered quite early (Odum *et al.*, 1982:74, and after the tsunami of December 2004 in the Indian Ocean: United Nations, 2006:11, 45, 72). Concerning the Maldives, the UNEP suggests to strengthen the resilience of the coastal zone by planting a mangrove area: “a deep enough band (>20-30 m) of mangrove vegetation can absorb considerable amounts of wave energy and protect the coast beyond, while also sustaining very productive fisheries; mangroves tend to grow in and around tidal mud-flats, estuaries and lagoons” (United Nations, 2006:72).

Regarding to the role of mangroves and to the damage they have suffered since the 1960s, this catastrophe also made economists wonder more precisely about how an economic value could be assigned to wetlands ecosystems. This can be done by supporting fishing activities or by their role in the protection against cyclones, tropical waves and tsunamis (Barbier, 2007:204-210; Das *et al.*, 2009:7358). More than the inherent value, this “ecosystem service” would give to the mangroves an additional economic value which might count among the other uses of the coastal zone (Barbier, 2007:201-204; Costanza *et al.*, 2008:246).

Mangroves and marine resources. Mangroves provide habitat for terrestrial and marine wildlife. Their importance in terms of fish population, with the notion of ecosystem since the 1970s-1980s (Lindall *et al.*, 1973, quoted by Robertson & Duke, 1987:193; United Nations, 1980:45; Christensen, 1983:6-7 ; Robertson & Duke, 1987:202-203), is gradually identified and quantified since the 1990s (Rönnbäck, 1999:245-248; Barbier, 200:47-49; Mumby *et al.*, 2004:533) It seems (Mumby *et al.*, 2004:535) that the presence of mangroves increases the biomass of many commercial species found in the Caribbean Sea. This can be explained by two hypotheses: on the one hand, when the mangrove area is near a reef, fish benefit from the augmentation of nutrients from mangrove; on the other hand, the mangrove is an intermediate nursery habitat between herbarium and reefs which increases the survival rate of juveniles.

In the same context, a positive linear and relatively strong correlation ($r^2 = 0.70$) has been set to a larger scale (Gulf of California) between the quantities of fish taken by fishermen and the surface and coastline of mangroves. This suggests an important role for breeding area or nursery (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008:10456-10458).

In a nutshell, mangroves are really useful to the islands of the Lesser Antilles that are subject to these specific threats. Yet, the Lesser Antilles do not seem to protect them as deserved.

3. MAN AND MANGROVES IN THE LESSER ANTILLES: THE THREATS’ PARADOX

One understands that the Lesser Antilles are helpless against natural threats weighing on the mangroves. The paradox is that the inhabitants of the Lesser Antilles also

threaten “their” mangrove despite the importance of ecosystem services they might be expected to enable. In fact, as pointed by Holling and Sanderson in a more general context (Holling & Sanderson, 1996:57): “ *It has never been more important to understand the conjunction of human and natural systems, and the nature of their interactions. Our world is defined by the management of natural systems by human systems, which represents radical change from historical condition of humans being defined by their environments, their grand structuring cycles (plagues, economic epochs), and their slowly changing local ways of living (cultures).[...] The systemic effect of global environment change will leave no large landscapes untouched by human hands*”.

In an attempt to classify 20 types of major threats which loom over 24 major categories of marine ecosystems in the world, Halpern *et al.* (2007) recalled that the coastal development, the direct human action, the coastal engineering, the aquaculture and the rise of sea level are the main threats against mangroves (Halpern *et al.*, 2007:1304-1305; Tab.1).

Following Alongi (2002), the most important danger threatening mangroves in the 2020s or thereabout could be deforestation, aquaculture in ponds, over-exploitation of timber and overfishing (Alongi, 2002:342, 346, Tab.5) (See Table 2).

However these classifications of threats do not seem to fit the Lesser Antilles (Forster *et al.*, 2011:652-653). As indicated in the introduction: the small size of the islands “majorizes” the role of mangroves and should make easier the implementation of preservation actions on a local level. But, on the contrary, in the Lesser Antilles, the most serious threats are beyond local action (earthquakes, volcanoes, hurricanes, tsunamis, climate change), and the ones that could be handled by the local action (deforestation, household effluents, agriculture, urbanization, tourism, etc.) are, paradoxically, hardly well handled.

The direct or indirect role of the man in the degradation of mangroves is well characterized (Ellison & Farnsworth, 1996:552-558; Halpern *et al.*, 2007:1302).

In the Caribbean, the development of human activity had several stages that led to an extension of the colonization, then to the densification of the land occupation. Lugo *et al.* (1981:320, Tab.2) synthesize each step as follows: “*The period from the colonial times to the present can be divided into four eras: the era of early settlement when farming activities*

Table 2. Threats to mangrove forests in the world in 2025, according to Alongi (2002).

Tabela 2. Ameaças às florestas de manguezais no mundo em 2025, segundo Alongi (2002).

<i>High-level threats</i>	<i>Intermediate threats</i>	<i>Low-level threats</i>
Deforestation	Alteration of hydrology	Oil pollution
Pond aquaculture	Global warming	Thermal pollution
Overexploitation of fish and shellfish	Eutrophication	Tourism Noise pollution

Source : Alongi, D.M. (2002) – Present state and future of the world’s mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3):331 – 349; p 340, Tab.5.

were not intense (1493-1630); the era of extensive monocultures (1630-1880's); the era of economic collapse whose beginning is coincident with the abolition of slavery (1880's-1940's); and the era of increasing energy use (from the forties to the present)." The most of the decrease of mangroves is attributable to human activity (Ellison & Farnsworth, 1996:552), however this does not necessarily mean that economic development, symbolized by long-term growth of gross domestic product per capita, leads to a reduction of the mangrove (Barbier and Cox, 2003:429, although their study did not focus on time series, but the cross-sectional analysis at a given time on a set of 89 countries).

These disturbances due to men could be classified into four categories: extractive uses of mangrove trees and fauna, pollution, destruction of mangroves associated with reclamation for non-extractive uses and impacts of climate change (Ellison & Farnsworth, 1996:552). Without disputing this typology, we chose here another distinction between the natural disturbances (volcanic eruptions, earthquakes, tsunamis), even influenced by human behaviour (climate change), and human disturbances (traditional and modern). This presentation seems better suited to the Lesser Antilles because it distinguishes between factors that may be controlled in a local context and factors that are out of the control of small territories, whatever resources they have.

3.1. Human traditional disturbances: deforestation and household effluents

Anthropogenic damages to mangroves seem to be old (Odum *et al.*, 1982:77-84; Ellison & Farnsworth, 1996:552-558). However, the analysis in terms of ecosystems and the statistical measure of damages do not go back beyond 1970, as evidenced by scientific literature (Linden & Jernelov, 1980:86-88; Lugo, 1980:65-72; Odum *et al.*, 1982:26-39) or the mobilization of international bodies (United Nations, 1971).

For many years, mangroves have been exploited by indigenous and these uses did not trouble their ecologic characteristics, because damages remained below the natural abilities of regeneration (Lugo *et al.*, 1981:320, Tab.2; Ellison & Farnsworth, 1996:552-553). Since the XVIIth century, the traditional human actions against mangroves can be divided in two types in the Lesser Antilles: timber exploitation and household pollution.

3.1.1. Deforestation

The traditional deforestation to get fuelwood, charcoal, saw timber or other products such as tannin has widely decreased.

Usually realized at small-scale, they do not cause a decrease in the surface occupied by the mangrove swamps. Nevertheless, individually speaking, the effect on trees is noticeable because, as we say above, the *Rhizophora* (*Rhizophora spp.*) do not grow back after cutting unlike the *Avicennia* (*Avicennia spp.*) (Ellison & Farnsworth, 1996:552).

St. Lucia, for instance, knows this kind of traditional deforestation, especially in the mangrove forest of *Mankoté* (South-East), which is the largest of the 18 mangroves of the island with 60 ha (FAO, 2005:5).

Mankoté mangrove is a marine reserve since 1986 (*Fisheries Act*, 1986), and then it became a «Ramsar» site in 2002 (wetland of international importance under the Convention of Ramsar (United Nations, 1971)). Under the Ramsar Convention, the *Caribbean Regional Wetlands Initiative* has also been launched in 2010. St. Lucia took part in order to promote the effective implementation of measures to protect wetlands in the region.

In Martinique, wood from mangroves was still used by local industries (distilleries, lime kilns, dyeing nets, etc.) in the forties especially "for heating plants and tannin" (Revert, 1949:174). However, this use has disappeared.

3.1.2. Household effluents and waste dumping

Mangroves household pollution has not really been studied before the early nineties (Odum, 1982:74; Ellison & Farnsworth, 1996:554). However, we note that this pollution, which can be described as voluntary or direct from individuals, usually affects mangroves having already suffered from other damages. These mangroves already degraded somehow provide a new "service" to the populations as free garbage dump. Household pollution extends the initial damage and may foreshadow a change for final destination of the areas concerned for reasons of sanitation.

It is the case for example of the Saint-Lucian mangroves which are waste dumps (and are still used for charcoal) despite the *Fisheries Act* of 1986 that had classified marine reserves (Walker, 2006:106-107). Although mangroves of *Mankoté* and *Blackbay* are known to hold garbage, it is the site of *Volet* which suffers the most from such attacks. In this mangrove, layers of leachate float on the water or accumulate in the muddy substratum, accentuating the putrid smell of the site.

3.2. More recent human disturbances

Nowadays, demographic pressure appears to be the greatest threat to mangroves because of urbanization, pollution induced, climate warming and competition between activities requiring the proximity to the sea (Ong, 1995:344-345). Indeed, mangrove swamps are often located in coastal or estuarine areas which are also ideal places for human settlement (Field, 1995:79). In other words, the increase of (local or tourist) population participates to the decline of mangroves (Ong, 1995:346-348). And so, in the economies with low and middle income per capita, it appears that the increasing coastal population is actually associated with a decrease of mangrove area (Barbier & Cox, 2003:431). This pressure has however a societal component: as said earlier, mangroves have protected themselves by their inaccessibility, their unhealthiness and their darkness. They have been marginalized in the eyes of most people, and appeared in opposition to the economic and social development, instead characterized by urban planning and mobility, accessibility, safety and light.

Among human factors of disturbance, the modern ones can be divided into non definitive damages and definitive reclamation of mangroves for agriculture, aquaculture or urbanization needs (Valiela *et al.*, 2001:807).

3.2.1. Replacement of mangroves: agriculture, urbanization and tourism

In this context, mangroves disappear under voluntary or conscious action of men that aims at recovering the surfaces to develop other activities.

The economic reasoning behind this transformation of mangrove areas is as follows: except as surfaces converted to other uses, mangroves have no explicit value (Ellison & Farnsworth, 1996:555). Unless measuring ecosystem services, the value of mangroves swamps can even be considered as negative (unhealthiness, mosquitoes, insecure areas or sites of lawlessness, etc.), keeping away tourism and other productive activities. Mangrove swamps cost a lot to communities or individuals who own them without drawing back any money. This is the core of relations between human and natural systems: systems (particularly ecosystems) where values are not expressed in money nor on time scales beyond the short term, are disadvantaged in market economies, and are therefore often undervalued or overexploited (Hanna & Jentoft, 1996:43). Thus, from the point of view of valuation of recreational activities in coastal ecosystems, mangroves appear clearly less attractive than sandy beaches, and they generate less revenue (Ghermandi & Nunes, 2013:2-3).

The economic valuation of mangroves after their transformation for other purposes seems proved by the positive correlation between the decrease in mangrove area and the increase of GDP per capita (Valiela *et al.*, 1992:811; *contra*, as we see above, making an analysis across 89 countries, Barbier & Cox (Barbier & Cox, 2003:329) observe more nuanced results, according to which an increase of 10% of GDP is correlated with an increase of 6.5% of the mangrove area).

Agriculture. Since the eighties in the Lesser Antilles, there is less deforestation in order to widen agricultural land, certainly because of the decrease of agriculture in the local economy. The tendency is to use land for other destinations related to urban development. On average, the value of

agricultural production in the Lesser Antilles was divided by 3.5 from 1980 to 2010 and represents today about 4% of GDP (See Table 3).

Tourism and urbanization. Having mainly replaced agriculture in the last quarter of the twentieth century, tourism in the Lesser Antilles provides a significant part in domestic income and export earnings. To the islands facing international economic obligations (i.e. obligations to obtain foreign exchange to pay for imports ; equilibrium or surplus in the balance of payments ; stability of the exchange rate of the currency), tourism has been for more than 15 years a source of export earnings in the Lesser Antilles (sometimes with services activities of offshore financial centers). Tourism revenues exceed an average of half of the total exports of the States of the Lesser Antilles (See Table 4).

This aspect is attested (with exceptions) by the growth in the number of tourists visiting the Lesser Antilles (See Table 5).

From these data, it is clear that civil engineering and building which directly or indirectly determine or, at least, condition the number of tourists (and hence the medium-term economic survival of the islands) have been favored over mangrove areas: creation or expansion of airports and/or ports for cruise ships, development of resorts, marinas, and golf courses, construction of roads and houses, insect control, solid-waste disposal, etc. (Ellison & Farnsworth, 1996:555-556). In many cases, urban planning and land use were also made with few rules and little controls by governmental authorities (UNEP-CEP, 2000; Lewsey *et al.*, 2004:398).

In Barbados, for instance, the case of *Graeme Hall* mangrove, an original area of 250 hectares in the south of the island, illustrates, along a period of two centuries, successive effects of agriculture, urbanization, and tourism. This mangrove, now reduced to 7 hectares was degraded irreversibly despite the ban on cuts during the 1970s, the ban on hunting in 1981, the public management (*Barbados*

Table 3. Agricultural products of each independent country of the Lesser Antilles, in % of the Gross Domestic Product (GDP).

Tabela 3. Produção agrícola de cada país independente das Pequenas Antilhas, em % do produto interno bruto (PIB).

Country	1980	1985	1990	1995	2000	2005	2010
Antigua & Barbuda	7,1	4,9	4,2	3,9	1,8	2,0	2,0
Barbados	9,9	6,2	7,4	6,3	4,3	3,8	nc
Dominica	30,7	27,9	25,0	18,9	13,9	13,7	13,2
Grenada	24,7	17,1	13,4	10,1	6,0	3,4	5,3
St. Kitts & Nevis	15,9	9,1	6,5	5,3	2,1	2,3	1,7
St. Lucia	14,4	15,2	14,5	10,2	7,0	3,8	3,2
St. Vincent & the Grenadines	14,3	19,6	21,2	14,1	8,5	6,3	6,9

Sources : Authors, based on the World Bank data (2012) (< www.data.worldbank.org >).

Nota : Data from independent countries are only recorded by the World Bank..

nc = not communicated.

Table 4. Revenues of tourism (in % of exports of each independent country in the Lesser Antilles).
Tabela 4. Receitas do turismo (em % das exportações de cada país independente nas Pequenas Antilhas).

Country	1995	2000	2005	2010
Antigua & Barbuda	61,5	58,7	56,7	57,5
Barbados	59,1	56,6	59,6	51,9
Dominica	39,1	33,2	44,1	47,5
Grenada	61,4	39,5	47,7	57,4
St. Kitts & Nevis	53,2	38,7	53,4	39,2
St. Lucia	60,6	74,6	72,8	52,3
St. Vincent & the Grenadines	38,9	45,7	51,9	47,4

Sources : Authors, based on the World Bank data (2012) (< www.data.worldbank.org >).

Nota : Data from independent countries are only recorded by the World Bank.

Table 5. Tourist arrivals by air in the Lesser Antilles from 1990 to 2011 (in thousands).

Tabela 5. Chegadas de turistas por via aérea nas Pequenas Antilhas 1990-2011 (em milhares).

Pays	1990	1995	2000	2005	2010	2011
Anguilla (UK)	31,2	38,5	43,8	62,1	62,0	65,8
Antigua & Barbuda	184,2	191,4	236,7	245,4	231,3	241,3
Barbados	432,1	442,1	544,7	547,5	532,2	567,7
British Virgin Islands (UK)	nc	nc	281,1	337,1	330,3	277,0
Dominica	45,1	60,5	69,6	79,3	76,5	75,5
Grenada	76,4	108,0	128,9	98,5	106,2	116,4
Guadeloupe (FR)	nc	nc	807,0	nc	nc	nc
Martinique (FR)	nc	nc	526,3	484,1	476,5	495,3
Monserrat (UK)	12,8	17,7	10,3	9,7	4,0	5,4
Saba (NL)	nc	nc	9,1	11,5	12,3	nc
St.Eustatius (NL)	nc	nc	8,9	20,4	6,7	nc
St.Kitts & Nevis	72,5	78,0	73,1	126,9	nc	nc
St.Lucia	146,6	232,2	269,9	317,9	305,9	212,5
St.Maarten (NL)	nc	nc	432,3	467,9	443,1	424,3
St.Vincent & the G.	54,5	60,2	72,9	95,5	72,5	73,9
US Virgin Islands (US)	nc	nc	545,9	nc	691,2	679,0

Source : Authors, based on data issued from the *Caribbean Tourism Organization (CTO)* and the *Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC)* (2012).

Nota : these data refer only to non-nationals arriving by air.
 nc = not communicated.

National Trust) (Parker *et al.*, 1998), and the entry in 2005 of the site as a wetland of international importance (List of Wetlands of International Importance) under the Ramsar Convention (United Nations, 1971). The site is now contained in an urban area and tourist accommodations in the south of the island. Nevertheless, the classification of the site under the Ramsar Convention looks like a tourist argument, as well as the role of the *Sanitation Department*, which is in charge of mosquito control in the mangrove since 1920 and helps protect people and today tourism against the harmful effects of the mangrove.

At Bequia (archipelago of the Grenadines, St. Vincent and the Grenadines), the creation of the new airport, opened to traffic in 1992, has destroyed mangrove *Paget Farm*. On *Prune Island* (archipelago of the Grenadines), the building of a tourist complex has imposed the replacement of a part of the mangrove by a coconut plantation. It is the same story for many traditional bakeries (very popular with tourists) that use the mangrove trees because of their high calorific value.

In Martinique, the extension of the International airport (1974) to accommodate the Boeing 747, the building of ports and marinas (*Marin Bay*; *Fort-de-France Bay*: container terminal of *Pointe-des-Grives*, marina of *Etang-Z'Abricots*) also led to the disappearance or reduction of mangroves, but sometimes to a local political awareness of the importance of these areas (Malsa, 2008:101-104).

In Guadeloupe, the facilities of the Port of *Pointe-à-Pitre* and the industrial area of *Jarry* grew by infilling part of the mangrove swamps of *Petit Cul de Sac Marin*.

With the recent expansion of the port of *Pointe-à-Pitre* (45 ha of additional embankments; increased in draft from 11 to 17 meters), the balance between environmental protection and economic development and employment “*on an island infested with unemployment*” (CNDP-CPDP, 2012:71) raise fears of damage to mangroves, despite the pledges of the Port Authority during the public inquiry (*Ibid.*, 71-74, 84).

In St. Lucia, the total area of the *Rodney Bay Marina* is approximately 500 hectares. This marina was developed in the seventies by dredging and excavation of an area of mangrove which have destroyed an important ecosystem while vessels operating conditions have amplified the phenomenon (Lewsey *et al.*, 2004:398; Government of St. Lucia, 2002:12). Purchased in 2007 by an international operator (*Island Global Yachting*), the marina has been rehabilitated (dredging to welcome “megayachts” up to 80 meters long and 5 meters draft; installation of new floating docks; reorganization of boatyard capabilities).

3.2.2. New damages on mangroves.

The voluntary or conscious action of man to transform mangroves swamps and give land to other uses has decreased, as seems to confirm the slowdown of mangrove disappearance since 2000. Perhaps, the inhabitants of the Lesser Antilles are more aware of the intrinsic value of mangroves and especially of the ecosystem services. Yet indirect damages remain numerous: sewage and runoff, fertilizers, pesticides, insecticides, hydrocarbons and organochlorine compounds from urbanization, agriculture, urban activity or leisure, etc. (Fernandez *et al.*, 2007:1682-1684).

Hydrocarbons. Apart from oil extraction activities, shipwrecks and oil spills at sea contribute to the degradation of mangroves. The problem was identified in the early sixties (Ellison & Farnsworth, 1996:553). Hydrocarbon toxicity, when staying in the mangroves swamps, has been demonstrated: more than 96% of the seedlings of *Avicennia marina* die in contact with the crude oil in the space of 14 days (Grant *et al.*, 1993). However, according to Burns *et al.*, 1993, between 24 and 31 accidental spills of annual crude oil directly pollute the Caribbean island mangroves, whereas 20 years or longer is required for deep mud coastal habitats to recover from the toxic impact of catastrophic oil spills. This is due to the long-term persistence of oil trapped in anoxic sediments.

With the Cartagena Convention 1983 (United Nations, 1983a; United Nations, 1983b), the Caribbean countries have taken soon provisions of international law to prevent and to fight against pollution by hydrocarbons. Many other legal instruments of cooperation have been implemented in the region (Singh & Mee, 2008:275-280).

Agriculture. In the last thirty years, the importance of agriculture has declined in the economies of the Lesser Antilles (Tab. 3). However, this sector still represents a source of pollution because of pesticides or because of the persistence in the environment of such products used in the past. The use of these products, fertilizers and pesticides, has increased since the early eighties (Rawlins *et al.*, 1998:667) despite the decline in agriculture.

The fertilizing products spread on the ground go more or less rapidly to the marine environment according to the geomorphology of the islands, limestone or volcanic, and their retentive capacity (Rawlins *et al.*, 1998:660, 666). In this middle, they increase its inorganic salt content causing loss of biodiversity and more generally a modification in the structure of aquatic communities. Pesticides follow the same path, but as they are persistent organic pollutants, they induce more adverse effects to public health and the animal environment linked to bioaccumulation in the food chain.

Heavy metals and organochlorines. Regional comparison in terms of heavy metals and organic compounds is difficult in particular because of the scarcity or lack of homogeneity in the methods of data collection. Despite these difficulties some harmful pollutants have been identified in mangrove mud (for example, sodium hydroxide associated with traces of bauxite in the U.S. Virgin Islands).

More recently, besides Petroleum hydrocarbons and Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), some heavy metals' presence (especially Pb, Zn, Cu, Cd), Organochlorine pesticides, Polychlorinated biphenyls (PCB) used since the thirties, and macro-waste have also been identified in the coastal zone in the Lesser Antilles (Fernandez *et al.*, 2007:1687-1690).

Straddling on the issues of household pollution and impact of tourism, it should be noted here the pollution caused by recreational boating. That pollution is a relatively recent issue in the Lesser Antilles, because of increased standards of living and the orientation of the local economies towards tourism.

Antifouling paints with tin on ship hulls have been widespread in the sixties (Dafforn *et al.*, 2011:454). Their toxic effects on the marine environment were highlighted in the eighties (*Ibid.*, 456-457), leading to a total ban twenty years later (2008). Other more recent antifouling, acting as photosynthetic inhibitor, have also proven the risks of contamination to the marine environment (Carbery *et al.*, 2006:636-640). This pollution is mainly concentrated in the marinas. It includes various contaminants (metals and PAH) and contamination from different sources (gas station, ship repair, fairings, lead keels, etc.) which are trapped in the sediment and hence in the mangrove swamps. This pollution adds up to existing contaminants from land-based sources (agricultural or urban sources, including soil leaching) and pollutes the marine environment (PCBs and pesticides) (Hinkey *et al.*, 2005:1246-1249).

Tourism and urbanization. We have seen above the importance of tourism in the economies of the Lesser Antilles (see Table n°5: Tourist arrivals by air in the Lesser Antilles from 1990 to 2011). Besides the direct impact of infrastructures, the tourism and urbanization induce indirect human damages to mangroves.

In Antigua and Barbuda, for example, there is little systematic processing of wastewater; in general, the sewage is discharged directly into the environment. Some hotels undertake to recover and to treat their effluents, but this remains marginal and often based on voluntary and contractual approaches to certification (*Green Award, Blue Flag Campaign or Green Globe 21*) (Lewsey *et al.*, 2004:403). Singh & Mee recall for instance that the Caribbean became the world leader in tourism establishments certified “*Green Globe 21*”. This type of certification is based on compliance with certain objectives such as the elimination of waste, energy conservation, limiting water consumption, effluent treatment, etc. (Singh & Mee, 2008:278).

In Martinique, tourism remains marginal in the economy since it officially represents less than 5% of GDP (2% in Martinique, and 4% in Guadeloupe according to Hugounenq *et al.*, 2007:67-70). Household and urban pollution is less due to the inflow of tourists or hotel complexes failures, than to inadequate wastewater collection systems. For example, the six towns (*municipalités*) surrounding the bay of Fort-de-France are totaling more than 160,000 inhabitants, while the ten wastewater treatment plants currently in operation are planned for a little less than 140,000 inhabitants. Moreover some districts are not connected to a sewage collection system, and many houses do not have septic tanks. Effluents are discharged therefore used in the bay of Fort-de-France via the rivers. As noted above these polluted waters favor the proliferation of filamentous algae that gradually smother corals. Major garbage dumps (*la Trompeuse* (Fort-de-France), *Céron* (Sainte-Luce)) are located near the coastline and they accentuate the phenomenon by percolation or flow of leachate into the marine environment and mangroves: heavy metals, organic materials, etc.

Furthermore, in volcanic islands, main roads are often located near the coast. So their building and use (runoff, for example) may have a negative effect on coastal areas, including mangrove areas. (Besides, regardless of the location

of roads, it is worth to note an interesting econometric result still on cross-sectional analysis of 89 countries by Barbier and Cox (2003): in countries of low or middle income per capita (i.e. <7000 constant U.S. \$ 1987), a negative linear correlation was found by the authors between the number of kilometres of paved roads and the area of mangroves; in other words (although this “model” is not predictive), 10% increase in the length of paved roads is correlated with a decrease in mangrove area of 3.5% (Barbier & Cox, 2003:427, 430); probably the introduction into the model of 3 other variables — measuring the time (not one year in cross-section but twenty years panel data), the surface of paved roads (and not only the length) and the distance from the coast road — would clarify the results and look for causal relationships rather than simple correlation; lastly, we are talking here about the direct influence of the road on mangroves and not about the influence of economic development as the underlying cause of the decline of the mangrove; indeed, other results of Barbier and Cox indicate that a growth of 10% in GDP per capita induces an increase in the mangrove area of 6.5%, not a decrease...).

In Martinique (just like in Guadeloupe), this situation is enforced by the size of the car fleet (about 200,000 vehicles to 400,000 inhabitants). Traffic around the bay of Fort-de-France is particularly dense. The motorway “A1” (between Fort-de-France and *Aimé Césaire International Airport* at Lamentin) that runs along the mangrove swamps knows an average traffic of more than 100,000 vehicles per day (IEDOM, 2007:2). Tropical rain washes roads regularly, and runoff water from the roadbeds get high pollution loads: hydrocarbons and polycyclic aromatic residues tires, copper, chromium, cadmium, zinc (SETRA, 2006:4) mostly flowing in the mangrove.

In Guadeloupe, the garbage dump of the *Gabarre*, the largest of the island, evacuates its leachates in the *Grand Cul-de-Sac Marin*. The Guadeloupe household and urban pollution also results from the small number of sewage treatment plants.

Generally speaking, although the Lesser Antilles islands have adopted the principles of ecosystem protection and integrated development of coastal areas (including various international conventions in this area), the implementation is not always effective. Land use policy, urban planning, building on the coastline or next to the mangroves with traditional utilizations (garbage dump, logging, etc.) still remains (Government of St. Lucia, 2002:10-16; Lewsey *et al.*, 2004:402; Walker, 2006:22-23, 28; YWF-Kido Foundation, 2007:17-20, 47). It should be noted that, in the Lesser Antilles, the weak enforcement of some legal standards, including environmental ones *lato sensu*, and the mosaic of public authorities in the coastal zone are not specific to the independent islands (Forster *et al.*, 2011:654-655).

4. CONCLUSION

4.1. In summary, mangrove swamps dramatically decrease during the past thirty years in the Lesser Antilles. But methodological and statistical problems impede a good estimate of long-term evolution of that ecosystem before the nineties.

By the way, mangroves were soon disqualified because of their inaccessibility and “unhealthiness”. Moreover, deprived of their traditional functions, mangroves have been progressively marginalized with economic development, tourism and the rising of living standards in small islands economies notwithstanding their positive role as an ecosystem. Highlighted since the 1980s, this role appears particularly evident in the field of marine resources and protection against hurricanes and tsunamis, but also to help restore the quality of coastal waters and biodiversity.

From these observations, we wondered about a paradox faced by the inhabitants of the Lesser Antilles. Grossly, mangrove swamps are threatened by natural phenomena and by the behaviour of population. On one hand inhabitants really cannot prevent major natural threats on their wetlands like global climate change, hurricanes, earthquakes, volcanoes or tsunamis. But on the other hand, due to their small territorial and political scale, these islands should be able to act themselves against local anthropogenic threats upon mangroves i.e. deforestation, household effluents, agriculture, urbanization, tourism, etc. Indeed, the Lesser Antilles islands have adopted the principles of ecosystem protection and integrated development of coastal areas (including various international conventions in this area). There, land use policy, urban planning, and the building on the coastline or next to the mangroves are theoretically and legally under public control. Yet that does not work: effective provisions and outcomes remain often weak against direct anthropogenic threats. We give a few typical examples illustrating the damage to mangroves in these islands today whatever the political status or the administrative organization.

4.2. In this paper, we put forward some factual observations (and assumptions) about the mangroves in the Lesser Antilles, as an aspect of contemporary relations between men and their coastal environment.

However, at this stage, the explanatory power of geography (and even history) remains relatively weak, especially in order to get the attention of administrators and planners. So, in the future, we think it would be interesting to extend this paper with an approach mainly based on some items of environmental economics.

- Actually, the protection granted to goods depends on the value of goods. So, despite international legal standards, local policies or mantras, the continuous decrease of mangrove surfaces, especially in small islands, maybe reflects a lack in the recognition of the mangroves value. In other terms, in small islands, perhaps because of narrowness of the territory, the “price” of mangroves appears lower to other values that may be more “economic” or “social” (global income, income per capita, development, employment, generalization of urban ways of life among small developing states or territories, etc.).

- Lesser Antilles inhabitants will prefer to ignore uncertainty (hurricanes, earthquakes, tsunamis), long-term effects of their actions (global warming, loss of mangroves) and problems that exceed their immediate living environment (e.g. reduction of fishery resources or other “ecosystem services”: water quality, protection against floods, biodiversity, etc.). This is why the effects of permanent loss of mangrove swamps will therefore be underestimated with regard to this scale of values.

In our opinion, this aspect will bring back to broader questions: What are the local conditions of effective protection and management of mangroves? How can the individual and social choices be managed in order to preserve the long term elements of the coastal environment of the Lesser Antilles? This leads us to a more general question of the mismanagement (if not the “tragedy”, as mentioned by Garrett Hardin) of the commons and the necessity to pursue, in particular on the small territories and on the coastal zone, the implementation of special tools to integrate time, space, rules, men, nature, but also valuation and protection.

REFERENCES

- Aburto-Oropeza, O.; Ezcurra, E.; Danemann, G.; Valdez, V.; Murray, J.; Sala, E. (2008) - Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105(30):10456-10459. DOI: 10.1073/pnas.0804601105.
- Adger, N.; Luttrell, C. (2000) - Property rights and the utilisation of wetlands. *Ecological Economics*, 35(1):75-89. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00169-5.
- Alongi, D.M. (2002) - Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3):331-349. DOI: 10.1017/S0376892902000231.
- Augier, D. (2010) - Les écosystèmes marins de la Caraïbe: identification, diffusion et modes de gestion. *Études caribéennes*, 15, Avril 2010. <http://etudescaribeennes.revues.org/4343>. DOI: 10.4000/etudescaribeennes.4343.
- Barbier, E.B. (2000) - Valuing the environment as input: review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35(1):47-61. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00167-1.
- Barbier, E.B. (2007) - Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49):177-229. DOI: 10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x
- Barbier, E.B. (2012) - A spatial model of coastal ecosystem services. *Ecological Economics*, 78: 70-79. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.03.015.
- Barbier, E.B.; Cox, M. (2003) - Does Economic Development Lead to Mangrove Loss? A Cross-Country Analysis. *Contemporary Economic Policy*, 21(4):418-432. DOI: 10.1093/cep/byg022.
- Burns, K.A.; Garrity, S.D.; Levings, S.C. (1993) - How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic spills? *Marine Pollution Bulletin*, 26(5):239-248. DOI: 10.1016/0025-326X(93)90062-O.
- Carbery, K.; Owen, R.; Frickers, T.; Otero, E.; Readman, J. (2006) - Contamination of Caribbean coastal waters by the antifouling herbicide Irgarol 1051. *Marine Pollution Bulletin*, 52(6):635-644. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.10.013.

- Christensen, B. (1983) – Mangroves: what are they worth? *Unasylva*, 35(139): 2-15. Available online: <http://www.fao.org/docrep/q1093e/q1093e00.htm>.
- CIA (2012) – *World Factbook 2012*. Central Intelligence Agency, Washington, DC., USA. Available online: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>.
- CNDP-CPDP (2012) – *Compte Rendu du Débat Public sur l'Extension du Port de Jarry-Guadeloupe - 5 octobre 2011/31 janvier 2012*. 101p., Commission Nationale du Débat Public-Commission Particulière du Débat Public, Paris, France. Available online: <http://www.debatpublic-portguadeloupe.org/>.
- Costanza, R.; Folke, C. (1996) – The structure and Function of Ecological Systems in Relation to Property-Rights Regimes, pp.13-34, *In*: Hanna, S.; Folke, C.; Mäler, K.-G. (eds.) (1996) – *Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*. 298 p. Island Press, Washington DC., USA. ISBN: 978-1559634908.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; van den Belt, M. (1997) – The value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387(6630):253-260. DOI: 10.1038/387253a0.
- Costanza, R.; Pérez-Maqueo, O.; Martinez, M.L.; Sutton, P. Anderson, S.J. Mulder, K. (2008) - The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. *Ambio*, 37(4):241-248. DOI: 10.1579/0044-7447(2008)37[241:TVOCWF]2.0.CO;2.
- CTO (2012) – *Statistics & Market Research*, Caribbean Tourism Organization. Available online: <http://www.onecaribbean.org/statistics/>.
- Dafforn, K.A.; Lewis, J.A.; Johnston, E.L. (2011) – Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3):453-465. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.01.012.
- Danielsen, F.; Sørensen, M.K.; Olwig, M.F.; Selvam, V.; Parish, F.; Burgess, Neil.D.; Hiraishi, T.; Karunakaran, V.M.; Rasmussen, M.S.; Hansen, L.B.; Quarto, A.; Suryadiputra, N. (2005) – The Asian Tsunami: A Protective Role for Coastal Vegetation. *Science*, (310)643. DOI:10.1126/science.1118387.
- Das, S.; Vincent, J.R. (2009) - Mangroves protected villages and reduced death toll during Indian super cyclone. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106(18):7357-7360. DOI: 10.1073/pnas.0810440106.
- Dietz, T.; Ostrom, E.; Stern, P.C. (2003) - The Struggle to Govern the Commons. *Science*, 302:1907-12. DOI: 10.1126/science.1091015.
- Du Tertre, J.B. (1667) – *Histoire Générale des Antilles habitées par les Français*. Tome II. 539 p. Thomas Jolly Editeur, Paris, France. Available online: <http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k114021k>.
- Durigon, D.; Hickey, G.M.; Kosoy, N. (2012) – Assessing national wetland policies' portrayal of wetlands: Public resources or private goods? *Ocean & Coastal Management*, 58:36-46. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2011.12.008.
- ECLAC (2003) – *Caribbean Tourism: Trends Policies and Impact – 1985-2002*, Economic Commission for Latin America and the Caribbean, 77p., Available online: <http://www.eclac.org/publicaciones/xml/4/14504/G0765.pdf>.
- Ellison, A.M. (2008) – Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, 59:2-15. DOI: 10.1016/j.seares.2007.05.003.
- Ellison, A.M.; Farnsworth, E.J. (1996) – Anthropogenic Disturbance of Caribbean Mangrove Ecosystems: Past Impacts, Present Trends, and Future. *Biotropica*, 28 (4 - Part A. Special Issue: Long Term Responses of Caribbean Ecosystems to Disturbances):549-565. DOI: 10.2307/2389096.
- Ellison, J. C.; Stoddart, D.R. (1991) – Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: holocene analogues and implications. *Journal of Coastal Research*, 7(1):151-165. Available online: <http://www.jstor.org/stable/4297812>.
- FAO (1948) – *Forest Resources of the World*. Unasylva, 2(4), FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at <http://www.fao.org/docrep/x5345e/x5345e00.htm>
- FAO (1957) – *World Forest Resources – Results of the inventory undertaken in 1953*. 132p., Forestry Division of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/015/an053e/an053e00.pdf>.
- FAO (1958) – *World Forest Inventory 1958*. 156p., Forestry Division of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/015/an054e/an054e00.pdf>.
- FAO (1963) – *World Forest Inventory 1963*. 118p., Forestry Division of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/007/ad907t/ad907t00.htm>.
- FAO (1994) – *Mangrove Forest Management Guidelines*. 353p., FAO Forestry Paper 117. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <https://archive.org/details/mangroveforestma034845mbp>.
- FAO (2001) – *Global Resources Assessment 2000*. FAO Forestry Paper 140, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/004/Y1997E/Y1997E00.htm>.
- FAO (2005) - *Global Forest Resources Assessment 2005. Thematic Study on Mangroves. Saint-Lucia. Country Profile*. 11p., Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/forestry/9417-09329cfef59a4fda7369408021849fa8a.pdf>.
- FAO (2007a) – *The World's Mangroves 1980-2005: A thematic study in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005*. 77p., FAO Forestry Paper 153, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. ISBN: 978-9251058565.
- FAO (2007b) – *Mangroves of North and Central America 1980-2005: country reports*. 34p., Forest Resources Assessment Working Paper 138, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/ai446t/ai446t00.pdf>

- FAO (2010a) - *Global Forest Resources Assessment 2010 - Main report*. 378p., FAO Forestry Paper 163, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. ISBN: 978-9251066546.
- FAO (2010b) - *Evaluation des Ressources Forestières Mondiales 2010 - Rapport national - Guadeloupe*. 58p., Forestry Paper 82, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/013/al518F/al518F.pdf>
- FAO (2010c) - *Evaluation des Ressources Forestières Mondiales 2010 - Rapport national - Martinique*. 54p., Forestry Paper 128, Forestry Department of FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/013/al563F/al563F.pdf>.
- FAO (2012) - *Agriculture statistics database. (FAOSTAT)*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available online: <http://faostat.fao.org/>.
- Farley, J.; Batker, D.; de la Torre, I.; Hudspeth, T. (2010) - Conserving Mangrove Ecosystems in the Philippines: Transcending Disciplinary and Institutional Borders. *Environmental Management*, 45:39-51. DOI: 10.1007/S00267-009-9379-4.
- Farnsworth, E.J.; Ellison, A.M. (1997) - The Global Conservation Status of Mangroves. *Ambio*, 26(6):328-334. DOI: 10.2307/4314614.
- Fernandez, A.; Singh, A.; Jaffé, R. (2007) - A literature review on trace metals and organic compounds of anthropogenic origin in the Wider Caribbean Region. *Marine Pollution Bulletin*, 54(11):1681-1691. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.08.007.
- Field, C.D. (1995) - Impact of expected climate change on mangroves. *Hydrobiologia*, 295(1-3):75-81. DOI: 10.1007/BF00029113.
- Field, C.D. (1999) - Rehabilitation of Mangrove Ecosystems: An Overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8-12):383-392. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00106-X.
- Forster, J.; Lake, I.R.; Watkinson, A.R.; Gill, J.A. (2011) - Marine biodiversity in the Caribbean UK overseas territories: Perceived threats and constraints to environmental management. *Marine Policy*, 35(5):647-657. DOI: 10.1016/j.marpol.2011.02.005.
- Froehner, S.; Scurupa Machado, K.; Stefan, E.; Bleninger, T.; Cordova da Rosa, E.; de Castro Martins, C. (2012) - Occurrence of selected estrogens in mangrove sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 64:75-79. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.10.021.
- Ghermandi, A.; Nunes, P.A.L.D. (2013) - A global map of coastal recreation values: Results from a spatially explicit meta-analysis. *Ecological Economics*, 86:1-15. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.11.006.
- Gilbert, A.J.; Janssen, R. (1998) - Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management. *Ecological Economics*, 25(3):323-346. DOI: 10.1016/S0921-8009(97)00064-5.
- Government of Saint-Lucia (2002) - *Coastal zone management in Saint Lucia: Issues paper*. Coastal Zone Management Project, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, 24 p. Castries, St.Lucia. Available online: <http://www.uvm.edu/~jfarley/st%20lucia/CZMIssuesPaper.pdf>.
- Government of Saint-Lucia (2012) - *National Report on the Implementation of the Ramsar Convention on Wetlands*. 11th Meeting of the Conference of the Contracting Parties, June 2012, 30 p. Available online: <http://www.ramsar.org/pdf/cop11/nr/cop11-nr-saintlucia.pdf>.
- Granek, E.; Polasky, S.; Kappel, C.; Reed, D.; Stoms, D.M.; Koch, E.W.; Kennedy, C.; Cramer, L.; Hacker, S.D.; Barbier, E.B.; Aswani, S.; Ruckelshaus, M.; Perillo, G.M.; Silliman, B.R.; Muthiga, N.; Bael, D.; Wolanski, E. (2010) - Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management. *Conservation Biology*, 24(1):207-216. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01355.x.
- Grant, D.L.; Clark, P.J.; Allaway, W.G. (1993) - The response of grey mangrove (*Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.) seedlings to spills of crude oil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 171(2):273-295. DOI: 10.1016/0022-0981(93)90009-D.
- Griffin, C.; Ellis, D.; Beavis, S.; Zoleta-Nantes, D. (2013) - Coastal resources, livelihoods and the 2004 Indian Ocean tsunami in Aceh, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 71:176-186. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2012.10.017.
- Guarderas A.P.; Hacker, S.D.; Lubchenco, J. (2008) - Current Status of Marine Protected Areas in Latin America and the Caribbean. *Conservation Biology*, 22(6):1630-1640. DOI:10.1111/j.1523-1739.2008.01023.x.
- Halpern, B.S.; Selkoe, K. A.; Micheli, F.; Kappel, C.V. (2007) - Evaluating and Ranking the Vulnerability of Global Marine Ecosystems to Anthropogenic Threats. *Conservation Biology*, 21(5):1301-1315. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x.
- Hanna, S.; Folke, C.; Mäler, K.-G. (eds.) (1996) - *Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*. 298 p. Island Press, Washington DC., USA. ISBN: 978-1559634908.
- Hanna, S.; Jentoft, S. (1996) - Human Use of the Natural Environment: An Overview of Social and Economic Dimensions, pp.35-55, In: Hanna, S.; Folke, C.; Mäler, K.-G. (eds.) (1996) - *Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*. 298 p. Island Press, Washington DC., USA. ISBN: 978-1559634908.
- Hardin, G. (1968) - The tragedy of the commons. *Science*, 162:1243-1248. DOI: 10.1126/science.162.3859.1243.
- Hinkey, L.M.; Zaidi, B.R.; Volson, B.; Rodriguez, N.J. (2005) - Identifying sources and distributions of sediments contaminants at two US Virgin Islands marinas. *Marine Pollution Bulletin*, 50(11):1244-1250. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.04.035.
- Holling, C.S.; Sanderson, S. (1996) - Dynamics of (Dis) harmony in Ecological and Social Systems, pp.57-85, In: Hanna, S.; Folke, C.; Mäler, K.-G. (eds.), - *Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment*. 298 p. Island Press, Washington DC., USA. ISBN: 978-1559634908.
- Hugounenq, R.V.; Joeger, C.; Baude, J.; Simon, O.; Jacquelin, V.; Savoye, B. (2007) - *L'ultrapériphéricité définit-elle un modèle de croissance ?* 123 p. Institut National de la Statistique et des Etudes Economique, Paris, France. Available online: http://www.insee.fr/fr/insee_regions/reunion/themes/cerom/cerom3/cerom3.pdf.

- IEDOM (2007) – Le développement du transport urbain et interurbain en Martinique. *Note expresse de l'Institut d'Emission des Départements d'Outre-Mer*, 48:1-7. Available online: http://www.iedom.fr/IMG/pdf/ne48_eclairage_transport_interurbain_martinique.pdf.
- Imbert, D.; Rousteau, A.; Scherrer, P. (2000) – Ecology of Mangrove Growth and Recovery in the Lesser Antilles: State of Knowledge and Basis for Restoration Projects. *Restoration Ecology*, 8(3):230-236. DOI: 10.1046/j.1526-100x.2000.80034.x.
- ISME (1992) – *Charter for Mangroves*. International Society for Mangrove Ecosystems. Available online: <http://www.mangrove.or.jp/isme/english/img/charter.pdf>.
- Klein, J. (2003) – La mangrove: un modèle de développement touristique durable? Available online: <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/typespace/littoral1/LittorScient2.htm>.
- Lanly, J. (1982) – Tropical Forest Resources. *FAO Forestry Paper* n°30. Rome, Italy. Available online: <http://www.ciesin.columbia.edu/docs/002-113/002-113.html>.
- Lesales, T. (2007) – L'inégalité des territoires insulaires de la Caraïbe face aux menaces volcaniques. *Etudes caribéennes*, 7:2-7. Available online: <http://etudescaribeennes.revues.org/316>. DOI: 10.4000/etudescaribeennes.316.
- Lewsey, C.; Cid, G.; Kruse, E. (2004) - Assessing climate change impacts on coastal infrastructure in the Eastern Caribbean. *Marine Policy*, 28(5):393-409. DOI: 10.1016/j.marpol.2003.10.016.
- Lindén, O.; Jernelöv, A. (1980) - The mangrove swamp: An ecosystem in danger. *Ambio*, 9(2):81-88. Available online: <http://www.jstor.org/stable/4312537>.
- Lourie, S.A.; Vincent, A. C.J. (2004) – Using Biogeography to Help Set Priorities in Marine Conservation. *Conservation Biology*, 18(4):1004-1020. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00137.x.
- Lugo, A.E. (1980) – Mangrove ecosystems: Successional or steady state?. *Biotropica*, 12 (1 Suppl.: Tropical Succession): 65-72. DOI: 10.2307/2388158.
- Lugo, A.E.; Schmidt, R.; Brown, S. (1981) - Tropical Forests in the Caribbean. *Ambio*, 10(6):318-324. Available online: <http://www.jstor.org/stable/4312728>.
- Malsa, G. (2008) – *L'Écologie ou la Passion du vivant – 40 ans d'écrits écologiques*. 288 p. L'Harmattan, Paris, France. ISBN: 978-2-296-05054-9.
- Menon, S.; Soberón, J.; Li, X.; Townsend Peterson, A. (2010) - Preliminary global assessment of terrestrial biodiversity consequences of sea-level rise mediated by climate change. *Biodiversity and Conservation*, 19(6):1599-1609. DOI: 10.1007/s10531-010-9790-4.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003) - *Ecosystems and Human Well-being. A Framework for Assessment*. 266 p. Island Press, Washington, DC, USA. ISBN: 9781559634021.
- Mimura, N.; Nurse, L.; McLean, R.F.; Agard, J.; Briguglio, L.; Lefale, P.; Payet, R.; Sem, G. (2007) – Small islands. In: M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson (eds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp.687-716, Cambridge University Press, Cambridge, U.K. ISBN: 9780521705974. Available online: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg2/ar4-wg2-chapter16.pdf>.
- Moberg, F.; Rönnbäck, P. (2003) – Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management*, 46:27-46. DOI: 10.1016/S0964-5691(02)00119-9.
- Monnier, P. (1828) – *Description nautique des côtes de la Martinique*. 185p., Imprimerie Royale, Paris, France. Available online: <http://www.manioc.org/patrimoin/HASH015ca29ec61f80e7f57053e6>.
- Mumby, Peter J.; Edwards, Alasdair J.; Arias-González, J. Ernesto; Lindeman, Kenyon C.; Blackwell, Paul G.; Gall, Angela; Gorczynska, Malgosia I.; Harborne, Alastair R.; Pescod, Claire L.; Renken, Henk; Wabnitz, Colette C. C.; Llewellyn, Ghislane (2004) – Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427(6974):533-536. DOI: 10.1038/nature02286.
- Nations Unies (2000). Résolution S-22-2 adoptée par l'Assemblée Générale. Déclaration et progrès accomplis dans l'application du Programme d'action pour le développement durable des petits Etats insulaires en développement et initiatives en la matière. New-York, 28 septembre 2000. Available online: <http://daccess-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N00/424/13/PDF/N0042413.pdf?OpenElement>.
- Nicholls, R.J.; Cazenave, A (2010) – Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones. *Science*, 18 June 2010, 328:1517-1520. DOI: 10.1126/science.1185782.
- Odum, W.E.; McIvor, C.C.; Smith III, T.J. (1982) – The ecology of the mangroves of South Florida: A community profile. *U. S. Fish & Wildlife Service, Office of Biological Services*, Washington, D.C. FWS/OBS-81/24. 144 pp. Available online: <http://www.nwrc.usgs.gov/techrpt/81-24.pdf>.
- OECS (2005) – *Grenada: Macro-Socio-Economic Assessment of the damages caused by Hurricane IVAN* – Sep 2004. 138 p. Organisation of Eastern Caribbean States. Castries, St.Lucia. Available online: <http://www.gov.gd/egov/docs/reports/Ivan-Report-07-09-04.pdf>.
- Ong, J. E. (1995) – The ecology of mangrove conservation and management. *Hydrobiologia* 295(1-3):343-351. DOI: 10.1007/BF00029141.
- Ostrom, E.; Janssen, M.A.; Anderies, J.A. (2007) – Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104(39):15181-15187. DOI: 10.1073/pnas.0701886104.
- Ostrom, E. (2007) - A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104 (39):15181-15187. DOI: 10.1073/pnas.0702288104.
- Perrings, Ch. (2007) - Future challenges. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104 (39):15179-15180. DOI: 10.1073/pnas.0701957104.
- Rawlins, B.G.; Ferguson, A.J.; Chilton, P.J.; Arthurton, R.S.; Rees, J.G.; Baldock, J.W. (1998) – Review of agricultural pollution in the Caribbean with particular emphasis on small island developing states. *Marine Pollution Bulletin*, 36(9):658-668. DOI: 10.1016/S0025-326X(98)00054-X.

- Revert, E. (1949) – *La Martinique – Etude géographique (Thèse de doctorat en géographie)*. 560p., Nouvelles Editions Latines, Paris, France. Available online: http://classiques.uqac.ca/classiques/revert_eugene/martinique/martinique.html.
- Robertson A, I.; Duke N.C. (1987) – Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Marine Biology*, 96:193-205. DOI: 10.1007/BF00427019.
- Rönnbäck, P. (1999) – The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2):235-252. DOI: 10.1016/S0921-8009(99)00016-6.
- Roth, L.C. (1992) – Hurricanes and mangrove regeneration: Effects of Hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla de Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica* 24(3):375-384. DOI: 10.2307/2388607.
- Saffache, P. (2002) – Les mangroves caribéennes: des milieux fragiles nécessitant une politique de gestion et de protection adaptée. *La Revue Forestière Française*, 4:329-336. DOI: 10.4267/2042/4925.
- Saffache, P.; Angelelli, P. (2010) – Integrated Coastal Zone Management in small islands: A comparative outline of some islands of the Lesser Antilles. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 10(3):255-279. DOI: 10.5894/rgci228.
- Sandilyan, S.; Kathiresan, K. (2012) – Mangrove conservation: a global perspective. *Biodiversity Conservation*, 21:3523-3542. DOI: 10.1007/s10531-012-0388-x.
- Sebastiani, M.; González, S.E.; Castillo, M.M.; Alvizu, P.; Oliveira, M.A.; Pérez, J.; Quilici, A.; Rada, M.; Yáber, M.C.; Lentino, M. (1994) – Large-scale shrimp farming in coastal wetlands of Venezuela, South America: Causes and consequences of land-use conflicts. *Environmental Management*, 18(5):647-661. DOI: 10.1007/BF02394631.
- SETRA (2006) – Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières. *Note d'information du Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes (SETRA) du Ministère français chargé de l'Équipement*, 75:1-12. Available online: http://www.setra.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/NI_EEC_075.pdf.
- Singh, A.; Mee, L. (2008) – Examination of policies and MEAs commitment by SIDS for sustainable management of the Caribbean Sea. *Marine Policy*, 32(3):274-282. DOI: 10.1016/j.marpol.2007.06.004.
- Snedaker, S.C. (1995) – Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. *Hydrobiologia*, 295(1-3):43-49. DOI: 10.1007/BF00029109.
- Sommer, A. (1976) – Attempt at an assessment of the world's tropical moist forest. *Unasylva*, 112-113:5-27. Available online: <http://www.fao.org/docrep/k0050e/k0050e03.htm>.
- Thibault de Chanvalon, J.B. (1763) – *Voyage à la Martinique, contenant diverses observations sur la physique, l'histoire naturelle, l'agriculture, les moeurs et les usages de cette isle, faites en 1751 & dans les années suivantes*. Lu à l'Académie royale des sciences de Paris en 1761. 335p., C.J.B. Bauche Editeur, Paris, France. Available online: <http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k102016b>
- UNEP-CEP (2000) – An Overview of Land Based Sources of Marine Pollution. *Caribbean Environment Programme Marine Issues*. United Nations Environment Programme. Available online: <http://www.cep.unep.org/issues/lbsp.html>.
- UNEP-CEP (2002) – *Caribbean Environment Programme, Marine Issues*. United Nations Environment Programme. Available online: http://www.cep.unep.org/issues/sub_issues.htm.
- United Nations (1971) – *Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat*. Ramsar (Iran), 2 February 1971. UN Treaty Series No. 14583. As amended by the Paris Protocol, 3 December 1982, and Regina Amendments, 28 May 1987. Available online: <http://treaties.un.org/doc/Publication/UNTS/Volume%20996/volume-996-I-14583-English.pdf>.
- United Nations (1980) – Marine pollution implications of coastal area development. *GESAMP, Reports and Studies* n°11, 112 p. Available online: http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/Reports_and_studies_11/gallery_1227/object_1232_large.pdf.
- United Nations (1983a) – *Convention for the Protection and Development of the Marine Environment in the Wider Caribbean Region*. Cartagena de Indias, 24 March 1983. Available online: <http://www.cep.unep.org/cartagena-convention/cartagena-convention.pdf>.
- United Nations (1983b) – *Protocole concerning co-operation in combating oil spills in the Wider Caribbean Region*. Cartagena de Indias, 24 March 1983. Available online: <http://www.cep.unep.org/cartagena-convention/oil-spills-protocol/oil-spills-protocol-en.pdf/view>.
- United Nations (2006) – *After the Tsunami: Rapid Environmental Assessment*. United Nations Environment Programme. ISBN: 9789280725650.
- Valiela, I.; Bowen, J.L.; York, J.K. (2001) – Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *Bioscience*, 51(10):807-815. DOI: 10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2.
- Vallega, A. (2007) – The role of culture in island sustainable development. *Ocean & Coastal Management*, 50:270-300. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2007.02.003.
- Vasques, Ricardo O'Reilly; Tonini, W.C.T.; Cuevas, J.M.; Santos, D.F.; Faria, T.A.; Falcão, F.C.; Simões, D.R.; Batista, R.L.G.; Couto, E.C.G. (2011) – Utilização das Áreas de Manguezais em Taipús de dentro (Maratú, Sul da Bahia). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 11(2):155-161. DOI: 10.5894/rgci205.
- Walker, L.A. (2006) – *Towards the development of Coastal Zone Management strategy and Action Plan for St. Lucia*. 163 p. Available online: http://www.un.org/depts/los/nippon/unff_programme_home/fellows_pages/fellows_papers/walker_0506_stlucia.pdf.
- Wilkinson, C.; Salvat, B. (2012) – Coastal resource degradation in the tropics: Does the tragedy of the commons apply for coral reefs, mangrove forests and seagrass beds? *Marine Pollution Bulletin*, 64(6):1096-1105. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.041.
- World Bank (2012) – *Country Facts from the World Bank*. Washington, DC., USA. Available online: <http://data.worldbank.org/>.
- YWF-Kido Foundation (2007) – *Grenada's National Protected Areas System Capacity Development, Final Draft Plan*, July 2007, 53 p. Available online: www.cbd.int/database/attachment/?id=613.

Seasonal variability of sea surface temperature, chlorophyll-a and *Ethmalosa fimbriata* abundance off the coast of Senegal *

*Variabilidade sazonal da temperatura da superfície do mar, clorofila-a e abundância de Ethmalosa fimbriata na Zona Costeira do Senegal ***

Ousmane Diankha^{@, 1}, Bamol Ali Sow², Modou Thiaw³, Amadou Thierno Gaye¹

ABSTRACT

The seasonal variability of *Ethmalosa fimbriata* abundance off Senegal Coastal Waters was investigated using an observation sea surface temperature (SST) and chlorophyll-a (Chl-a) concentration from PATHFINDER and SeaWiFS satellites' data of 1999-2009. The results showed that the variability of *E. fimbriata* landings in Senegalese waters is related to environmental changes. The seasonal fluctuations of *E. fimbriata* landings off Senegal Coastal Waters seemed to be governed by the combined effect of SST and Chl-a. However, SST better explains the seasonal variations of *E. fimbriata* landings than Chl-a, when they are used separately.

Keywords: Chlorophyll-a, *Ethmalosa fimbriata*, Sea surface temperature, Senegal.

RESUMO

A variabilidade sazonal da abundância de *Ethmalosa fimbriata* na Zona Costeira do Senegal foi investigada através da observação da temperatura da superfície do mar (TSM) e da concentração de clorofila-a (Chl-a) a partir de dados dos anos de 1999-2009, provenientes dos satélites PATHFINDER e SeaWiFS. Os resultados observados mostraram que a variabilidade da pesca de *E. fimbriata* em águas senegalesas aparentemente está relacionada com as mudanças ambientais. As flutuações sazonais na pesca de *E. fimbriata* na Zona Costeira do Senegal parece ser controlada pelo efeito combinado da TSM e Chl-a. Porém, a TSM explica melhor as variações sazonais na pesca de *E. fimbriata* que a Chl-a, quando estas variáveis são utilizadas separadamente.

Palavras-chave: Clorofila-a, *Ethmalosa fimbriata*, Temperatura da superfície do mar, Senegal.

@ - Corresponding author

1 - Laboratoire de Physique de l'Atmosphère et de l'Océan Siméon Fongang (LPAO-SF/ESP-UCAD, Sénégal), BP 5085 Dakar Fann. E-mail: Diankha.ousmane.diankha@ucad.edu.sn Gaye

2 - Laboratoire d'Océanographie, des Sciences de l'Environnement et du Climat (LOSEC) Département de Physique - UFR Sciences & Technologies - Université de Ziguinchor BP 523 Ziguinchor - Sénégal Email:

3 - Centre de Recherche Océanographique de Dakar-Thiaroye (CRODT, ISRA Sénégal). Email:

* Submission: 3 June 2013; Evaluation: 15 July 2013; Reception of revised manuscript: 23 July 2013; Accepted: 2 August 2013; Available on-line: 3 September 2013

** Portuguese Title and captions by Ulisses M Azeiteiro on behalf of the Journal Editorial Board

1. INTRODUCTION

Small pelagics represent more than 75 percent of the artisanal catches and 55 percent of total marine catches in Senegal (Diei-Ouadi, 2005). One of the most important species in the landings of small pelagic fish off Senegal is *Ethmalosa fimbriata*. It contributes 11.6 percent of the small pelagic fish landings (Jallow, 1994). *E. fimbriata* is a pelagic-neritic species belonging to the family clupeidae found in coastal and estuarine areas. It feeds by filtering phytoplankton, chiefly diatoms and breeds throughout the year in waters of salinities 3.5-38 ppt (Abowei, 2009).

Small pelagic fish are under increasing pressure factors related to the growth of the human population, including overfishing, global climate change, pollution, and habitat degradation (Klemas, 2012).

Almost all large marine ecosystems (LME) are warming except those of California and Humboldt (Belkin, 2009; Sherman et al., 2009). Globally, sea surface temperature (SST) has risen by 0.6 °C in the last past 100 years (IPCC, 2007). In the Canary Current Large Marine Ecosystem (CCLME) SST rose by 0.52 °C from 1957–2006 (Belkin, 2009). According to Klemas (2012), about 40 years ago, ocean productivity began declining, having reached Maximum Sustainable Yield. It is thought that the relationship between climate change and future ocean primary production is determinant for fish and fisheries production (Cushing, 1982).

The two environmental parameters used most often in investigations about relationships between the environmental changes and fish abundance are sea surface temperature (SST) and chlorophyll-a (Chl-a) concentration (phytoplankton biomass). A change of 0.1 °C could be perceived by many fish species and temperature can impact fish in many different ways (Abowei, 2009). Temperature influences fish during spawning, and at the development and survival of the eggs and larvae, as well as influencing distribution, aggregation, migration and schooling behavior of juveniles and adults (Gordoa et al., 2000; Laevastu and Hayes, 1981; Sund et al., 1981). Chlorophyll-a concentration considered as the phytoplankton biomass is the primary food source of any small pelagic species (Zainudhin et al., 2004). It has been shown that phytoplankton production is related to fish landings (Chassot et al., 2007; Ware & Thomson, 2005). According to Butler et al. (1988) Chlorophyll-a concentration above 0.2 mg.m⁻³ indicate the presence of sufficient planktonic activity to sustain a viable commercial fishery.

Understanding how climate variability may affect marine population, especially small pelagic resources, within the objective of proposing a sustainable fisheries management plan, is a challenge. In this sense, this work is to investigate how Sea Surface Temperature and Sea Surface Chlorophyll-a, and their combined effects may be controlling the catch of *Ethmalosa fimbriata* off Senegal between 1999 and 2009.

2. MATERIAL AND METHODS

Fish landed catch data

To study the variability of *Ethmalosa fimbriata* abundance in Senegalese waters, monthly landed catch data from 1999-2009 were used. These data were obtained from the statistical

section of the Direction of Maritime Fisheries (Direction des Pêches Maritimes) and constitutes the total landings in Senegal. Therefore, data from artisanal catch were used since fisheries in Senegal are conducted exclusively by artisanal fishermen, operating from canoes.

Environmental data

Monthly mean values of sea surface temperature (SST, °C) from remote-sensing data for an 11- year period from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR Pathfinder V5) satellite data at a spatial resolution of 4 km were used.

Monthly mean values of sea surface chlorophyll-a (Chl-a, mg.m⁻³) from remote-sensing data for the same 11- year period from Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) satellite data at a spatial resolution of 9 km were also used.

The Data cover the time period between January 1999 and December 2009. Sea Surface Temperature (SST) and chlorophyll-a (Chl-a) were averaged from 12°8' and 16°41' N and from the coast to the 200-m isobaths (Fig.1).

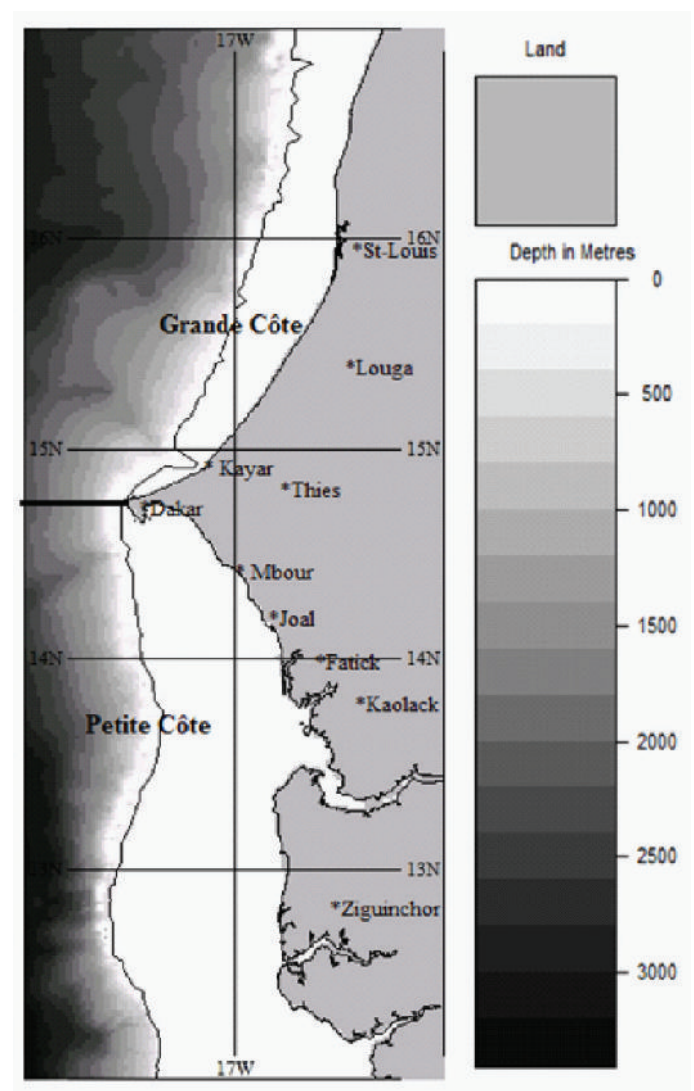


Figure 1. Study area (black line: 200 m isobaths).

Figura 1. Área de estudo.

Statistical analysis between *Ethmalosa fimbriata* catch and the environmental data (SST and Chl-a)

Monthly climatology was calculated in order to analyze the seasonal abundance of *E. fimbriata* in relation to SST and Chl-a variation.

The relationships between SST and Chl-a, and catch of *E. fimbriata* were evaluated. The analysis was based on Pearson's correlation coefficient between catch of *E. fimbriata*, SST and Chl-a. Correlation coefficient has been checked against the hypothesis that it was zero with a 95% confidence level. To facilitate the visualization of the relationship between the climate descriptors and the catch of *E. fimbriata*, scatterplots was produced.

To identify a possible relationship between catch of *E. fimbriata* and SST and Chl-a, a simple linear regression model (lm) was used for describing paired data sets that are related in a linear manner. The package R (version 2.14.1) was used to carry out this study. Seasons were defined as follows: winter (January, February, March), spring (April, May, June); summer (July, August, September), and autumn (October, November, December).

In the analysis, the catch of *E. fimbriata* was considered as the response (output or y) variable in order to facilitate the analyses and visual comparison of general trends. The explanatory or independent variables used are: the SST and Chl-a. We evaluated the collinearity of these variables with catch of *E. fimbriata*. We also examined whether the explained variance is increased when they are considered together or separately. Thus, three types of models were studied: (i) combined influence of SST and Chl-a; (ii) effect of the SST solely, and (iii) finally the influence of the Chl-a by itself on catch of *E. fimbriata*. A natural logarithm was used to transform the SST, Chl-a and catch in order to reduce their variability.

3. RESULTS

Landings variability

The distribution of total landings from the different landing ports in Senegal is shown in figure 2. The landings of *E. fimbriata* are most important in Thies with 64.9%, followed by Fatiek (17.9%), Ziguinchor (12.52%), St-Louis (3.21%), Dakar (1.39%), and Louga (0.07). It's worth to emphasize that there are three major landings ports in Thies which are Kayar located in the "Grande Côte" Mbour and Joal situated both in the "Petite Côte" (Fig. 1).

E. fimbriata landings reveal an interannual variability with a decreasing trend (Fig. 3). The average monthly landings between 1999 and 2009 are shown in figure 4. The seasonal pattern of *E. fimbriata* landings shows that maximum of catch, ranged from 21,093.10 to 27,988.36 and occurred from January-June with a peak in February (Fig. 4). The lowest *E. fimbriata* landing is observed in September (7,974.67 t). Figure 5 shows distribution of *E. fimbriata* landings, SST and Chl-a per season, whose 33.7%, 32%, 16.5%, and 17.8% of the total landings were performed in winter, spring, summer, and autumn, respectively.

SST variability from the coast to the 200 m isobaths

SST exhibits a gradual increase from 1999 to 2009 in Senegalese waters (Fig. 3). The monthly composite of SST

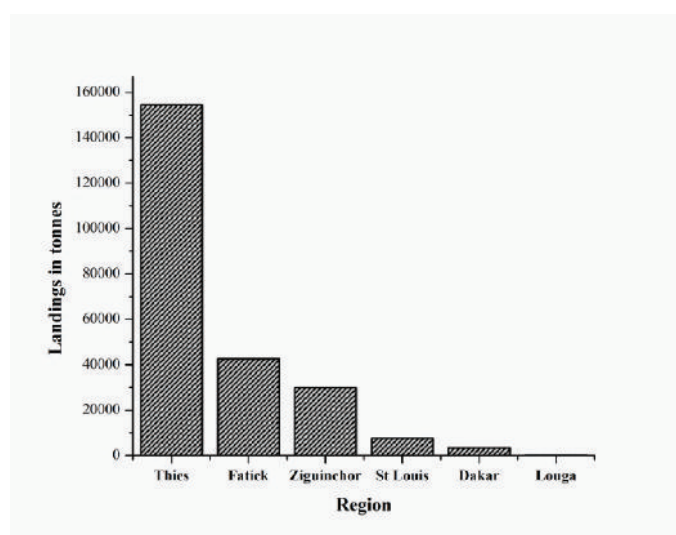


Figure 2. Distribution of total landings per region in Senegal.
Figura 2. Distribuição das descargas totais por região no Senegal.

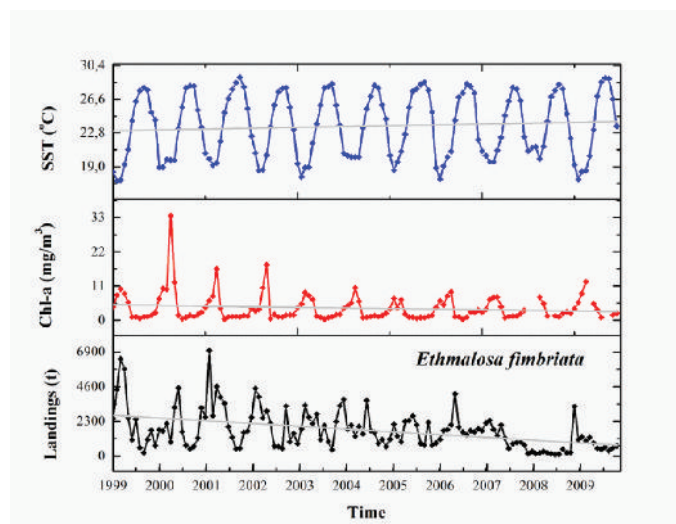


Figure 3. Interannual trends *Ethmalosa fimbriata* landings, SST and Chl-a.

Figura 3. Padrões interanuais das descargas de *Ethmalosa fimbriata*, TSM e Chl-a.

values ranged from 17.50 to 25.86 °C with a mean value of 21.60 °C and a standard deviation of 3.22 °C. The fluctuations in SST have two patterns (Fig. 4). Maximum values were observed from July to December (<22 °C) and lowest values in January to June (>22 °C). June constitutes the transition period between the upwelling season and the warming season. The minimum is observed in February and the highest in September. The SST average per season shows that the lowest temperature is observed in winter and the highest in summer (Fig. 5).

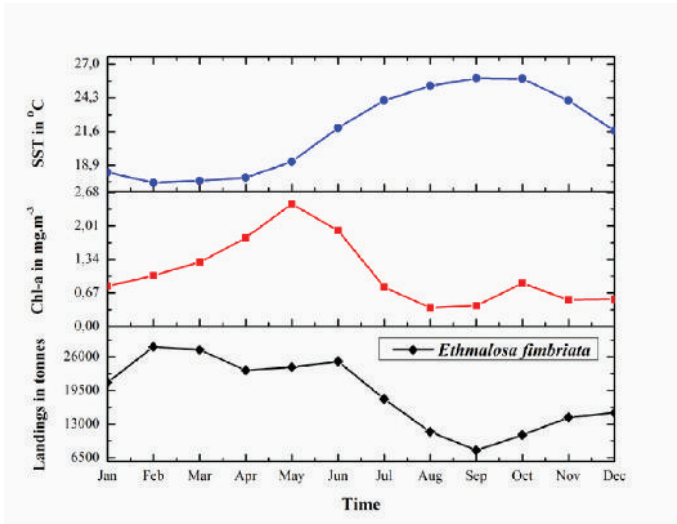


Figure 4. Monthly climatology of *Ethmalosa fimbriata* landings, SST and Chl-a (1999-2009).

Figura 4. Climatologia mensal para as descargas de *Ethmalosa fimbriata*, TSM e Chl-a (1999-2009).

Chl-a variability from the coast to the 200 m isobaths

The interannual variability of Chl-a concentration showed a decreasing trend in the 1999-2009 period (Fig. 3). Monthly Chl-a average from the coast to the 200 m isobaths exhibited two patterns, as did SST (Fig. 4). It showed a period of high Chl-a concentration from January-June with a peak in May and a period of low Chl-a concentration from July-December. The Chl-a concentration values ranging

from 0.37 to 2.45m.gm⁻³, have a mean of 1.06m.gm⁻³, and a standard deviation of 0.63m.gm⁻³. The former indicated that Chl-a concentration was highly variable within this period. The seasonal variability of Chl-a concentration showed that the highest concentration was observed during spring and the minimum in summer (Fig. 5).

Relationship between SST, Chl-a and E. fimbriata landings

Significant and negative correlation was calculated between seasonal variability of SST and *E. fimbriata* landings ($r = -0.87, p < 0.01$) (Fig. 6, left), while Chl-a is positively and significantly correlated with *E. fimbriata* landings ($r = 0.86, p < 0.01$) (Fig. 6, right). The variation of *Ethmalosa* landings per season is strongly negatively linked to SST ($r = -0.98, p < 0.01$) (Fig. 7, left), whereas Chl-a is positively related to *E. fimbriata* landings ($r = 0.86, p < 0.05$) (Fig. 7, right).

Three types of models have been carried out: (1) combined effect of SST and Chl-a and (2) SST and (3) Chl-a effect independently. The seasonal variability of *E. fimbriata* landings is mainly due to the combined effects of SST and Chl-a, supporting 87.92% of the total variance, whereas SST solely explains 75.69% and Chl-a 73.56%. The mixed effect of SST and Chl-a plays a key role on the variability of *E. fimbriata* landings per season, explaining 99.17 % of the total variance, while SST and Chl-a contribute 94.08% and 60.38%, respectively.

4. DISCUSSION

The results of this study demonstrated that there is an environmental effect on *Ethmalosa fimbriata* abundance off coast of Senegal. This can be summarized by the variability of Chl-a through the SST driven effect. The fact that seasonal *E. fimbriata* landings are strongly related to the combined effect

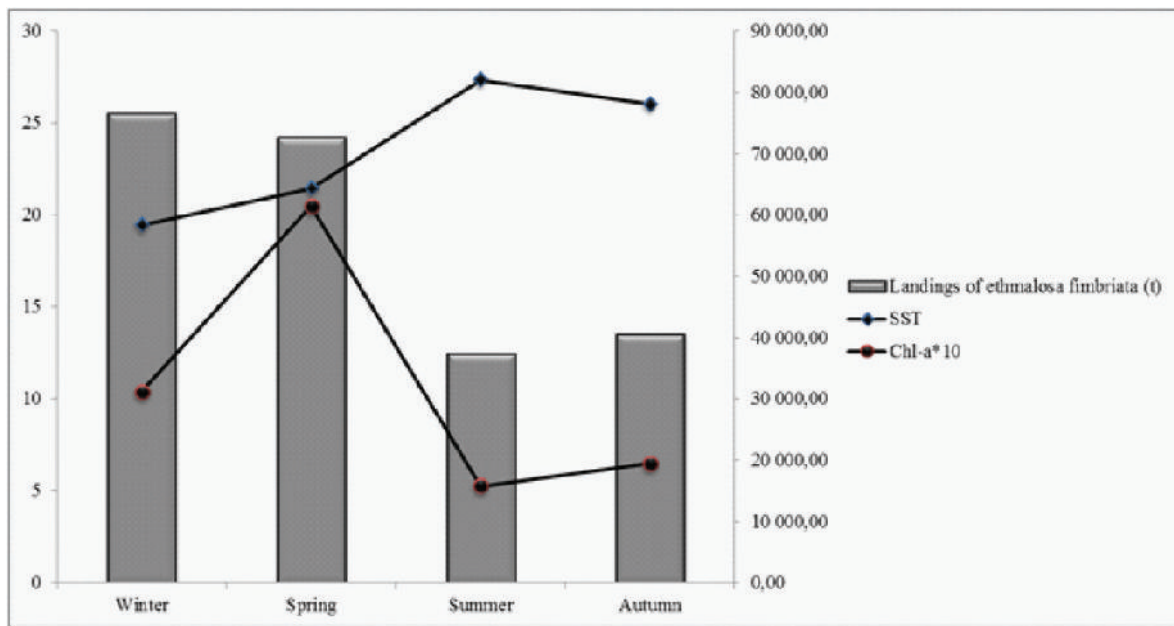


Figure 5. Variability of *Ethmalosa fimbriata* landings, SST and Chl-a per season.

Figura 5. Variabilidade sazonal das descargas de *Ethmalosa fimbriata*, TSM e Chl-a.

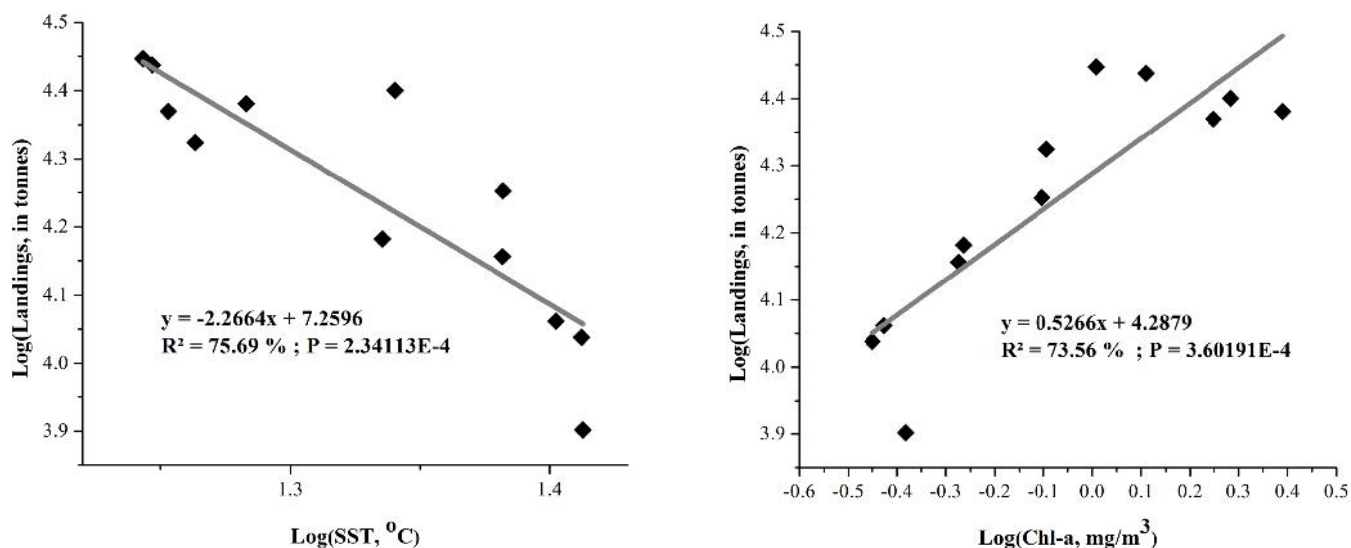


Figure 6. Seasonal correlation between *Ethmalosa fimbriata* landings and SST (left) and *Ethmalosa fimbriata* landing and Chl-a (right).
Figura 6. Correlação sazonal entre as descargas de *Ethmalosa fimbriata* e a TSM (esquerda) e *Ethmalosa fimbriata* e Chl-a (direita).

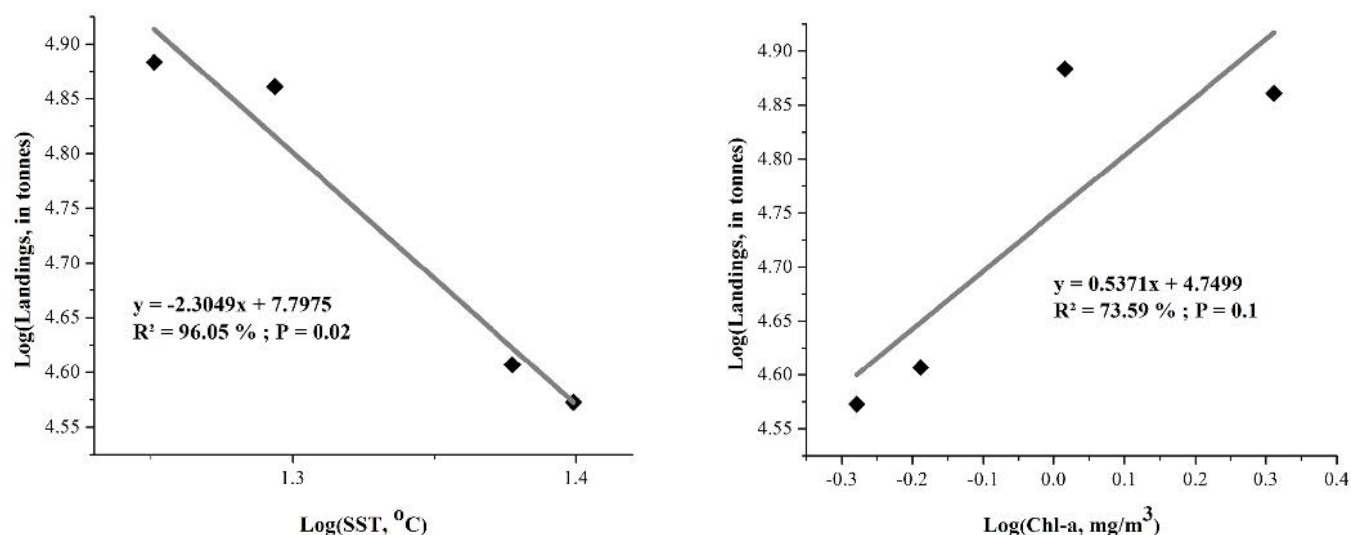


Figure 7. Relationship between *Ethmalosa fimbriata* landings, SST and Chl-a per season.
Figura 7. Relação sazonal entre as descargas de *Ethmalosa fimbriata*, TSM e Chl-a.

of SST and Chl-a could be the consequence of their effect on *E. fimbriata* larvae survival, growth rates, and timing of the reproductive peaks.

E. fimbriata landings and Chl-a showed a decreasing trend from 1999 to 2009, while SST increased. It seems that this situation, decreasing trend of Chl-a and SST warming, was unfavorable to *E. fimbriata* abundance. Besides sea warming, and the decrease of phytoplankton biomass, the general downward trend in *E. fimbriata* landings could also have been the result of non-climatic influences such as fishing effort. However, this hypothesis can be disregarded because the fishing effort during the 1999-2008 period trends is not

correlated ($r = -0.05$) against *E. fimbriata* landings (Fig.8).

Many studies have suggested that the abundance of small pelagic resources is linked to the spatio-temporal variability of environmental factors such as SST, Chl-a, wind stress, sea surface height, among others (Cury & Roy, 1989; Fréon, 1991; Bakun, 1996; Zagaglia et al., 2004). Cold temperature observed from January to June was favorable to *Ethmalosa* abundance. According to Bakun (1996), in this period sea surface temperature is significantly and negatively correlated against upwelled waters rich in nutrient. This wind-driven phenomenon induces an increase in phytoplankton and zooplankton biomass abundance which is the base of the food

chain of small pelagic resources. It has been demonstrated that the seasonal dynamics of upwelling intensity show that spawning seasons and nursery areas of small pelagic fish are linked to enrichment processes (Demarcq & Faure, 2000; Caverivière *et al.*, 2002).

It must be emphasized that this linear model (lm) presents limitations. Since the relationships between landings and climatic terms (SST and Chl-a) seem not to be totally linear (Figs. 6 and 7). Moreover, it has been demonstrated that interaction between environment and biology is complex due to the non-linear population dynamics response (Rothschild, 2000). We think this phenomenon will be better modelled using non-linear model such as a generalized additive models (GAMs). This model provided an accurate prediction of sardine habitat and its seasonal dynamics (Zwolinski *et al.*, 2011).

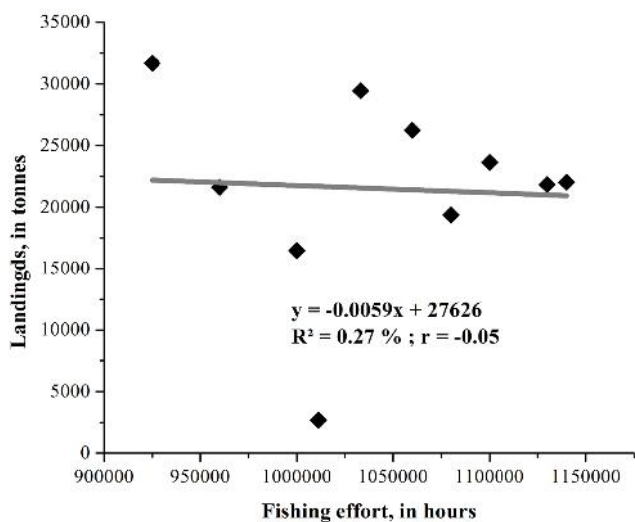


Figure 8. *Ethmalosa fimbriata* landing (tonnes) versus fishing effort (Hours).

Figura 8. Descargas de *Ethmalosa fimbriata* (toneladas) versus esforço de pesca (horas).

CONCLUSIONS

Overall, this study showed that there is a tight link existing between *Ethmalosa fimbriata* abundance, sea surface temperature and phytoplankton biomass off coast of Senegal. The seasonal abundance of *E. fimbriata* is strongly governed by the combined effect of SST and Chl-a whereby an increase in SST and a decrease in phytoplankton results in a decrease in the fish abundance.

Sustainable use of marine resources requires effective monitoring and management of fish stocks and fish habitat. Remote sensing satellite data, such as sea surface temperature and ocean color (Chl-a) constitute an important tools to help scientists to develop suitable management strategies for a sustainable fisheries resources management.

However, further investigation should be done using GAMs. This model showed that a non-linear multivariate combination of environment variables could be used to define species habitat better than a range of environmental variables analysed in isolation or in linear combination (Zwolinski *et al.*, 2011).

REFERENCES

- Abowei, J.F.N. (2009) - The Morphology, Abundance, Condition Factor and Length-weight Relationship of *Ethmalosa fimbriata* (Bowdich 1825) from Nkoro River Niger Delta, Nigeria. *Advance Journal of Food Science and Technology* 1(1):51-56. Available on-line at <http://maxwellsci.com/print/ajfst/51-56.pdf>
- Bakun, A. (1996) - *Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics*. 323pp., University of California Sea Grant, San Diego, California, USA, in cooperation with Centro de Investigaciones Biologicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico. ISBN 1-888696-018. Available on-line at <http://www.seararoundus.org/researcher/dpaul/PDF/1997/JournalArticles/ReviewOfPatternsInTheOceans.pdf>
- Belkin, I.M. (2009) - Rapid warming of Large Marine Ecosystems. *Progress in Oceanography* 81: 207–213. doi: 10.1016/j.pocan.2009.04.011
- Binet, D.; Gobert, B.; Maloueki, L. (2001) - El Nino-like warm events in the Eastern Atlantic (6°N, 20°S) and fish availability from Congo to Angola (1964–1999). *Aquatic Living Resources* 14:99–113. Available on-line at http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_7/b_fdi_57-58/010025345.pdf
- Butler, M.J.A.; Mouchot, M.C.; Barale, V.; LeBlanc, C. (1988) - *The application of remote sensing technology to marine fisheries: an introductory manual*. 165p., FAO Fish. Tech. Pap. 295, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. ISBN: ISBN 92-5-102694&7. Available on-line at <http://www.fao.org/docrep/003/t0355e/t0355e00.HTM>
- Caverivière A.; Thiam M.; Jouffre D. (eds.) (2002) – *Le poulpe commun Octopus vulgaris. Sénégal et côtes nord-ouest africaines*. 385p., éditions IRD, Paris, France. ISBN: 2709914816. Available on-line at http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers09-03/010029142.pdf
- Chassot, E.; Mélin, F.; Le Pape, O.; Gascuel, D. (2007) - Bottom-up control regulates fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. *Marine Ecology Progress Series* 343: 45-55. doi: 10.3354/meps06919
- Cury, P.; Roy, C. (1989) - Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 670-680. Available on-line at <ftp://134.246.142.21/ifremer/ird/roy/PDF/Cury&Roy,1989.pdf>
- Cushing, D.H. (1982) - *Climate and Fisheries*. 373p., Academic Press, London & New York. ISBN: 9780121997205.
- Demarcq, H.; Faure, V. (2000) - Coastal upwelling and associated retention indices derived from satellite SST. Application to *Octopus vulgaris* recruitment. *Oceanologica Acta*, 23(4):391-408. doi: 10.1016/S0399-1784(00)01113-0

- Diei-Ouadi, Y. (2005) - *Minced sardinella fillets in fishlanding and marketing sites in Senegal*. 20p., FAO Fisheries Circular no. 999, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available on-line at <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/008/a0101e/a0101e00.pdf>
- Fréon, P. (1991) - L'introduction d'une variable climatique dans les modèles globaux de production. In: Philippe Cury & Claude Roy (eds.), *Pêcheries ouest africaines: variabilité, instabilité et changement*, pp.395-424, ORSTOM, Paris, France. ISBN: 2709910403. Available on-line at http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-10/36276.pdf
- Gordoa, A.; Maso, M.; Voges, L. (2000) - Satellites and fisheries: The Namibian hake, a case study. In: D. Halpern (ed.), *Satellites, Oceanography and Society*, pp.193-205, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands. DOI: 10.1016/S0422-9894(00)80011-2
- IPCC (2007) - Summary for Policymakers. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (eds.), *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp.1-18, Cambridge University Press, Cambridge, U.K. and New York, NY, U.S.A. Available on-line at <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-spm.pdf>
- Jallow, A.M. (1994) - *Utilization of bonga (Ethmalosa fimbriata) in West Africa*. 28p., FAO Fisheries Circular No. 870, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available on-line at <http://www.fao.org/docrep/005/t3536e/t3536e00.htm>
- Klemas, V. (2012) - Remote Sensing of Coastal and Ocean Currents: An Overview. *Journal of Coastal Research* 28(3):576-586. doi: 10.2112/JCOASTRES-D-11-00197.1
- Laevastu, T.; Hayes, M.L. (1981) - *Fisheries Oceanography and Ecology*. 199p., Fishing News (Books), Oxford, U.K. ISBN: 9780852381175.
- Rothschild, B.J. (2000) - Fish stocks and recruitment: the past thirty years. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 191-201. doi:10.1006/jmsc.2000.0645
- Sherman, K.; Belkin, I.; Friedland, K.; O'Reilly, J.; Hyde, K. (2009) - Accelerating warming and emergent trends in fishing biomass yields of the world's Large Marine Ecosystems. *AMBIO*, 38(4):215-224. doi:10.1579/0044-7447-38.4.2.215.
- Sund, P.N.; Blackburn, M.; Williams, F. (1981) - "Tuna and Their Environment in the Pacific Ocean: A Review. Oceanogr," *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 19: 443-512.
- Ware, D.M.; Thomson, R.E. (2005) - Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the northeast Pacific. *Science*, 308(5726):1280-1284. doi: 10.1126/science.1109049
- Zainuddin, M.; Saitoh, K.; Saitoh, S. (2004) - Detection of potential fishing ground for albacore tuna using synoptic measurements of ocean color and thermal remote sensing in the northwestern North Pacific. *Geophysical Research Letters*, 31(20):L20311. doi: 10.1029/2004GL021000
- Zagaglia, C.R.; Lorenzetti, J.; Stech, J.L. (2004) - Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacores*) in the equatorial Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, 93(1-2): 267-281. doi: 10.1016/j.rse.2004.07.015
- Zwolinski, J.P.; Emmett, R.L.; Demer, D.A. (2011) - Predicting habitat to optimize sampling of Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *ICES Journal of Marine Science*, 68(5):867-879. doi: 10.1093/icesjms/fsr038



http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-425_Diederichsen.pdf | DOI:10.5894/rgci425

Gestão costeira no município de Florianópolis, SC, Brasil: Um diagnóstico *

Coastal management in the city of Florianópolis, SC, Brazil: Diagnosis

Sereno DuPrey Diederichsen^{@, 1}, Manoela Karam Gemael¹, Arthur de Oliveira Hernandez¹, Allan de Oliveira de Oliveira¹, Marie-Laurence Paquette¹, Andreoara Deschamps Schmidt¹, Paula Gomes da Silva¹, Marcelo Santos da Silva¹, Marinez Eymael Garcia Scherer¹

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar o estágio de desenvolvimento do gerenciamento costeiro da cidade de Florianópolis, tomando como base indicadores de gestão e governança costeira. Para tanto, foi utilizada a metodologia do Decálogo, na qual dez itens considerados fundamentais para o gerenciamento costeiro integrado são avaliados: 1. política, 2. normativa, 3. competências, 4. instituições, 5. instrumentos e estratégias, 6. formação e capacitação, 7. recursos, 8. conhecimento e informação, 9. educação para a cidadania e 10. participação. Após o levantamento das informações, foi produzida uma matriz, atribuindo-se notas para cada item de acordo com a existência, a implementação e o monitoramento dos itens analisados. Ao analisar a matriz, foi possível indicar como pontos fortes do gerenciamento costeiro no município de Florianópolis a existência de instrumentos, a geração de conhecimento e algumas iniciativas de educação ambiental. Em contraponto, o município deixa a desejar nas questões de disponibilidade de recursos financeiros, na formação de gestores capacitados e na inexistência de políticas municipais claras para a gestão costeira. Verificou-se, também, que os demais itens apresentaram notas intermediárias a baixas, tendo como principal motivo o fato de que os instrumentos de gestão definidos até o momento não foram devidamente implementados. Por fim, a análise realizada permitiu inferir que o município de Florianópolis encontra-se ainda nas primeiras etapas do ciclo do gerenciamento costeiro integrado, no entanto já foram dados os primeiros passos, com a implementação e o monitoramento dos itens analisados.

Palavras-chave: Governança Costeira, Indicadores de Gestão, Decálogo de Gestão, Ilha de Santa Catarina.

ABSTRACT

The objective of the present study is to evaluate the development stage of Coastal Management in the Municipality of Florianópolis using management indicators of coastal Governance. Brazil established strategies for coastal management only at the end of the 1980s, having formulated the National Coastal Management Act in 1988. After the second version, made in 1997, a number of management tools were formulated. With this proposal states and municipalities must adapt instruments to establish their spheres of activity. The Municipality of Florianópolis is located in the central coast of the state of Santa Catarina. Because of its dimension and proximity to the sea, the entire municipality is situated in the coastal zone. With a total of 671.58 square kilometers (417.30 square miles) the city has a small continental area, with much of its territory in portion insular. The island's scenic beauty is related to the diversity of coastal ecosystems, with the presence of numerous sandy beaches, dunes, marshes, lakes, cliffs, and lush hillside vegetation. The city is a strong point of attraction with a large tourist population. The large expanse of flat

@ - Corresponding author <sereno162@gmail.com>

1 - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Geografia, Campus Universitário Trindade, Caixa Postal 476, CEP 88.040 – 970. Florianópolis, SC, Brasil. e-mails: Diederichsen <sereno162@gmail.com>; Manoela <manoelagk@gmail.com>; Hernandez <obz.arthur@gmail.com>; De Oliveira <allandoliveira2@yahoo.com.br>; Paquette <marie-laurence_p@hotmail.com>; Schmidt <andyoceano@gmail.com>; Silva <silvapgomes@gmail.com>; Silva <natal.boavista@gmail.com>; Scherer <marinezscherer@gmail.com >

land and coastal plains facilitated development within the island; this also promoted the expansion of the city. Occupation by the immigrant population occurred during the eighteenth century, with the formation of numerous settlements/population centers, which were strongly sustained by fishing and the use of the land. In this sense, land use appeared in a decentralized manner. Only in the mid-nineteenth century did the city's spatial organization change, with the growth of coastal villages. During the 1980's tourism emerged as a great economic importance. The result was an intense transformation of the natural and cultural landscape of the city. The occupation and anthropization of coastal ecosystems, mischaracterization of traditional villages, and marginalization of traditional populations appear as negative impacts of this transformation. This panorama indicated a centralized management model of decision making, contributing to an increase in social conflicts and distrust of municipal public agencies. In terms of procedure, the Decalogue methodology was used to perform this evaluation, in which, ten items, considered fundamental for integrated coastal management, were analyzed: 1) Policies; 2) Norms; 3) Responsibility; 4) Institutions; 5) Tools and Strategies; 6) Capacity building; 7) Financial resources; 8) Knowledge and Information; 9) Education; 10) Participation. The survey data was collected through documental research, literature and visiting sites, as well as telephone contact and interviews with municipal agencies linked with the city management. First, information was compiled to produce a governance evaluation scoring each item according to the existence, implementation, monitoring and assessment of the activities. The analysis of the Decalogue was conducted descriptively. The main considerations raised were: the lack of an explicit policy for coastal management and the poor integration between the municipal management agencies and those at the state level. The low number of management tools and limited resources available can also be considered as coastal issues. Although recognized as a principle of public policy, organized citizen participation in the management process appeared greatly limited. The disconnection between scientific knowledge, managers and communities, as well as the limited education of citizens appear as a result of this limited participation. The achievement of the city planning director, the main instrument of municipality management in a participatory manner, appeared as one of the predominant causes of social conflict, due to the highly centralized and corporatist political culture. After a positive initial process of participation, there was a break in dialogue with the population. Currently there is a continuation of the plan, through technical analysis of the guidelines formulated by society, where there was a noted difference between the proposals and models of the city, bringing to light the weak participation culture by both government agencies and civil society, with the participation of only a few institutions representing the community. By analyzing the matrix, it was possible to identify the strongest elements of Coastal management in the Municipality of Florianópolis, which were, the existence of tools and the generation of knowledge and some community education. However it also pointed out the low availability of financial resources and limited formation of capable coastal Managers and the lack of clear Municipal policies pertaining to coastal Management. The other items received low to intermediate scores, due to the absence of implementation of existing management tools. An important analysis element of coastal management; the monitoring and assessment of processes and management tools is performed absent. Without the evaluation of the undertaken actions it becomes more difficult to understand the points of weakness of the management process, limiting the concept of continuous improvement and adaptation; recognized as crucial point in the field of coastal management. In conclusion, this analysis led to the inference that the Municipality of Florianópolis is still in the first stages of the process of integrated coastal management. Nevertheless, the initial steps have been taken and the implementation and monitoring of the items have been analyzed.

Keywords: Coastal Governance, Governance Analysis, Management Decalogue, Santa Catarina Island.

1. INTRODUÇÃO

Para alcançar o objetivo de gestão integrada e utilização racional dos recursos costeiros, o Brasil estabeleceu estratégias de gerenciamento costeiro (GERCO) no final da década de 1980. Essas estratégias estão baseadas na Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA)¹, a qual considera a zona costeira uma área fundamental para a conservação dos recursos vivos, sociais, culturais e paisagísticos; e na Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM)², a qual tem por finalidade orientar o desenvolvimento das atividades que visem à efetiva utilização e exploração e ao aproveitamento dos recursos vivos, minerais e energéticos do Mar Territorial, da Zona Econômica Exclusiva e da Plataforma Continental.

O GERCO tem como instrumento balizador o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, instituído pela Lei Nacional de Gerenciamento Costeiro, Lei nº 7.661 de 1988, estando, atualmente, em sua segunda versão (PNGCII),

promulgado pela Resolução da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar - CIRM, nº. 5 de 1997. No âmbito do PNGC II, o Brasil possui ferramentas para o planejamento e a gestão, tais como o Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro (ZEEC); o Plano de Gestão da Zona Costeira (PGZC); o Sistema de Informação (SIGERCO); o Sistema de Monitoramento (SMA); o Relatório de Qualidade Ambiental da Zona Costeira (RQA); o Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF) e o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla). Os estados e municípios devem seguir estas diretrizes, elaborando os seus Planos Estaduais de Gerenciamento Costeiro (PEGC) e Planos Municipais de Gerenciamento Costeiro (PMGC), adequando estes instrumentos à escala regional e local, respectivamente.

Nesse sentido, o município de Florianópolis, como parte integrante do pacto federativo brasileiro, deveria desenvolver iniciativas de gestão costeira para implantar o Programa Municipal de Gerenciamento Costeiro e todos os instrumentos pertinentes. Uma vez que a Lei Nacional de Gerenciamento Costeiro data de 25 anos atrás (1988), espera-se que o município já venha desenvolvendo boas práticas em gestão ambiental costeira.

No entanto, ainda se observam, em Florianópolis, problemas socioambientais, sendo normalmente fruto

1 - A Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) é estabelecida pela Lei Federal nº 6.938 de 1981.

2 - A Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM) foi aprovada pelo Decreto Federal nº 5.377 de 2005.

da ocupação do solo sem planejamento, da especulação imobiliária e da exploração dos recursos naturais, causando diversos impactos, tais como: a) contaminação hídrica dos manguezais e cursos d'água, redução na balneabilidade das praias por falta de saneamento básico; b) perda de áreas de vegetação nativa, como manguezais, restingas e Floresta Ombrófila Densa, por ocupações irregulares na planície costeira e nas encostas; c) aumento dos riscos costeiros devido à construção de edificações próximas e sobre as dunas frontais e áreas de risco; d) redução da diversidade das paisagens; e) deterioração do patrimônio histórico-cultural costeiro; entre outros.

Sendo os processos de gestão costeira uma iniciativa considerada válida para conservação dos recursos costeiros (Clark, 1996, Cicin-Sain & Knecht 1998, Barragán, 2003), observa-se a necessidade de inserção da gestão costeira integrada no município de Florianópolis premente. Dessa maneira, este trabalho procurou avaliar o estágio de desenvolvimento do gerenciamento costeiro em Florianópolis, tomando-se como base indicadores de gestão e governança costeira.

O conceito de governança aplicado neste trabalho é aquele que demonstra a interface das dimensões jurídica, social e econômica da gestão integrada, devendo promover um diálogo entre as mesmas (Hernandez, 2009). Para Busatto (2005), a governança é um processo que promove um ambiente social de diálogo e cooperação, com alto nível de democracia e conectividade, estimulando a constituição de parcerias entre todos os setores da sociedade, através do protagonismo do cidadão gestor, ativo, empoderado e capacitado para perseguir e alcançar o desenvolvimento sustentável e governar.

2. ÁREA DE ESTUDO

Florianópolis, capital de Santa Catarina, localizada no litoral Central do estado (Fig.1), possui 671,58 km² de área territorial e 421.240 habitantes (IBGE, s/d). O município possui uma porção insular, com forma alongada no sentido Norte-Sul e outra continental, que se conecta à ilha através das pontes Hercílio Luz, Colombo Salles e Pedro Ivo Campos.

As unidades geomorfológicas presentes em Florianópolis correspondem às Serras Cristalinas Litorâneas e Planícies Litorâneas. As primeiras são formadas por conjuntos montanhosos denominados de Maciços Graníticos, de relevo marcado por encostas íngremes e vales profundos, altitudes de 75 a 532 metros. As unidades de Planícies Litorâneas representam as terras baixas do município, sendo formadas por processos marinhos e continentais de acumulação e erosão, dando origem a um complexo conjunto de formas de relevo (Horn Filho *et al*, 2006).

A parte insular é banhada pelas águas do oceano Atlântico a leste, tendo praias expostas, como Campeche, Joaquina e Moçambique; ao norte, apresentando as enseadas de Canasvieiras e Jurerê; ao sul, com a enseada do Pântano do Sul, e a oeste, apresentando duas baías - Norte e Sul. De acordo com Horn Filho (2006), o litoral da Ilha de Santa Catarina se divide em seis costas a partir das características morfológicas, sedimentológicas e geológicas: 1) costa Norte: do pontal da Daniela à praia dos Ingleses; 2) costa Nordeste: da praia dos Ingleses à praia da Joaquina; 3) costa Sudeste: da praia da Joaquina à praia da Lagoinha do Leste; 4) costa Sul: da praia da Lagoinha do Leste à ponta dos Naufragados; 5)

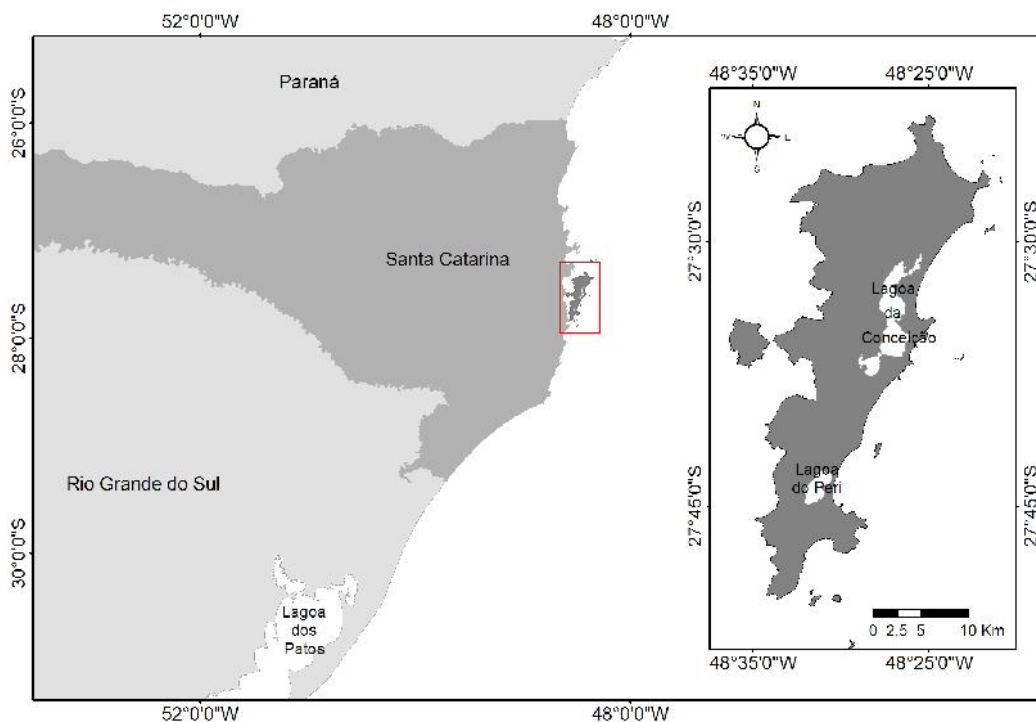


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.

Figure 1. Geographic location of the study area.

costa Sudoeste: da ponta dos Naufragados à ponte Hercílio Luz e 6) costa Noroeste: da ponte Hercílio Luz ao pontal da Daniela. O litoral recortado apresenta 174,3 km de extensão, sendo 88 km de costa distribuída em 117 praias arenosas, 71,8 km entre dunas, lagoas, restingas e costões e 14,5 km de manguezais (Horn Filho, 2006).

Florianópolis possui duas formações geológicas básicas: embasamento cristalino, com rochas ígneas e metamórficas formadas desde o Proterozóico Superior até o Paleozóico, e coberturas sedimentares recentes, formadas durante o Cenozóico (Quaternário). Devido aos paleoclimas que atuaram sobre a geologia, a configuração geomorfológica de Florianópolis apresenta terrenos mais elevados, onde ocorrem rochas cristalinas, destacando-se uma cadeia central de direção N-S. Já as partes mais baixas estão sobre as coberturas sedimentares e que formam a planície costeira (Guedes Júnior, 2005).

Em relação à hidrografia, destacam-se no município as bacias do rio Ratoles, Saco Grande, Lagoa da Conceição, Itacorubi, Rio Tavares e Lagoa do Peri. As bacias hidrográficas mais representativas são compostas pela do rio Ratoles, por ser a de maior extensão e por ter representados em seu território os diferentes ecossistemas presentes em Florianópolis; e a bacia da Lagoa da Conceição, uma laguna costeira que se interliga ao Oceano Atlântico através do Canal da Barra da Lagoa, com 2 km de extensão. A laguna possui forma alongada (13,5 km sentido N-S) e 19,2 km² de área, formato irregular, compondo três subsistemas popularmente conhecidos como Lagoa Central, do Norte e do Sul (Muehe & Caruso Gomes Jr., 1999).

No aspecto fitogeográfico, existem áreas de densa vegetação típica da Mata Atlântica (Floresta Ombrófila), localizadas principalmente sobre os topos e as vertentes de morros. Além dessa formação, é possível encontrar vegetações do tipo restinga associadas às planícies costeiras e sistemas dunares, e também manguezais (Caruso, 1983).

A Ilha de Santa Catarina apresentava, originalmente, 90% de sua área coberta por vegetação, sendo dividida em dois principais grupos: as formações florestais e as formações tipicamente litorâneas. A Floresta Ombrófila Densa corresponde ao principal tipo de formação florestal presente na ilha, desenvolvendo-se nas encostas e em parte da planície litorânea. As formações litorâneas são representadas por espécies vegetais que possuem características de caráter adaptativo, instalando-se sobre áreas de grande estresse e escassez de nutrientes ou oxigênio, tais como os manguezais, a vegetação de restinga, dunas e praias. (Caruso, 1983).

A ocupação humana tornou-se expressiva somente em meados do século XVIII, produzindo grandes alterações em um curto período de tempo, período marcado pela imigração açoriana, em que foram formados vários núcleos de povoamento na ilha e no continente próximo. Essa ocupação deu origem à formação dos atuais núcleos de populações tradicionais, grupos fortemente vinculados à pesca artesanal e à utilização da terra (Reis, 2010).

Em termos espaciais, foram criados vários núcleos de povoamento, conectados por caminhos terrestres, privilegiando o assentamento sobre áreas de baixa declividade, adequadas à agricultura e de acesso facilitado (Reis, 2010). As primeiras atividades desenvolvidas no

município correspondem à criação de gado e à agricultura de subsistência, as quais se desenvolveram nas planícies e encostas, respectivamente. Caruso (1983) estima que, na década de 1940, já haviam sido eliminados cerca de 80% das florestas nativas, tendo um impacto mais expressivo sobre as florestas de encostas.

A partir de meados do Século XX, o município contou com um crescimento urbano significativo, marcado pela expansão da infraestrutura urbana e de instituições estatais, fortalecendo o modelo de cidade voltada ao comércio e à prestação de serviço. Nas últimas décadas do mesmo século, a cidade contou com o fortalecimento do turismo. Essa mudança representou uma alteração sobre o foco do crescimento urbano, voltado, agora, aos balneários e às praias.

Segundo Reis (2010), esse período foi marcado por uma expansão urbana nos ambientes litorâneos e uma desconsideração dos ecossistemas insulares, promovidas pelo fortalecimento e pela articulação do mercado imobiliário e da construção civil. Do ponto de vista social, houve importante processo de imigração, aumento populacional, descaracterização dos balneários, marginalização das populações tradicionais e elevação do custo de vida.

O modelo de gestão que vem sendo adotado em Florianópolis tem assumido a característica de centralização das tomadas de decisão. As diferentes iniciativas e os planos de ordenamento territorial promoveram, de forma geral, um aumento na fragmentação espacial, desconsideração das características dos ambientes naturais, assim como dos elementos culturais e econômicos das populações residentes. Tal perspectiva evidencia que a formação da cidade se deu sob a prevalência do interesse de um grupo social restrito, contribuindo para um aumento dos conflitos sociais, assim como da resistência da sociedade civil para com os projetos de ordenamento propostos pelas instituições públicas (Trindade, 2009; Reis, 2010).

3. METODOLOGIA-APLICAÇÃO DOS INDICADORES DE ESTRATÉGIAS DE GESTÃO COSTEIRA E ANÁLISE

Em uma de suas publicações, Barragán (2004) apresenta a ideia do *Decálogo para a Planificação e Gestão Integradas das Áreas Litorais*. O autor propõe que existem princípios básicos no processo e estratégias de governança que devem estar presentes nas iniciativas de gestão integrada da zona costeira. Esses princípios são indicadores a partir dos quais é possível analisar a maturidade e eficácia desse processo.

A metodologia foi aplicada com sucesso pela Rede Ibero Americana de Manejo Costeiro Integrado (projeto CYTED 2008-2012), resultando em uma publicação de análise das iniciativas de gestão costeira em 13 países Ibero Americanos (Barragán, 2010), incluindo o Brasil (Scherer et al., 2009). A mesma metodologia também foi usada por Onetti et al. (2011) para análise das comunidades autônomas Espanholas. No Brasil, foram produzidos alguns trabalhos à luz do Decálogo, que estão em fase de publicação, como a análise da estação costeira no estado do Rio Grande do Sul (Gruber et al., *no prelo*), de Santa Catarina e do município de Anchieta, no estado do Espírito Santo (Scherer et al., 2013). Da mesma

maneira no município de Florianópolis a metodologia foi aplicada levando-se em consideração a escala local. Assim, tomou-se por base que toda a estrutura administrativa do município deveria estar envolvida nos aspectos de gestão costeira, uma vez que todo o município é considerado costeiro pelo Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro de Santa Catarina.

Com base no Decálogo, e a partir dos indicadores previstos pelos autores acima citados, as iniciativas de gerenciamento costeiro do município de Florianópolis foram analisadas, sendo enquadradas nos dez passos para a Gestão Integrada (governança) sugerida: 1) Política pública para o litoral - com o objetivo de conhecer se existe uma política municipal para a Gestão Costeira Integrada (GCI); 2) Estrutura normativa - com o objetivo de precisar a base normativa que regulamenta a GCI, a gestão de recursos ou as atividades costeiras; 3) Competências - com o objetivo de decifrar o esquema de distribuição de responsabilidades públicas em Florianópolis, em relação à gestão do espaço e dos recursos costeiros; 4) Instituições públicas - com o objetivo de precisar aquelas instituições públicas com participação mais direta nos assuntos de gestão costeira e marinha em Florianópolis; 5) Instrumentos e Estratégias - com o objetivo de determinar os instrumentos estratégicos e operativos que interessam à GCI; 6) Formação e Capacitação - com o objetivo de determinar o sistema municipal de capacitação de gestores e administradores públicos vinculados às questões de GCI; 7) Recursos Econômicos - com o objetivo de conhecer as bases econômico-financeiras sobre as quais se sustenta a GCI; 8) Informação e Conhecimento - com o objetivo de determinar o nível de conhecimento existente acerca da zona costeira, assim como a acessibilidade a esta informação; 9) Educação para a Cidadania - identificar quais são as principais iniciativas de educação relacionada à sustentabilidade costeira e marinha; 10) Participação - com o objetivo de relacionar a tomada de decisões à participação cidadã.

Como fonte de dados foram realizadas pesquisas em documentos governamentais, legislação aplicável, artigos científicos, trabalhos acadêmicos, sítios virtuais. Também se fez contato telefônico e por correio eletrônico com órgãos públicos municipais. Os levantamentos nos órgãos municipais foram realizados no Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF) e na Fundação Municipal do Meio Ambiente (FLORAM) através de envio de correio eletrônico e contato telefônico. A intenção desta coleta de informações foi a de verificar a disponibilidade da informação solicitada ao público em geral, partindo daqueles órgãos que deveriam estar à frente da gestão costeira e ambiental do município. As perguntas foram realizadas em três diferentes ocasiões em cada um dos órgãos (duas por correio eletrônico e uma via telefone). Esses contatos foram realizados entre abril e maio de 2012. Uma visita pessoal foi feita ao Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF) no mês de maio de 2012.

A fim de analisar os dados obtidos, desenvolveu-se uma matriz de avaliação destes parâmetros, considerando a existência, a implementação e o monitoramento/avaliação de cada um, com base em Hernandez (2009). Utilizaram-se indicadores numéricos, sendo empregada uma escala crescente de 1 a 9, na qual o intervalo de 1 a 3 indica um

desempenho ruim do tópico analisado, o intervalo de 4 a 5 indica um desempenho regular do tópico analisado e o intervalo de 7 a 9 indica um bom desempenho do tópico analisado.

O menor número do intervalo aponta que o indicador tem uma tendência a piorar; o número do meio aponta que o indicador está estável e o maior aponta que o indicador tem uma tendência a melhorar na existência, na implementação e no monitoramento de cada indicador de governança. O numeral correspondente foi atribuído baseando-se nos dados coletados sobre cada tópico e na análise conjunta de todos os autores, sendo uma decisão destes e, como tal, sujeita a certa subjetividade.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise do Decálogo

Alguns tópicos analisados do Decálogo foram agrupados para a apresentação dos resultados de maneira a facilitar o entendimento e eliminar repetições exaustivas no texto. Assim, apresenta-se o resultado da análise como segue: 1. Política Pública para o litoral e estrutura normativa; 2. Competências e Instituições Públicas; 3. Instrumentos e Estratégias; 4. Formação e Capacitação; 5. Recursos Econômicos; 6. Conhecimento e Informação; 7. Educação para a Cidadania; 8. Participação.

4.1.1. Política Pública para o litoral e Estrutura Normativa

A base para o Gerenciamento Costeiro de todo o país consta na Lei Federal nº 7.661/1988, a qual institui o Plano Nacional de Gerenciamento costeiro (PNGC), e no Decreto Federal nº 5.300/2004, que regulamenta a Lei nº 7.661, dispendo sobre regras de uso e ocupação da zona costeira, além de estabelecer critérios de gestão da orla marítima. Por sua vez, em Santa Catarina, a Lei Estadual nº 13.553/2005 institui o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC), e o Decreto nº 5.010/2006 regulamenta esta Lei. Além dessas, o Decreto Estadual nº 3.077/2005 institui a Comissão Estadual para o Desenvolvimento do Projeto Orla Catarinense, um dos instrumentos adotados no Gerenciamento Costeiro do Brasil.

No município de Florianópolis, pertencente ao estado de Santa Catarina, a Lei nº 7.975 de 02 de outubro de 2009 instituiu o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro - PMGC. Subordinando-se aos princípios normativos gerais, às diretrizes e aos objetivos específicos do PNGC e do PEGC, o PMGC visa orientar a utilização racional dos recursos naturais da Zona Costeira de Florianópolis.

Apesar de pautados na Política Nacional do Meio Ambiente e na Política Nacional dos Recursos do Mar, os planos nacional, estadual e municipal estabelecem diretrizes e instrumentos para colocar em prática o gerenciamento costeiro, mas não seguem a estrutura explícita de uma política pública. Assim, Florianópolis não possui uma Política Municipal de Gerenciamento Costeiro, mas sim uma norma bastante abrangente e que estabelece o PMGC, sem ter, de fato, o estabelecido e sem ter tido, até o momento, maior influência na gestão municipal. Entretanto, faz-se necessário destacar que o município está iniciando a implementação

do Projeto Orla, um dos instrumentos definidos na Lei Municipal nº 7.975/09. Os trabalhos foram oficialmente iniciados em maio de 2013.

Além disso, a referida Lei Municipal não representa o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro em si, mas uma normativa que o estabelece. O art. 4º da referida lei dispõe que “o PMGC será elaborado e, quando necessário, atualizado pelo Poder Executivo na instância técnico-administrativa de um Grupo de Coordenação dirigido pela Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano, cuja composição e forma de atuação serão definidas no decreto regulamentar a que se refere o art. 11 desta Lei.” Ainda, a Lei em questão estabelece que o PMGC deva ser “*submetido pelo Grupo de Coordenação à avaliação e aprovação do Conselho Municipal do Meio Ambiente (CONDEMA)*”. No entanto, o PMGC ainda não foi elaborado e avaliado conforme determina a Lei. Dessa maneira, o PMGC de Florianópolis ainda está por ser desenvolvido, estabelecendo, por fim, a Política de GCI do município.

No que tange às normativas gerais de conservação dos recursos naturais e de uso e ocupação (tanto em terra quanto em mar), o município de Florianópolis segue as regras gerais federais e/ou estaduais.

4.1.2. Competências e Instituições Públicas

A gestão pública da zona costeira no Brasil foi declarada pelo PNGC, o qual é coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente, como um processo “*desenvolvido de forma integrada, descentralizada e participativa, sendo que a responsabilidade de formulação e implementação dos planos regionais e locais de gerenciamento costeiro é atribuída aos estados e municípios costeiros*” (Oliveira & Nicolodi, 2012).

Sendo Florianópolis um município litorâneo, toda a sua área é considerada como zona costeira. Assim, a gestão municipal deve ser executada dentro dos princípios do gerenciamento costeiro, envolvendo todas as instituições públicas municipais. Nesse caso, os conceitos e instrumentos de gestão costeira poderiam ser inseridos em cada instituição de administração pública municipal, ou poderia ser criada uma instituição específica para tal fim.

Em Florianópolis, a Lei Municipal de Gerenciamento Costeiro define que o PMGC deve ser dirigido pela Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano (art. 4.º). As instituições públicas que atuam mais diretamente na gestão dos recursos naturais no município são o Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF) e a Fundação Municipal do Meio Ambiente (FLORAM), os quais se inserem na Secretaria do Meio Ambiente e do Desenvolvimento Urbano (SMDU).

O IPUF desenvolve o Plano Diretor Participativo (PDP), o qual apresenta uma série de medidas de ordenamento para Florianópolis. Porém, o PDP não apresenta aspectos de gestão costeira integrada de forma específica (compatibilidade ecológica, viabilidade econômica, igualdade social, coerência espacial, permanência no tempo dos recursos), nem segue explicitamente as diretrizes e os instrumentos do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro (ex. Promover a estruturação de colegiado municipal, assim como do fortalecimento das instituições diretamente envolvidas no

gerenciamento costeiro, estruturar o sistema municipal de informações do Gerenciamento Costeiro, etc.) No contexto do PDP, o macrozoneamento do município, o qual delimita as zonas pelas características de uso do solo, deveria ser elaborado em relação direta com os instrumentos do gerenciamento costeiro fornecidos pelo GERCO (ex: zoneamento ecológico econômico costeiro). No entanto, ao serem indagados pela equipe responsável pela presente pesquisa, os técnicos do IPUF não demonstraram reconhecer o PMGC como instrumento coadjuvante do Plano Diretor e muito menos souberam apontar o gestor costeiro do município responsável município integração entre o nível estadual e municipal.

Já a FLORAM tem como objetivo geral “*a execução da Política Ambiental na Cidade-Capital Catarinense*” (BASSO, 2011), mas nenhum dos objetivos específicos da Política Ambiental de Florianópolis se relaciona diretamente aos princípios de gerenciamento costeiro ou de praias. No entanto, é possível identificar diretrizes inseridas em diferentes categorias e que têm afinidade com a gestão da zona costeira (coleta de resíduos, educação ambiental, entre outras), mas estas não são suficientes para afirmar que uma efetiva gestão costeira está sendo aplicada pela instituição.

Por haver um Termo de Compromisso de Gestão entre o município de Florianópolis e a Secretaria Municipal de Turismo, Cultura e Esporte (SETUR) do município, previsto na Lei Complementar Municipal nº 348 de 2009, realizou-se uma pesquisa na documentação disponibilizada. No entanto, não foi encontrada nenhuma consideração à gestão costeira.

Na análise deste tópico, não foi possível apontar quais os responsáveis pela gestão costeira em Florianópolis. Apesar de existirem órgãos com competências diretamente relacionadas à gestão ambiental e costeira, os técnicos desses órgãos que responderam aos questionamentos feitos no presente trabalho, por meio de correios eletrônicos, telefonemas e visita presencial, parecem desconhecer os conceitos e as diretrizes de uma Gestão Integrada Costeira. Também não foi possível identificar o gestor costeiro municipal, evidenciando o desconhecimento por parte das Secretarias municipais analisadas quanto ao Plano Nacional, Estadual e Municipal de gerenciamento costeiro.

4.1.3. Instrumentos e Estratégias

A Lei que institui o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro de Florianópolis, à luz do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, prevê os seguintes instrumentos de gestão: Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro (ZEEC); Plano de Gestão da Zona Costeira (PGZC); Plano de Ordenamento Náutico (PON); Sistema de Informações Municipais do Gerenciamento Costeiro (SIMGERC); Sistema de Monitoramento Costeiro (SMOC) e Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla).

Dentre os instrumentos previstos, o único que está sendo colocado em prática pelo governo municipal até o presente momento é o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla), e, ainda assim, nos primeiros passos de implantação. O Projeto Orla é uma iniciativa do Governo Federal efetivada através da ação conjunta entre o Ministério

do Meio Ambiente, a Secretaria do Patrimônio da União (pertencente ao Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão) e os municípios, com participação do Comitê Técnico Estadual. Visa ao ordenamento dos espaços litorâneos de domínio da União. Em Florianópolis, a coordenação do Projeto Orla junto à prefeitura foi estabelecida no Decreto nº 9.680 de 01 de fevereiro de 2012, o qual institui a comissão de execução do projeto, atribuindo à Procuradoria Geral do Município a responsabilidade de coordenar as ações que busquem formar o Plano de Gestão Integrada da Orla e seu respectivo Comitê Gestor. Cabe ressaltar que mais de uma década atrás, em 2001, Florianópolis foi piloto no desenvolvimento do Projeto Orla, sem que, no entanto, as ações tivessem continuidade (MMA, 2006).

No entanto, ressalta-se que algumas ações isoladas relacionadas à implementação de instrumentos são verificadas no município, como o desenvolvimento do Plano de Ordenamento Náutico (PON). Esse instrumento vem sendo desenvolvido por iniciativa da sociedade civil organizada, por meio da Organização não governamental FloripAmanhã, sendo financiado pela iniciativa privada. Trata-se de um estudo complementar, de ação de organizações não governamentais, representantes do comércio e serviços turísticos, dentre outros. O estudo já passou por cinco apresentações públicas entre julho e setembro de 2012, em diferentes distritos da Ilha de Santa Catarina.

Dentre outros instrumentos que contribuem para a gestão costeira, mas não são estipulados na Lei Municipal de Gerenciamento Costeiro, o município possui Unidades de Conservação (UCs) administradas pela FLORAM (UCs municipais), pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina - FATMA (UCs estaduais) e, ainda, pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio (UCs Federais). Florianópolis possui 98.212 km² de áreas protegidas por meio de Unidades de Conservação (Ferretti & Beltrame, 2010). No entanto, a maioria destas UCs não possuem plano de manejo implementado e operante, dificultando a sua gestão.

Não se pode deixar de mencionar o Plano Diretor Participativo, que, atualmente, passa por um profundo processo de revisão. O projeto de Lei do Plano Diretor de Florianópolis, que recentemente foi enviado à Câmara de Vereadores para análise e aprovação (outubro de 2013), menciona o Projeto Orla e cria no zoneamento municipal uma Zona de Orla, de influência do Projeto Orla. No entanto, o zoneamento não delimita tal zona, pois esta delimitação seria realizada nas oficinas participativas do projeto. O referido Projeto de Lei apresenta uma série de diretrizes, sem, no entanto, mencionar as diretrizes e os instrumentos do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro (com exceção do Projeto Orla) já reproduzidos na Lei Municipal de Gerenciamento Costeiro e que não encontram respaldo nesta proposta de Plano Diretor.

4.1.4. Formação e Capacitação

Das instituições que possuem Ensino Superior ou Técnico em Florianópolis, três são públicas (Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia - IFSC, Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC e Universidade Federal

de Santa Catarina - UFSC). Essas instituições possuem cursos técnicos, quinze cursos de graduação e nove cursos de pós-graduação relacionados diretamente ao tema. Dentre esses cursos, identifica-se que, na UDESC, existe o curso de graduação em Administração Pública, o qual teria o potencial de formar um profissional apto a contribuir com a gestão costeira. Também na UDESC existe um programa de pós-graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (Mestrado), podendo capacitar o gestor costeiro. Já na UFSC o curso de graduação em Oceanografia e o Programa de Pós-graduação em Geografia ministram a disciplina de Gestão Costeira Integrada.

Dentre os cursos de graduação, estão: ciências biológicas, engenharia sanitária e ambiental, geografia, geologia, oceanografia, arquitetura, direito, técnico em meio ambiente, entre outros. Entretanto, o significado de gestão, de acordo com o dicionário Aurélio, é "s.f. Ação de gerir. / Gerência, administração", e a estrutura lógica desses cursos está voltada para o ensino e a pesquisa. Ou seja, os cursos formam profissionais com bases teóricas e práticas sobre a dinâmica da zona costeira, à exceção do curso de direito, mas com necessidades de capacitação após a graduação para gerenciar/administrar politicamente esta zona. Atualmente, existe um curso de mestrado em Gerenciamento Costeiro na Universidade Federal do Rio Grande (Rio Grande do Sul) com este perfil, voltado para a caracterização e o diagnóstico de sistemas marinhos e costeiros; planejamento e gestão ambiental de sistemas marinhos e costeiros; e políticas públicas e governança marinha e costeira. Em 2011, o curso formou o primeiro Mestre em Gerenciamento Costeiro formalmente graduado no Brasil. Cursos como os oferecidos pelo Programa *Train-Sea-Coast* (Brasil), que objetivavam dar uma formação continuada aos profissionais que atuam nas regiões costeiras, também se enquadrariam perfeitamente para a formação de gestores costeiros. No entanto, atualmente, esse programa está desativado no Brasil.

Pelas características expressas acima, aliado à falta de um setor/departamento responsável pela gestão costeira no município, não foi possível identificar a formação e a capacitação do corpo técnico responsável pela gestão costeira municipal. Concomitante a isso, também não foi possível identificar se existe uma formação continuada dos profissionais municipais com enfoque em gerenciamento costeiro.

4.1.5. Recursos Econômicos

A Lei nº 7.975/09, que institui o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro de Florianópolis, não faz menção à fonte financiadora e aos aportes financeiros para a implantação da gestão costeira municipal. Também não foi possível localizar o sistema de repasse dos recursos financeiros em Florianópolis, não identificando se existem fundos disponíveis e periódicos destinados, de forma específica, para a gestão costeira e/ou ambiental municipal. No que tange à destinação de recursos municipais, não consta no Plano Plurianual de Florianópolis 2010/2013 (PME, 2010) qualquer menção especificamente direcionada à orla. Por sua vez, na nova gestão municipal, com a aprovação do Plano Plurianual de Florianópolis para 2014/2017, consta na Lei

Ordinária nº 9.264, de junho de 2013, no Art. 4º, que o plano terá diretrizes estratégicas, as quais serão estruturadas em programas com os seguintes pontos: I - Plano Diretor baseado no Planejamento Socioambiental; II - desenvolvimento sustentável em consonância com a preservação dos diferentes ecossistemas que compõem o município de Florianópolis; III - desenvolvimento econômico sustentável focado nas atividades mais intensivas em conhecimento e da economia criativa; IV - educação pública em tempo integral; V - cultura local valorizada em sua diversidade; VI - saúde Pública que atenda às necessidades dos seus cidadãos; VII - inclusão Social como uma preocupação permanente; VIII - segurança prioritariamente como uma ação do Poder Público; IX - mobilidade urbana centrada nos pedestres, ciclistas e usuários do transporte coletivo; X - gestão Pública de forma mais transparente e participativa; e XI - prática da cultura, do esporte e do lazer valorizada. Novamente, ações propostas diretamente para a orla não foram verificadas, mas observa-se uma melhoria no planejamento da cidade costeira, visto que, em suas diretrizes propostas, consta a visão para os ecossistemas, entre outros.

No entanto, é identificado que os recursos direcionados às questões costeiras são, geralmente, destinados a obras emergenciais para contenção de pontos críticos de erosão e obras de infraestrutura, como calçadão e iluminação pública (Figura 2).



Figura 2. Aporte de recursos financeiros pontuais na orla de Florianópolis. Fotografia de Andreoara D. Schmidt (2012).

Figure 2. Financial input point on the coast of Florianópolis. Photo by Andreoara D. Schmidt (2012).

Para ações pontuais, normalmente, é necessário atender às ofertas advindas do SICONV (Sistema de Convênios do Governo Federal) por meio de elaboração e apresentação de projetos. Os valores, geralmente, são repassados por convênios entre o Governo Federal e o Município.

No entanto, não foi identificado nenhum projeto contemplado e que esteja baseado nos instrumentos de gestão costeira definidos no Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro. Instrumentos estes ainda não implantados, como discutido no tópico “Instrumentos e Estratégias”.

No quesito da gestão costeira propriamente dita, não existe a informação sobre os recursos que estão sendo utilizados. No entanto, no edital para a contratação de profissional para prestar serviços de consultoria especializada (instrutor), de modo a dar apoio técnico à elaboração do plano de gestão integrada da orla de Florianópolis (Projeto Orla - edital N.º 390/SMAP/DLC/2012), existe a previsão de pagamento aos profissionais contratados do montante de R\$ 240.000,00 (duzentos e quarenta mil reais), cerca de €\$ 100.0000,00 (cem mil Euros).

4.1.6. *Conhecimento e Informação*

A geração de conhecimento e a posterior divulgação deste à comunidade e aos tomadores de decisão é fundamental para uma gestão responsável da costa. O termo *conhecimento* é adotado aqui como qualquer produção, científica ou não, de assuntos de interesse e relacionados ao gerenciamento costeiro. Já a *informação* se traduz aqui na conexão entre a produção e a comunidade interessada em tal conhecimento produzido. Ou seja, a disponibilização do conhecimento à sociedade.

A avaliação deste item considerou qualitativamente os trabalhos realizados dentro da esfera da gestão costeira no município de Florianópolis e a facilidade de acesso da população a este conhecimento gerado, não sendo considerada a quantidade de trabalhos gerados em temas relacionados.

Florianópolis apresenta produção de conhecimento no âmbito dos sistemas marinhos e terrestres costeiros. Publicações, dissertações e teses nas áreas físico-naturais são geradas por instituições situadas no próprio município, em outros municípios do estado e, ainda, em outros estados. As Instituições de Ensino Superior (IES) de Florianópolis são, no entanto, as principais fontes de conhecimento científico aplicável à gestão, especialmente a UFSC e a UDESC. Cursos nas áreas sociais e ambientais geram, anualmente, resultados de pesquisas com temas de interesse. Existem, ainda, produções geradas por cursos de universidades de municípios vizinhos (Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI - em Itajaí; Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL - em Tubarão; Universidade de Joinville - UNIVILLE, dentre outras universidades de caráter privado ou comunitário). Além dessas universidades, Florianópolis é sede do Instituto Federal de Santa Catarina, também gerador de conhecimento aplicável à gestão costeira, em especial através de seus cursos técnicos de Meio Ambiente e de Turismo.

Além da produção científica, a cidade apresenta um quadro de dezenas de Organizações Não Governamentais (ONGs) que trabalham com assuntos relacionados, abordando, principalmente, temas relacionados à educação e à conscientização ambiental. Há que se apontar, aqui, o desenvolvimento de estudos complementares ao Plano de Ordenamento Náutico e o estudo denominado Floripa 2030, uma Agenda Estratégica de Desenvolvimento Sustentável de Florianópolis na Região, ambos realizados pela ONG FloripAmanhã.

Outra forma de geração de conhecimento vem dos órgãos do governo, como é o caso da EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) e do

projeto de Geoprocessamento Corporativo, uma iniciativa da Prefeitura da cidade. Ambos geram informações cartográficas de terreno, hidrografia, maricultura, agronomia e riscos de alagamento, conhecimento este de grande importância para a gestão costeira.

Quanto à disponibilização da produção à sociedade, não existe em Florianópolis um sistema de informação que reúna dados do conhecimento gerado e que disponibilize tais informações ao gestor ou à comunidade. De acordo com a Lei nº 7.975, de outubro de 2009, que institui o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro, “...os dados e as informações resultantes do monitoramento exercido sob responsabilidade municipal na Zona Costeira Municipal compõem o Sistema Municipal de Informações de Gerenciamento Costeiro, integrante do Sistema Nacional de Informações sobre o Meio Ambiente (SINIMA)...”. Além disso, “...os órgãos executivos e consultivos competentes remeterão ao Sistema Municipal de Informações de Gerenciamento Costeiro os dados relativos aos patrimônios natural, histórico, étnico, cultural e paisagístico, à qualidade do meio ambiente e a estudos ambientais de forma geral da Zona Costeira Municipal...”. No entanto, na prática, percebe-se que esse sistema de informação para Florianópolis não existe, não está em funcionamento, ou não está disponível para consulta pública.

Em contraponto, outras formas de divulgação menos centralizadas foram identificadas. No caso das Instituições de Ensino Superior (IES), os dados gerados em monografias estão disponíveis em suas bibliotecas. Já as dissertações e teses são muitas vezes disponibilizadas nos sítios específicos de cada programa de pós-graduação, além do www.dominiopublico.gov.br, que reúne parte dos trabalhos gerados pelas universidades do País. Além destes, alguns projetos de pesquisa isolados disponibilizam os produtos gerados na *Internet*, como é o caso do Projeto Rede Riscos Costeiro, da UFSC, que disponibiliza os produtos gerados, como artigos, painéis e dissertações, no sítio “De Olho nas Tempestades”; ou ainda o sítio do “Observatório do Litoral”, que reúne informações pertinentes.

Quanto aos órgãos públicos, tanto EPAGRI como a prefeitura disponibilizam na rede virtual mapas com informações de terreno, hidrografia, áreas alagáveis, entre outras informações a serem utilizadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Tais dados permitem uma visualização espacial das informações, o que é de grande auxílio ao gestor. Essas informações podem ser acessadas no sítio da Epagri e da Prefeitura Municipal de Florianópolis. Além destes, a Fundação Estadual de Meio Ambiente (FATMA) disponibiliza, em sua página eletrônica, o histórico desde 2006 da balneabilidade das praias catarinenses. Já das 44 ONGs identificadas e que trabalham com assuntos relacionados à costa e ao mar na cidade, apenas 17 disponibilizam a informação à sociedade e ao gestor.

Importante ressaltar que o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro (GERCO/SC) produziu, em 2010, diagnósticos da zona costeira do estado, incluindo o município de Florianópolis. Além dos diagnósticos, o GERCO/SC produziu o Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro e Marinho e Planos de Gestão para a zona costeira. Nesses produtos, uma grande quantidade de informação é disponibilizada através do sítio eletrônico da Secretaria Estadual de Planejamento (SPG, 2010).

Relatórios anuais de monitoramento ambiental, por parte dos demais órgãos do governo, também são previstos por instrumentos municipais. No entanto, na maioria das vezes, esses relatórios não são confeccionados e/ou disponibilizados.

4.1.7. Educação para a cidadania

O conceito de educação para a cidadania foi analisado aqui como o conjunto de ações com o objetivo de formar cidadãos cientes de seus direitos e deveres e, dessa forma, capazes de conciliar o desenvolvimento e a associação de seus objetivos pessoais e sociais com a manutenção dos recursos naturais para as gerações que estão por vir. Segundo o relatório da Comissão de Brundtland, Nosso Futuro Comum (1987), o desenvolvimento sustentável é “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem às suas necessidades”. Nesse contexto, pensar a educação de cidadãos para a sustentabilidade pressupõe que a educação ambiental seja, portanto, parte de um processo educativo maior que visa à formação de indivíduos conscientes de seus papéis na comunidade. Dessa forma, a educação para a cidadania seria produto do desenvolvimento de uma cultura sustentável, entendida aqui como uma forma de pensar e atuar no mundo que respeite as limitações individuais e das relações entre os seres e o ambiente.

Contudo, em Florianópolis, nota-se uma forte concentração de esforços e, conseqüentemente, de recursos na educação ambiental, tanto pela administração pública quanto através das ações realizadas por outras instituições, não abrangendo, muitas vezes, os demais temas que idealmente compõem a formação do cidadão - como ética, economia e saúde, entre outros.

A Prefeitura Municipal de Florianópolis desenvolve diversas ações de educação ambiental através da Secretaria Municipal de Educação e da FLORAM. A COMCAP (Companhia Melhoramentos da Capital), responsável pela coleta e destinação dos resíduos sólidos, também promove ações de educação ambiental.

Segundo informações disponíveis no *site* da Prefeitura Municipal de Florianópolis e adquiridas em conversas informais com representantes da Secretaria de Educação do município, as iniciativas da administração pública nas escolas da rede municipal abrangem o desenvolvimento de temas como reciclagem de lixo, energia, água, horta escolar e ecossistema marinho e costeiro no conteúdo das disciplinas e também de forma transversal. Vale ressaltar, entre as ações da Secretaria de Educação, o Projeto Escola do Mar, que aproxima as crianças do ambiente marinho e busca o engajamento desde cedo com a costa e o mar. Algumas escolas municipais também desenvolvem o Programa Eco Escolas, de gestão ambiental escolar, que visa estimular ações e reconhecer o trabalho desenvolvido pelas escolas em benefício do meio ambiente.

A Divisão de Conscientização Ambiental da COMCAP desenvolve um projeto de educação ambiental no CETRES (Centro de Transferência de Resíduos Sólidos) que tem como objetivo ensinar para a população como funciona o sistema de tratamento do lixo gerado no município, mostrar

o trabalho das cooperativas e/ou associações de recicladores de materiais, diferenciar um aterro sanitário de um lixão e apresentar como funciona o processo de seleção do lixo, bem como o processo de reciclagem orgânica. O Museu do Lixo faz parte da visita guiada ao CETRES e recebe mais de 6 mil visitantes por ano, de acordo com dados disponíveis da página internet da COMCAP.

Apesar do grande número de ações relacionadas à educação ambiental em Florianópolis, a maior parte realizada por organizações da sociedade civil, os esforços acontecem de forma isolada, justamente pelo fato de serem frutos de iniciativas independentes. A presente análise evidencia a urgente necessidade de mobilização da comunidade de maneira geral para fundamentar a consciência ambiental no cotidiano das pessoas. A falta de engajamento do Poder Público é determinante no contexto negativo observado e visível através do baixo investimento de recursos financeiros e de esforços para o desenvolvimento sustentável. A administração municipal idealmente funcionaria como um catalisador dos projetos das ONGs e demais instituições, potencializando seus resultados.

4.1.8. Participação

Em Florianópolis, as iniciativas de real acesso à participação aparecem como ações ineficientes no contexto da gestão costeira. Atualmente, existem as discussões em torno do Plano Diretor Participativo e do Projeto Orla, já mencionados anteriormente.

O Plano Diretor Participativo (PDP) foi iniciado em 2006 com o objetivo de ser finalizado no mesmo ano. Porém, por ser um processo complexo e que demanda discussões e participação da população, somente em outubro de 2013 o poder municipal enviou o projeto de lei à Câmara dos Vereadores. A principal dificuldade pode ser associada ao processo participativo. Em 2006, a prefeitura instituiu o Núcleo Gestor Municipal (NGM), conselho responsável pela deliberação de questões relacionadas ao PDP, tendo representantes da sociedade civil, com um representante para cada um dos 13 distritos definidos no município, além de representantes dos órgãos municipais.

Essa estrutura adotada deu início a um processo de participação junto à sociedade civil, a partir da realização de oficinas temáticas em todos os distritos, nas quais as comunidades elaboraram as diretrizes de uso e ocupação do solo. Tal processo foi acompanhado por técnicos do IPUF, sendo disponibilizados também espaço físico e diferentes materiais para as atividades. Com esta etapa concretizada, a prefeitura deu como finalizado o processo participativo, contratando uma entidade privada para compilar as diretrizes estabelecidas pela comunidade e elaborar uma proposta de plano diretor para a cidade. Em 2010, foi realizada uma audiência pública para a apresentação da proposta de plano diretor. No entanto, foi de entendimento da sociedade organizada que tal proposta não contava com muitos dos elementos e das diretrizes elaboradas pelos distritos, o que levou a um grande descontentamento da população, demonstrado na audiência pública, o que também levou à perda de credibilidade do processo.

Em 2013, o Poder Público municipal retomou o

processo de elaboração do plano diretor, buscando atualizar as diretrizes estabelecidas junto aos distritos e bairros. O encaminhamento dado pela prefeitura foi de uma leitura técnica de tais diretrizes, destituindo o NGM, buscando a adequação aos aspectos legais e urbanísticos. Tal processo parece ineficiente, uma vez que há um distanciamento entre a elaboração das diretrizes junto à sociedade civil e o respaldo técnico e político dado a tais diretrizes, o que pode gerar uma resistência por parte da sociedade civil perante as ações deliberadas pelo Poder Público municipal.

De forma geral, o processo de participação instituído demonstrou pouco conhecimento sobre práticas de participação de todos os atores sociais. Ao tratar de processos participativos, Luckmann (2003) aponta três indicadores de qualidade de participação: a existência de tradição associativa, vontade política e condições institucionais. No caso de Florianópolis, fica clara a falta de vontade política com o elemento central da problemática dos processos participativos realizados. Nesse sentido, o Poder Público vem dando pouco apoio e subsídio para a efetividade dos processos participativos. A reduzida publicidade, pouca estrutura para oficinas, falta de materiais e corpo técnico disponibilizados exemplificam tal realidade. Além disso, a comunidade em geral carece de cultura participativa, relacionada ao que Luckmann denomina de tradição associativa (2003), e que aparece conectada a uma falta de educação voltada para a cidadania, já comentado anteriormente.

Outra iniciativa que oferece oportunidade de participação é o Projeto Orla. Em Florianópolis, já se deu início às atividades desse projeto, com a apresentação da proposta do projeto e a chamada à participação das organizações e dos atores sociais interessados. A estratégia desenhada corresponde à segmentação da orla do município em oito grandes unidades. Em cada unidade, deverão ocorrer oficinas temáticas envolvendo parte da sociedade civil e do Poder Público que tem interesse e/ou responsabilidade sobre a orla marítima.

Desde setembro de 2013, oficinas vêm sendo realizadas nas Unidades 3 e 6 do município. No entanto, o nível de participação tem sido baixo, sendo que, das 34 instituições - incluindo aquelas governamentais e de ensino e pesquisa - ditas como participantes pelo IPUF³, somente 7 estavam presentes nas reuniões referentes à Oficina I da Unidade 3. Além disso, nesta mesma Unidade, representantes de algumas comunidades não se fizeram presentes, como as da Praia do Forte, da Lagoinha e de Praia Brava.

Se o objetivo do processo participativo é de produzir, junto aos atores participantes, um Plano de Gestão Integrada da Orla, o qual deve ser assumido pelo Poder Público municipal, a pouca participação é preocupante, pois torna o processo pouco legítimo.

Com relação ao Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro, não houve até o momento qualquer iniciativa de discussão e incentivo à participação pública. Segundo Olsen (2003), o processo de governança implica na participação de todos os atores, envolvendo o setor governamental, o setor econômico e a sociedade civil. No entanto, a participação

3 - <http://www.pmf.sc.gov.br/sites/orla/?cms=quem+participa>

da sociedade civil local nas discussões referentes ao PMGC não tem se demonstrado eficaz, não representando a vontade da sociedade civil de Florianópolis e não abrangendo as necessidades de todo o município.

Já o estudo complementar do Plano de Ordenamento náutico passou por apresentações públicas, conforme colocado anteriormente. Ressalta-se que este processo não foi conduzido pelo Poder Público, sendo que novos processos participativos para o desenvolvimento do PON deverão ser realizados.

Florianópolis conta também com audiências públicas isoladas e pontuais relacionadas ao processo de licenciamento de empreendimentos específicos. No entanto, o diálogo e a participação da sociedade civil organizada em audiências públicas desta natureza ficam bastante reduzidos e, muitas vezes, prejudicados pelo inexistente incentivo à qualificação dos setores sociais para a participação.

4.2. Análise dos dados obtidos

As informações obtidas sobre cada um dos itens do Decálogo analisados foram quantificadas de acordo com a metodologia proposta, desenvolvendo-se uma matriz de análise (Quadro 01). Nessa análise, percebe-se que a gestão costeira no município de Florianópolis, e por consequência a gestão do município como um todo, carece de maior estruturação e processos de governança.

O município não apresenta uma política pública de gestão costeira explícita calcada no PMGC. Há citações de uma suposta política de gerenciamento costeiro em instrumentos legais, inclusive possuindo uma Lei municipal

que institui o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro. No entanto, ainda não existe uma política como tal, muito menos sua disseminação para conhecimento de todos. Existe uma Lei Municipal de Gerenciamento Costeiro que institui diretrizes e instrumentos, mas, como pesquisado no decorrer do trabalho, tais diretrizes e instrumentos não vêm sendo implantados de forma contínua.

A pontuação baixa na matriz de avaliação, no que se refere às competências para a gestão costeira, remete ao fato de que a Lei Municipal de Gerenciamento Costeiro indica o órgão competente para a gestão, mas este ainda não está adequado ao que o PMGC coloca como base para a gestão municipal. Também não existe a designação de um órgão e funcionário da prefeitura de Florianópolis que assuma esta função. O que se observa é uma gestão pública com diretrizes ambientais realizadas pela FLORAM e urbanísticas pelo IPUF, sem haver integração em um processo de gestão costeira.

Dentre os instrumentos previstos pelo Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro, poucos se encontram em processo de implantação. No contexto do desenvolvimento do Plano Diretor Participativo do município, encontra-se um macrozoneamento que poderia ser considerado a base para o instrumento Zoneamento Ecológico Econômico. O município também possui mecanismos de informação, ainda que pouco organizados no contexto da gestão costeira, podendo ser um embrião do SIMGERC. Um instrumento que está em desenvolvimento é o Projeto Orla, o qual já deu início a oficinas participativas em duas Unidades (das oito definidas). Apesar de ser um instrumento de grande importância para a gestão de áreas conflituosas da zona

Tabela 1. Análise dos Itens do Decálogo aplicado a Florianópolis, SC - Brasil, baseado em Hernandez et. al. (2009).

Table 1. Analysis of the Decalogue Items applied to Florianopolis, SC Brazil, based in Hernandez et. al. (2009).

Itens Decálogo	Parâmetros da análise		
	Existência	Implementação	Avaliação
1. Política	2	1	1
2. Normativa	5	4	1
3. Competências	7	2	1
4. Instituições	7	3	1
5. Instrumentos Estratégicos	5	4	2
6. Formação & Capacitação	3	1	1
7. Recursos	2	2	1
8. Conhecimento & Informação	7	4	1
9. Educação para a Cidadania	6	5	1
10. Participação	5	2	1
<i>Total</i>	<i>49</i>	<i>28</i>	<i>11</i>

costeira, não se pode restringir as iniciativas de gestão costeira a este único instrumento, pois a GCI também não trata apenas da orla marítima. Salienta-se, também, que vêm sendo desenvolvidos estudos e discussões referentes ao Plano de Ordenamento Náutico (PON), por parte da sociedade civil organizada.

Cabe, também, ressaltar a importância da avaliação dos instrumentos de planejamento e gestão como forma de analisar sua eficácia. Essa avaliação fica prejudicada, pois, dentre os instrumentos previstos no PMGC, apenas o Projeto Orla está sendo executado, e ainda de forma embrionária. Ainda assim, outros instrumentos poderiam ser monitorados e avaliados, como o Plano Diretor e a gestão das Unidades de Conservação. Mas esse tipo de monitoramento, avaliação e divulgação dos resultados é incipiente no município, além de não existirem indicadores de avaliação. A implantação efetiva dos Sistemas de Informação (SIMGERC) e do Sistema de Monitoramento (SMOC) é essencial para a integralização dos processos de avaliação dos instrumentos de gerenciamento costeiro no município.

Além disso, para dar suporte à gestão costeira, é essencial que os técnicos envolvidos nestes processos estejam capacitados para tal. Florianópolis conta com diversos cursos universitários de base para a gestão, mas não foi possível detectar o quão capacitados estão os gestores, pois não foi possível identificar o(a) gestor(a) que coordena a gestão municipal com base no PMGC. A formação continuada para a gestão costeira é condição das mais importantes para a governança costeira.

Outro fator importante para uma boa gestão costeira são os recursos disponíveis. Muitas vezes, a área de atuação prioritária para os gestores municipais (ou estaduais, ou nacionais) se traduz em alocação de recursos financeiros e humanos. Nesse sentido, não foi possível a identificação de fontes de recursos constantes e suficientes para dar suporte à gestão ambiental do município, podendo demonstrar a falta de prioridade desse tema.

Quanto à educação de base para a cidadania, foi observado que o município possui algumas iniciativas, governamentais e não governamentais, de educação ambiental. Mas as iniciativas são dispersas e, muitas vezes, setoriais, sem levar ao desenvolvimento de cidadãos cientes de seus direitos e deveres no que se refere às questões socioambientais de maneira integrada.

Essa falha acaba por se revelar em processos que requerem a participação cidadã, de maneira que, muitas vezes, os espaços de participação não são bem utilizados, ou a representatividade é baixa. Esse tipo de educação pode levar a uma cultura de participação incipiente, muitas vezes traduzida apenas em oportunidades pontuais no contexto de audiências públicas, como observadas em Florianópolis. Cabe destacar, no entanto, que o município vem passando pela revisão e adequação de seu Plano Diretor. Esse processo já passou por várias fases e, na sua fase inicial, contou com uma participação significativa da sociedade na discussão do planejamento da cidade. Infelizmente, esse processo participativo não foi devidamente mantido pelo Poder Público, levando a uma desarticulação dos grupos de discussão e à falta de credibilidade nos processos de participação pública em Florianópolis. Espera-se, também, que, com

o desenvolvimento do Projeto Orla, a participação cidadã possa ser incentivada, ainda que as primeiras experiências demonstrem que esse incentivo não é suficiente.

Ressalta-se que a presença ou ausência de monitoramento e avaliação periódicos das ações gerenciais foi também analisada. Sem avaliação dos processos e instrumentos de gestão não é possível aplicar o conceito de melhoria contínua e adaptação à aplicação prática (*Adaptive Management*) (Holling, 1978). No contexto do arcabouço metodológico de gestão costeira, o ciclo deste processo deve ser sempre levado em consideração (GESAMP, 1996), prevendo-se a fase de planejamento, implantação das ações, avaliação e monitoramento, e melhoria dos conceitos e das ações.

Assim, a pontuação dos itens do Decálogo se deu de forma a avaliar cada etapa do plano de gestão: existência, implementação e avaliação. A pontuação máxima obtida para cada etapa seria de 90 pontos (10 itens com notas de 1 a 9), representando uma boa gestão com governança.

Após as análises e discussões, observou-se que, para todas as três etapas avaliadas, os valores ficaram bastante abaixo do máximo possível de ser obtido. De maneira geral, boa parte dos itens avaliados para o município de Florianópolis existe (54%), poucos são implementados (31%) e nenhum dos itens chega a passar pelo processo de monitoramento e avaliação, permitindo uma melhoria das ações de gestão (12%).

Resultados similares foram obtidos ao se avaliar o Município de Anchieta/ES à luz do Decálogo (Scherer *et al.*, 2013), sendo que, naquele município, as principais lacunas de governança costeira encontradas foram: falta de definição e estruturação de uma equipe para a gestão costeira integrada (GCI); falta de capacitação dos gestores municipais para a GCI; falta de um colegiado participativo para a discussão de temas relevantes à GCI; necessidade de melhorar a comunicação e informação sobre normas e políticas aplicáveis à GCI; falta de conhecimento necessário à gestão e de disponibilização deste conhecimento. Para lidar com essas lacunas, o Plano de Gestão Costeira do município de Anchieta definiu dois Programas - Governança Costeira e Informação, Formação e Conhecimento -, os quais abrangem seis linhas de ação e 11 projetos.

Apesar dos dois municípios - Florianópolis/SC e Anchieta/ES - compartilharem lacunas e problemas na implantação da gestão costeira e seus instrumentos, salienta-se que o município de Anchieta tem a vantagem de já ter desenvolvido seu Zoneamento Ecológico Econômico e seu Plano de Gestão, definindo ações, metas, responsáveis e atores envolvidos. Nesse sentido, Florianópolis, apesar de ser uma capital de estado, se encontra em fase mais primária na gestão costeira do que o município de Anchieta, os únicos até então analisados por esta metodologia no Brasil.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise realizada permitiu entender que o município de Florianópolis ainda se encontra nos primeiros passos do ciclo da Gestão Costeira (assimilação dos problemas, planejamento de ações e implantação de - poucas - ações). Assim, o resultado da análise feita reflete o estágio de amadurecimento do GERCO Municipal, que ainda é primário.

Sendo um município com toda sua área territorial inserida na zona costeira, foi possível observar que a gestão municipal não é, mas deveria ser, embasada nas premissas de uma Gestão Costeira Integrada e participativa.

Como diretrizes gerais para Florianópolis, salienta-se a necessidade do desenvolvimento participativo de uma Política Pública para a Gestão Costeira; a definição clara das competências; o desenvolvimento e a implantação dos instrumentos previstos no PMGC; o incentivo à capacitação dos gestores públicos para a gestão e da comunidade em geral para processos participativos; a destinação direta de recursos financeiros e humanos à gestão costeira; uma maior disseminação do conhecimento existente e o incentivo à produção de conhecimento; integração das diversas iniciativas de educação em prol de uma educação para a cidadania; a implantação de canais de participação cidadã em todos os processos de gestão costeira, do planejamento à implantação das ações, de maneira clara e democrática; e o principal: assumir que, se todo o município é costeiro, a gestão pública deverá estar baseada no PMGC e, com isso, toda a administração pública (secretarias, fundações, etc.) deverá ter seus planos e suas metas traçados a partir do PMGC.

Salienta-se, também, que os projetos e as ações necessárias a sanar as lacunas aqui salientadas devem ser definidos e descritos no Plano de Gestão da Zona Costeira para o município, a exemplo do que foi realizado para o município de Anchieta, no Espírito Santo.

Ao se considerar todas as dimensões de governança necessárias para a gestão costeira integrada e participativa, conforme apregoa o Decálogo, percebe-se que Florianópolis ainda tem um longo caminho a percorrer, mas que já deu os primeiros passos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é resultado de uma pesquisa conjunta no âmbito da disciplina Gestão Costeira Integrada do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barragán Munóz, Juan Manuel (coord.) (2010) - *Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio*. 380p., Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, Espanha. ISBN: 978-8469303559. Disponível on-line em <http://hum117.uca.es/ibermar/Resultados%20y%20descargas/librodiagnosticoibermar>
- Barragán, J.M.M. (2003) - *Medio Ambiente y Desarrollo en Áreas Litorales: introducción a la planificación y gestión integradas*. 306p., Servicio de Publicaciones de La Universidad de Cádiz, Cádiz, Espanha. ISBN: 978-8477868293.
- Barragán, J.M.M. (2004) - *Las Áreas Litorales de España*. Del análisis geográfico a la gestión integrada. 214p., Editorial Ariel S.A., Barcelona, Espanha. ISBN: 9788434480704.
- Basso, G.A. (2011) - *Relatório de Gestão da FLORAM 2011*. 52p., Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis, Florianópolis, Brasil. Disponível on-line em http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/05_01_2012_18.28.25.d18edb10e536ebfb86bccf23b89bbfd6.pdf
- Busatto, C. (2005) - *Governança Solidária e estado mínimo*. 2p., Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Secretaria Municipal de coordenação Política e Governança Local, Porto Alegre, Brasil. Disponível on-line em http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/observatorio/usu_doc/governanca_solidaria_e_estado_minimo.pdf
- Caruso, M.M.L. (1983) - *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. 158p., Editora UFSC, SC, Florianópolis, Brasil.
- Cicin-Sain, B.; Knecht, R.W. (1998) - *Integrated Coastal and Ocean Management, Concepts and Practice*. 517p., Island Press, Washington, DC, USA. ISBN: 1559636033.
- Clark J.R. (1996) - *Coastal Zone Management Handbook*. 694p., Lewis Publishers, New York, USA. ISBN: 9781566700924.
- CMMAD (1988) - *Nosso Futuro Comum*. 430p., [tradução da edição em inglês *Our Common Future*, publicado pela Oxford University Press (1987)], Editora da Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Ferretti, O.E.; Beltrame, A.V. (2010) - *Análise da gestão e manejo das Unidades de Conservação (UC) e de outras áreas protegidas e a criação da Reserva da Biosfera em Ambientes Urbano (RBAU) na Ilha de SC. Anais do XVI Encontro Nacional dos Geógrafos*, Porto Alegre, RS, Brasil.
- GESAMP (1996) - *The Contributions of Science to Coastal Zone Management*. 66p., GESAMP Reports and Studies No. 61, GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), FAO, Rome, Itália, Disponível on-line em <http://www.fao.org/docrep/meeting/003/w1639e/w1639e00.HTM>
- Gruber, N.L.S.; Strohaecker, T.M.; Ayup-Zouain, R.N.; Farina, F. (2011) - *Subsídios à Gestão Costeira: vulnerabilidades ambientais e aspectos legais para normativas de uso e ocupação*. In: Rubén Álvaro López y Silvia Cristina Marcomini (eds.), *Problemática de los Ambientes Costeros Sur de Brasil, Uruguay y Argentina*, pp.41-55, Editorial Croquis, Buenos Aires, Argentina. ISBN: 978-9871527243. Disponível on-line em <http://cuencas.fcien.edu.uy/novedades/geologia%20costas%20Uy.pdf>
- Guedes Júnior, A. (2005) - *Áreas de Proteção Ambiental para poços de abastecimento público em aquíferos costeiros*. 184p., Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil. *Não publicado*.
- Hernandez, A.O.; Silva, D.J.; Celestino A.G.C.; Silva, V.C. (2009) - *A Governança da Água em Bacias Hidrográficas: Um Estudo dos Modelos de Gestão Adotados no Brasil e no Quebec. Anais do XVIII Simpósio Nacional de Recursos Hídricos*, p.20, Campo Grande, MS, Brasil.
- Holling, C.S. (ed.) (1978) - *Adaptative Environmental Assessment and Management*. 377p., John Wiley & Sons., Chichester, UK. ISBN: 0471996327.
- Horn Filho, N.O. (2006) - *Erosão e progradação no litoral brasileiro – Santa Catarina*. In: Muehe, D. (org.) *Erosão e progradação no litoral brasileiro*, pp.413-436, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. ISBN:

8577380289. Disponível on-line em http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/sc_erosao.pdf
- Horn Filho, N.O.; Leal, P.C.; Oliveira, J.S. (2006) - *Atlas fisiográfico e sedimentológico das praias arenosas da ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. 172p., Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.
- IBGE (s/d) – Santa Catarina: Florianópolis. In: *Cidades@*, portal internet do IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil. <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=420540>
- Luckmann, L.H.H. (2003) - Redesenhando as relações sociedade e Estado: o tripé da democracia deliberativa. *Revista Katálysis* (ISSN: 1982-0259), 6(2):165-178, Florianópolis, SC, Brasil. Disponível on-line em: <http://www.periodicos.ufsc.br/index.php/katalysis/article/download/6450/6301>.
- MMA (2006) - *Projeto Orla: fundamentos para a gestão integrada*. 74 p., MMA - Ministério do Meio Ambiente / Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Brasília, DF, Brasil. ISBN 8577380297. Disponível on-line em http://www.mma.gov.br/estruturas/orla/_arquivos/11_04122008111238.pdf
- Muehe, D.E.; Caruso Gomes Jr., F. (1999) - Batimetria e algumas considerações sobre a evolução geológica da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina. *Revista Geosul* (ISSN: 0103-39644), 7:32-44. Florianópolis, SC, Brasil. Disponível on-line em <https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/12724/11893>
- Oliveira, M.R.L., Nicolodi, J.L. (2012) - A Gestão Costeira no Brasil e os dez anos do Projeto Orla. Uma análise sob a ótica do poder público. *Revista Gestão Costeira Integrada*, 12(1):89-98. doi: 10.5894/rgci308
- Olsen, S. (2003) - *Crafting Coastal Governance In A Changing World*. 375p., CRC/USAID Coastal Resources Management Project. Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Narragansett, RI, USA. ISBN: 1885454503.
- Onetti, J. Garcia; Sanabria, J. Garcia; Barragán Muñoz, J.M. (2011) - *Las Comunidades Autónomas y la gestión integrada de las áreas litorales de España. Materiales para un debate sobre gobernanza*. 220p., REGIAL - Proyecto Red Española de Gestión Integrada de Áreas Litorales, Cádiz, Espanha. ISBN: 978-8469514023. Disponível on-line em <http://hum117.uca.es/grupogial/paginas/publicaciones/las-comunidades-autonomas-y-la-gestion-integrada-de-las-area.pdf>
- PMF (2010) – *Plano Plurianual 2010 a 2013: Resumo dos Programas e Ações por Função e Subfunção*. 21p., PMF - Prefeitura Municipal de Florianópolis, Florianópolis, SC, Brasil. Disponível on-line em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/19_07_2010_15.12.49.459d53b7ea75c250f18d4d0a90903104.pdf
- Reis, A.F. (2010) - Preservação Ambiental no Contexto Urbano: Cidade e Natureza na Ilha de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais* (ISSN 2317-1529), 12(1):45-61, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Disponível on line em <http://www.anpur.org.br/revista/rbeur/index.php/rbeur/article/view/231>
- Scherer, M. (2001) - *La Influencia de la Gestión Costera en la Conservación de los Ecosistemas. Énfasis em La Isla de Santa Catarina – Brasil*. 547p., Tese de doutorado. Faculdade de Ciências do Mar, Universidade de Cádiz, Espanha. Não publicado.
- Scherer, M.; Sanches, M.; Negreiros, D.H. (2010) - Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. In: Barragán Muñoz, J.M. (coord.), *Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio*, pp.291-330, Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, España. ISBN: 978-8469303559. Disponível on-line em <http://hum117.uca.es/ibermar/Resultados%20y%20descargas/librodiagnosticoibermar>
- Scherer, M; Felix, A.; Emerim, E. (2013) - *Gerenciamento costeiro municipal: uma abordagem metodológica. Município de Anchieta, ES*. 98p., Editora Nova Letra, Blumenau, SC, Brasil. ISBN: 9788576828259.
- SPG (2010) – *Diagnóstico Socioambiental*. SPG - Secretaria de Planejamento do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil. Disponível on-line em http://www.spg.sc.gov.br/plano_gerco.php
- Trindade, L.C. (2009) *Os manguezais da Ilha de Santa Catarina frente à antropização da paisagem*. 220p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil. Não Publicado.

A Pesca Artesanal na Comunidade de Fernão Velho, Maceió (Alagoas, Brasil): de Tradicional a Marginal *

The Artisanal Fisheries in the Community of Fernão Velho, Maceió (Alagoas, Brazil): From Traditional To Marginal

Everson Cardoso dos Santos^{@, 1}, Cláudio Luis Santos Sampaio²

RESUMO

A lagoa Mundaú faz parte de um complexo estuarino de grande importância econômica para a população que vive em seu entorno. Porém, ao longo do tempo, esse ecossistema vem sendo afetado por uma variedade de impactos antrópicos, o que tem comprometido a atividade pesqueira na região. Registramos, neste trabalho, o processo de declínio da pesca artesanal em Fernão Velho, comunidade localizada na malha urbana da cidade de Maceió, estado do Alagoas, Nordeste do Brasil. Para a coleta de informações, foram utilizadas entrevistas livres e semiestruturadas, e, para a seleção dos entrevistados, foi utilizada a técnica *Snowball Sampling*. Os resultados mostram que a pesca artesanal já não garante o sustento dos pescadores tradicionais e de suas famílias, o que tem contribuído para o declínio do conhecimento evidenciado para a captura e construção das artes de pesca, que já não está sendo transmitido aos descendentes. Assim, constata-se o processo de marginalização e as consequentes mudanças na utilização e construção dos aparelhos de pesca e os riscos do desaparecimento dessa atividade nos próximos anos.

Palavras-chave: Conhecimento Tradicional, Etnoecologia, Lagoa Mundaú, Pescas, Nordeste do Brasil.

ABSTRACT

One of the major issues in ethnobiology is the quality of life of coastal communities who traditionally survive by artisanal fishing. Due to uncontrolled exploitation of fisheries resources and irregular urban sprawl, fishing in estuaries and mangroves is undergoing widespread decline. A good example is the Mundaú Lagoon, Alagoas state, northeast Brazil, part of a highly productive estuarine complex where fishing is a vital component of livelihoods of many communities, including the village of Fernão Velho. This lagoon has been affected by different anthropogenic activities that have reduced fish stocks and negatively impacted the social and economic conditions of the surrounding communities. The present study assesses the current state of fisheries in Fernão Velho. The study was conducted between June 2007 and November 2012, through open and semi-structured interviews, observations and photographic records. Fishermen were selected by a snowball sampling technique. The results indicate that about 95 % of the respondents have low levels of education. Young people do not aspire to become fishers, being enrolled in public schools or developing other activities. Thus, the culture of artisanal fishing is no longer being transmitted to the new generation, potentially leading to its eventual disappearance. Current fishing vessels include canoes, boats and vogue boats. Between fish attractor are the *caïçaras* e *pitimbóias*, little used today. Fishing methods includes gillnetting, casting net, shrimp traps and *jereeré*, beyond *reducho* and fishing beat, classified as illegal methods. Despite the decline of fish stocks in the Mundaú lagoon, Fernão Velho still harbors a community of traditional fishermen with considerable knowledge about the construction and use of fishing gear, as well as detailed information about the ecological state of the local fish fauna.

Keywords : Traditional Knowledge, Ethnoecology, Mundaú Lagoon, Fisheries, northeast of Brazil

@ - Corresponding author

1 - Universidade Federal de Alagoas, Programa de Pós-Graduação Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Av. Lourival Melo Mota, s/n°, Tabuleiro do Martins 57072-900 - Maceió, AL, Brasil. e-mail: everson_ufal@yahoo.com.br

2 - Universidade Federal de Alagoas, Unidade de Ensino Penedo. Av. Beira Rio, s/n°, Centro Histórico, 57.200-000, Penedo, AL, Brasil. e-mail: buiabahia@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

Uma das grandes questões discutidas no âmbito da etnobiologia relaciona-se com a qualidade de vida de comunidades que tradicionalmente sobrevivem dos recursos pesqueiros explorados em áreas de lagoas e estuários (Marques, 1991; Barros *et al.*, 2000; Costa-Neto & Marques, 2001; Alves & Nishida, 2003; Nascimento & Sassi, 2007; Ramires *et al.*, 2012; Lima & Velasco, 2012). Os estuários estão entre os mais produtivos e complexos ecossistemas costeiros do mundo e têm sido um dos ambientes mais favoráveis à ocupação humana, pois agrupam a disponibilidade de água doce e alimentos e a facilidade de transporte (Costa, 1980; Duarte & Vieira, 1997; Reis & D'Incao 2000; Diegues, 2001; Mendonça & Katsuragawa, 2001; Elliot & Mclusky 2002; Alves *et al.*, 2009, Giancesella & Saldanha-Corrêa, 2010).

Nesse contexto, a pesca artesanal desenvolvida em região estuarina exerce um relevante papel no contexto econômico e social de comunidades tradicionais, tornando-se fundamental para a subsistência dos pescadores e de suas famílias (Barros *et al.*, 2000; Souza & Neumann-Leitão, 2000; Costa-Neto, 2001; Alves & Nishida, 2003; Nascimento & Sassi, 2007; Silva *et al.*, 2007; Ramires *et al.*, 2012; Lima & Velasco, 2012). O contato diário dos pescadores com o ambiente natural assegura um conhecimento acurado quanto à classificação, ao comportamento, à biologia e à utilização dos recursos naturais da região onde vivem (Paz & Begossi, 1996; Silvano, 1997; Souza & Barrella, 2001; Mourão & Nordi, 2003; Fadigas & Garcia, 2012), gerando informações importantes que podem subsidiar diferentes ações de pesquisa, conservação e manejo dos estoques pesqueiros (Calheiros *et al.*, 2000; Diegues, 2003; Silvano *et al.*, 2008; Porcher *et al.*, 2010; Rosa *et al.*, 2011; ; Fadigas & Garcia, 2012).

Estudos desenvolvidos nas últimas décadas têm revelado que a pesca artesanal, principalmente a desenvolvida em áreas urbanas, é alvo de problemas ambientais decorrentes, principalmente, da pressão da urbanização irregular, o que tem comprometido a transferência do conhecimento tradicional (Melo-Magalhães *et al.*, 2009; Silva & Souza 2009; Souza & Neumann-Leitão, 2000; Junior, 2010; Araujo *et al.*, 2011; Ferreira, 2011; Osório *et al.*, 2011; Pedrosa *et al.*, 2013). Nas comunidades urbanas da cidade do Recife (PE), Nordeste do Brasil, os pescadores artesanais resistem à crescente urbanização e convivem de perto com a exclusão social, realizando suas atividades, na maioria das vezes, em estuários degradados (Pedrosa *et al.*, 2013).

Entre as principais ações antropogênicas que impactam os ecossistemas estuários estão a introdução de espécies invasoras, a pesca predatória e a poluição por esgotos de diversas origens, que contribuem para a diminuição da diversidade e da estabilidade desse ambiente (Reis & D'Incao, 2000; Suhogusoff & Piliackas, 2007; Troca & Vieira, 2012). Além disso, problemas técnicos e sociais, como a longa jornada de trabalho, o consumo excessivo de bebidas alcoólicas e entorpecentes e casos de enfermidades, têm contribuído para a precarização da pesca artesanal e para a desorganização do modo de vida em muitas comunidades (Souza & Neumann-Leitão, 2000; Nascimento & Sassi 2007; Correia *et al.*, 2008, Pena *et al.*, 2011; Rios *et al.*, 2011; Lima & Velasco, 2012).

O Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) é uma das mais importantes áreas úmidas da costa nordeste do Brasil, apresentando grande relevância histórica, turística, cultural, biológica e pesqueira (Costa, 1980; Silva & Pereira-Barros, 1987; Teixeira & Falcão, 1992; Teixeira & Sá, 1998; Correia & Sovierzoski, 2009). Porém, há cerca de três séculos, o CELMM sofre impactos de diversas origens, como o lançamento de esgotos domésticos e industriais não tratados, assoreamento, ocorrência de cheias e urbanização irregular (Marques, 1991; Agência Nacional de Águas, 2006; Melo-Magalhães *et al.*, 2009; Silva & Souza 2009). Além disso, a pesca ilegal, associada ao aumento da pressão pesqueira para atender às necessidades alimentares da população crescente, tem contribuído para o declínio dos estoques nativos, afetando o modo de vida nas comunidades banhadas pelas lagoas Mundaú e Manguaba (Costa, 1980; Marques, 1991; Agência Nacional de Águas, 2006).

Estudos etnoecológicos têm fornecido dados importantes sobre as experiências práticas vivenciadas pelos pescadores artesanais e como estes respondem adaptativamente às mudanças ambientais, causadas, principalmente, pela expansão urbana irregular (Berkes *et al.*, 1998; Costa-Neto, 2001). Contudo, o desenvolvimento de estudos em áreas urbanas é difícil, devido à frequente confusão entre pesquisadores e agentes da fiscalização ambiental, sendo comuns as relações de desconfiança (Alves & Souto, 2010).

O presente trabalho registra o processo de marginalização da pesca artesanal em Fernão Velho, comunidade localizada na malha urbana da cidade de Maceió-AL, às margens da Lagoa Mundaú. Com isso, os objetivos deste estudo foram i) avaliar as condições socioeconômicas dos pescadores artesanais de Fernão Velho, ii) descrever as tecnologias de pesca utilizadas e iii) determinar o estado atual da ictiofauna.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A lagoa Mundaú está situada no litoral médio do Estado de Alagoas (Figura 1), abrangendo os municípios de Maceió, Coqueiro Seco, Santa Luzia do Norte, Pilar e Marechal Deodoro. Possui uma área de aproximadamente 27 km², profundidade entre 2 e 7 metros e está inserida na bacia hidrográfica do rio Mundaú, com nascente próxima à cidade de Garanhuns/PE (Agência Nacional de Águas, 2006). Desde sua nascente, a lagoa Mundaú recebe efluentes de diferentes indústrias sucroenergéticas; além disso, a favelização de áreas marginais e a falta de saneamento básico dos assentamentos humanos estão entre os principais fatores degradantes do ambiente (Silva & Souza, 2009).

A lagoa Mundaú está interligada à lagoa Manguaba por uma rede de canais, originando o Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM), ecossistema rico e abundante em recursos pesqueiros, onde o sururu (*Mytella falcata* Orbigny, 1846) é usado para preparar o prato típico da região e representa o maior volume de produção pesqueira (Marques *et al.*, 1993). Diversos autores descreveram com maior detalhe o CELMM; dentre eles, destacam-se Costa (1980), Marques (1991) e Correia & Sovierzoski (2009).

A comunidade de Fernão Velho está localizada a noroeste da cidade de Maceió, em uma estreita planície

entre a lagoa Mundaú, ao sul, e a região de tabuleiro, ao norte. Fernão Velho é uma antiga vila operária fundada em 1857, oriunda da instalação da primeira indústria têxtil de Alagoas (Sant'Ana, 1970) e construída nos moldes das cidades industriais europeias (Sarmiento, 2002). Porém, devido aos baixos salários recebidos pelos operários, a pesca artesanal tornou-se uma das principais atividades, fazendo dessa comunidade um importante ponto de desembarque pesqueiro (Farias, 2012).

Atualmente, Fernão Velho está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Catolé e Fernão Velho, criada pelo Decreto Estadual n.º. 5.347/1992, definida como uma região composta por floresta ombrófila, manguezais e diversos mananciais (Alagoas, 1992). Sua escolha como área de trabalho ocorreu: (i) por sua localização, uma vez que se desenvolveu na margem da lagoa Mundaú; (ii) por estar parcialmente isolada de bairros adjacentes e (iii) pelo potencial acúmulo de conhecimentos etnoecológicos da população local, que explora os recursos naturais da lagoa há várias gerações.

3. METODOLOGIA

O trabalho desenvolveu-se entre junho de 2007 e novembro de 2012, quando foram realizadas 15 saídas de campo para a coleta de informações na comunidade de Fernão Velho, seguindo os seguintes métodos quali-quantitativos: (i) entrevistas livres, (ii) semiestruturadas, (iii) observações diretas, (iv) registros fotográficos.

Inicialmente, foram realizadas 25 entrevistas livres individuais, em que o número de pescadores cadastrados na colônia Z-04 serviu como base para delimitar o universo amostral dos entrevistados. Nessa colônia, estão cadastrados 78 pescadores artesanais de Fernão Velho, que atuam preferencialmente na lagoa Mundaú. Durante as entrevistas livres, foram colhidas informações sobre o perfil socioeconômico dos pescadores entrevistados e as condições da pesca na região. Tais entrevistas serviram, também, como geradoras de confiança entre entrevistador e entrevistado.

A partir das entrevistas livres, os 15 pescadores mais experientes de Fernão Velho (*i.e.* há mais tempo engajados nas atividades pesqueiras) foram identificados e submetidos a

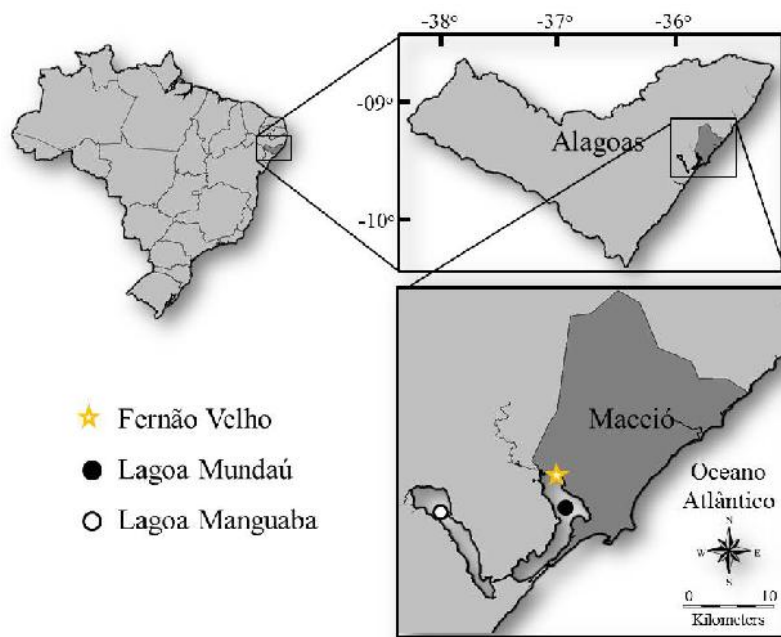


Figura 1. Mapa indicando a localização da Lagoa Mundaú e a comunidade de Fernão Velho, Maceió, Alagoas.

Figure 1. Map showing the location of Mundaú lagoon and community Fernão Velho, Maceió, Alagoas.

entrevistas semiestruturadas baseadas em questionários, com o objetivo de coletar as melhores informações possíveis. As perguntas norteadoras foram relacionadas, principalmente, com a utilização de embarcações, atratores e apetrechos de pesca e com o estado atual da ictiofauna.

Para a seleção dos pescadores para as entrevistas, foi utilizada a técnica de amostragem *snowball sampling* (Biernacki & Waldorf, 1981; Gabor, 2007; Pieve *et al.*, 2009). Nesse método, cada entrevistado, ao final de sua entrevista, indica outro pescador artesanal da comunidade para entrevistas posteriores, e assim sucessivamente, até que os pesquisadores tenham abrangido a maior parte possível dos pescadores indicados (Penrod *et al.*, 2003). Esse método não probabilístico tem vindo a ser considerado um dos mais adequados métodos de recrutamento de sujeitos pertencentes a populações ocultas ou dispersas, como é o caso dos pescadores urbanos de Fernão Velho (Penrod *et al.*, 2003; Wright & Stein, 2005). A cadeia de entrevistas foi iniciada com o pescador e presidente da associação dos pescadores de Fernão Velho (N.S.N., 55 anos), reconhecido pela comunidade como pescador experiente, e as entrevistas foram realizadas de forma individual.

As espécies de peixes citadas durante as entrevistas foram adquiridas através de compras e doações dos pescadores locais e foram conduzidas ao Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal de Alagoas - Unidade de Ensino Penedo. Em laboratório, os espécimes foram fotografados e determinados com auxílio de bibliografia especializada (Costa, 1980, Sampaio & Nottingham, 2007; Garcia-Jr *et al.*, 2010), fixadas em formalina a 10% e, posteriormente, conservadas em álcool 70%.

Para as análises quantitativas dos dados, foram utilizados os percentuais de respostas dos 25 informantes entrevistados. Para verificar as condições atuais da pesca artesanal, foi utilizado o método qualitativo, efetuado por meio da interpretação do discurso dos entrevistados e, sempre que possível, as respostas dos informantes foram comparadas com trabalhos científicos (Mourão & Nordi, 2003; Diegues, 1983; Mourão, 2003; Burns *et al.*, 2006, Pieve *et al.*, 2009).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Os pescadores de Fernão Velho

A atividade de pesca desenvolvida pela comunidade de Fernão Velho é artesanal e caracteriza-se pelo trabalho familiar, no qual os homens são predominantes e atuam, principalmente, na captura do pescado, enquanto o beneficiamento de moluscos, crustáceos e a salga dos peixes são realizados tipicamente pelas mulheres. Cerca de 40% dos entrevistados comercializam sua produção localmente, enquanto os outros praticam a pesca de subsistência. Essa realidade local está de acordo com dados apresentados em outros trabalhos que identificam a pesca artesanal no Brasil como uma atividade predominantemente masculina (Condini *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2007; Porcher *et al.*, 2010; Lima & Velasco, 2012), enquanto o beneficiamento de peixes e mariscos é uma atividade comumente associada às mulheres (Di Ciommo, 2007; Martins, 2008; Lima & Velasco, 2012; Walter *et al.*, 2012). Em Fernão Velho, a pesca artesanal é desenvolvida predominantemente por pescadores adultos, com baixo nível de instrução e com diferentes fontes de renda e tempo de pesca (Tabela 1).

Tabela 1. Perfil socioeconômico dos pescadores artesanais entrevistados em Fernão Velho, Maceió, AL.
Table 1. Socio-economic profile of the artisanal fishermen's interviewed in the Fernão Velho, Maceió, AL.

Informações	Resultados (n=25)
Faixa etária dos informantes	Idade mínima: 27 anos Idade máxima: 72 anos Idade média: 48 anos
Tempo de pesca	Até 10 anos: 22% Entre 11 e 30 anos: 48% Entre 31 a 51 anos: 17% Acima de 51 anos: 13%
Origem dos pescadores	Fernão Velho: 45% Outros locais: 55% <ul style="list-style-type: none"> • Outros bairros de Maceió: 35% • Outros municípios de Alagoas: 60% • Outros Estados do Brasil (Goiás e Pernambuco): 5%
Escolaridade	Analfabetos: 45% Fundamental incompleto: 50% Ensino médio completo: 5%
Estado civil	Casados: 61%
Outras fontes de renda	Aposentado: 26% Servente de Pedreiro: 26% Vigilante: 21% Outros: 27%

O baixo nível de instrução observado parece ser uma tendência na pesca artesanal, não sendo uma exclusividade das regiões suburbanas. Diversos autores também observaram baixos níveis de escolaridade em outras comunidades pesqueiras no Nordeste do Brasil (Souza & Neumann-Leitão, 2000; Nishida *et al.*, 2008a; Nascimento & Sassi, 2007; Alencar & Maia, 2011). A idade em que os pescadores iniciaram suas atividades na pesca pode justificar o baixo nível de escolaridade deles, já que a necessidade de contribuir com a renda familiar, a incompatibilidade entre os horários da pesca e da escola e a falta de estímulo para estudar podem influenciar nos índices de evasão escolar (Nishida, 2008a; Vieira *et al.*, 2013).

Apesar desses fatos, atualmente, há grande preocupação entre os entrevistados quanto à educação formal de seus filhos, estando quase todos devidamente matriculados em escolas públicas, muitos com nível de escolaridade superior ao dos pais. Esse fato pode estar relacionado à atual política de inclusão social do governo federal brasileiro e também ao cumprimento da legislação brasileira, que está punindo os pais ou responsáveis pela negligência na educação dos filhos (Art. 246 do Código Penal - Decreto Lei 2.848/40; Art. 22 e 55 do Estatuto da Criança e do Adolescente - Decreto Lei 8.069/90; Art. 1.634 do Código Civil - Decreto Lei 10.406/02).

Cerca de 30% dos entrevistados aprenderam a pescar com seus familiares, porém não desejam que seus filhos sejam pescadores, pois alegam que a pesca não assegura um futuro promissor. A atividade pesqueira também não está garantindo a subsistência digna dos pescadores e de suas famílias, fazendo com que esses busquem outras atividades. Fatos similares foram observados por Nascimento & Sassi (2007) em Cajueiro da Praia (PI) e Lima & Velasco (2012) em comunidades do estuário da Lagoa dos Patos (RS). Quando foi perguntado aos entrevistados se eles gostariam que seus filhos se tornassem pescadores, as respostas deixam evidente que os componentes culturais contidos na comunidade estão deixando de ser transmitidos para as novas gerações, como podemos perceber em trechos das entrevistas.

“Não... porque a lagoa tá sem futuro pros jovens, eles tem mesmo é que estudar e seguir outro ramo” [sic] (J.A.T., 55 anos)

“... só se fosse pescador em outro canto, aqui nessa lagoa (Mundaú) não tem futuro pra ninguém” [sic] (A.P.C., 63 anos)

Na cidade de Maceió (AL), parte da população de baixa renda habita áreas marginais e ambientalmente frágeis. Em Fernão Velho, muitas residências estão localizadas em zonas de deslizamentos e inundações (Melo & Lins, 2010). Cerca de 75% dos entrevistados possuem casa própria, construída em alvenaria (95%) ou taipa (5%), onde a ausência de saneamento básico e a deficiência na coleta do lixo favorecem o lançamento desses resíduos no ambiente aquático, um dos principais fatores de poluição na região (Marques, 1991; Araújo *et al.*, 2011). As condições socioambientais e sua implicação na atividade pesqueira podem ser evidenciadas nos relatos dos informantes.

“... Antigamente era menos pescador e mais peixe, hoje tem muita gente que mora na beira da lagoa, muita gente pescando e não respeita mais a natureza, joga o lixo dentro d'água, é garrafa, sacolas plásticas, esgoto e até bicho morto. Além disso,

hoje é mais fácil comprar rede, toda loja vende, e antigamente era a gente quem fazia tudo”. [sic] (A.N.C., 45 anos)

Em meados da década de 1980, cerca de 50% da população de Fernão Velho e comunidades adjacentes viviam em função dos recursos oriundos da lagoa Mundaú (Pereira-Barros & Pereira-Barros, 1987; 1988). Porém, com a intensa modificação da paisagem natural, sobretudo nos últimos 30 anos, houve uma redução da vegetação nativa e dos estoques pesqueiros (PLEC, 1980; Marques, 1991; Silva & Souza, 2009), refletindo diretamente na socioeconomia das comunidades localizadas no entorno do CELMM. Enquanto muitos desempregados ingressam na atividade pesqueira, boa parte dos pescadores tradicionais e seus descendentes já não se orgulham nem veem atrativos na atividade. Essa situação aponta na direção não só da marginalização da atividade, mas também do perigo de extinção enquanto atividade tradicional (Ferreira, 2011).

4.2. As embarcações utilizadas

O município de Maceió contém cerca de 20% do total de embarcações do Estado de Alagoas, dentre as quais as canoas representam o maior número (63%) da frota (IBAMA/SEAP/PROZEE, 2008). Em Fernão Velho, cerca de 70% dos informantes possuem pequenas embarcações, que podem ser de três tipos: canoa (22%), barco (61%) ou barco de voga (17%) (Figura 2).

As canoas utilizadas em Fernão Velho (Figura 2a) são construídas com uma única tora de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lamarck) ou visgueiro (*Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp.) escavada, apresentando dimensões que variam de 6 a 8 m de comprimento e 0,7 a 0,8 m de boca, semelhantes às descritas por Chaves & Robert (2003) e Nishida *et al.* (2008b). Por terem maior estabilidade e durabilidade, possuem grande importância econômica e cultural quando comparadas com as outras embarcações locais. A eliminação da Mata Atlântica e a consequente criação da APA do Catolé e Fernão Velho, que proibiu a extração de árvores, levou a uma alta nos preços das canoas (PLEC, 1980), sendo estas gradativamente substituídas por outras embarcações.

Na categoria barco (Figura 1b), incluem-se as embarcações construídas com tábuas de madeira industrializadas e encaixadas, com dimensões que variam de 6 a 7m de comprimento e 0,8 a 1,2m de boca, as quais são movidas a remos, velas ou motores. São as mais utilizadas na comunidade, recebendo também as denominações de “bote” (Chaves & Robert, 2003; Nishida *et al.*, 2008b) ou “bote de casco” (IBAMA/SEAP/PROZEE, 2008).

O barco de voga (Figura 1c), conhecido localmente por tilapeiro, é uma pequena embarcação construída com tábuas de madeira industrializadas, com dimensões que variam de 2,5 a 4,5m de comprimento e 0,5 a 1m de boca, e propelida a vela ou utilizando-se dois remos fixados nas bordas da embarcação, onde os pescadores trabalham sentados. Essa embarcação é originária da região agreste de Alagoas e foi inserida na Lagoa Mundaú em meados da década de 90 do século passado por duas famílias de Fernão Velho, que as constroem e utilizam. Essas famílias possuem uma frota de quatro embarcações utilizadas para a captura de peixes, em especial tilápia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758), espécie exótica.



Figura 2. Tipos de embarcações utilizadas pelos pescadores de Fernão Velho, Maceió, Alagoas: (a) canoa, (b) barco e (c) barco de voga.

Figure 2. Types of boats used by fishermen in Fernão Velho, Maceió, Alagoas: (a) canoa (b) barco (c) barco de voga.

Atualmente, as canoas são construídas, muito embora raramente, na comunidade de Coqueiro Seco, município localizado na margem leste da Lagoa Mundaú, enquanto os barcos são construídos em Fernão Velho, sendo semelhantes às embarcações empregadas em outros ambientes estuarinos da região Nordeste (Costa-Neto & Marques, 2001; Nishida *et al.*, 2008b, Cintra *et al.*, 2009) e, independentemente do tamanho, conduzem, em média, dois tripulantes por viagem.

4.3. Os atratores de pesca

A prática de colocar ramos e galhos de plantas para atrair peixes e crustáceos é muito comum em diversas partes do mundo (Marques, 1991). No Brasil, diversas comunidades utilizam diferentes tipos de atratores de pesca, como as galhadas (Cardoso, 2008), marambaias (Nascimento, 2006), caiçaras (Legendre, 1985; Nogueira & Sassi, 2007) e pitimbóias (Legendre, 1985), os quais disponibilizam alimento e/ou abrigo para diversas espécies de interesse pesqueiro (Marques, 1991; Nogueira & Sassi, 2007). Na lagoa Mundaú, os atratores tradicionais de pesca utilizados são as caiçaras e pitimbóias.

As caiçaras (Figura 3) são agrupamentos de ramos e galhos, com diferentes formatos e tamanhos, colocados em lagoas ou estuários, um atrativo para muitas espécies de peixes que buscam abrigo e alimento (Legendre, 1985). No Brasil, os registros de caiçaras mais detalhados são do litoral alagoano, mais especificamente no CELMM (Marques, 1991; Nogueira & Sassi, 2007), onde Legendre (1985) descreveu suas formas em “circulares” e “retangulares”, enquanto Nogueira & Sassi (2007) classificaram seus tipos em “submersas” e as “que afloram na superfície”.

As pitimbóias (Figura 4) são pequenos atratores confeccionados pelos pescadores locais. Para a sua construção, são utilizadas folhas de ouricuri (*Arecaceae*), ramos de mangueira (*Anacardiaceae*) e vegetação típicas do manguezal (*Avicennia* sp., *Laguncularia* sp. ou *Rhizophora* sp.), todos amarrados com um cabo (denominado de “ligeira”) a uma estaca vertical (“mourão”) fixada no substrato.

As pitimbóias são, geralmente, instaladas em série (normalmente entre 20 e 100), principalmente durante o inverno, quando passam pelos processos de “encharque”, flutuando por cerca de três dias, até submergirem e entrarem no processo de “captura”, no qual são despescadas com um jereré, manuseado por um pescador embarcado, são trazidas para a superfície e agitadas vigorosamente para a captura de siris e camarões (Legendre, 1985, Obs. Pers.).

Atualmente, a utilização de atratores pelos pescadores de Fernão Velho é rara, principalmente a caiçara. Muitos pescadores alegaram que já não podem cortar galhos de árvores por se tratar de uma área protegida (Área de Preservação Ambiental Catolé e Fernão Velho), outros afirmam que a quantidade e o tamanho dos peixes já não compensam a sua construção e despesa, mostrando-se desmotivados para a confecção e utilização desses atratores. Nogueira (2005) relata a tendência ao seu desaparecimento, pois os filhos e netos dos pescadores artesanais exercem preferencialmente outras profissões, não recebendo as devidas orientações sobre as técnicas de construção e os locais de instalação desses atratores.

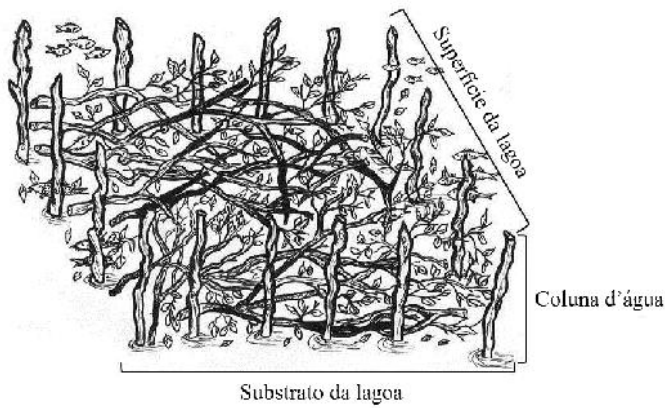


Figura 3. Caixara retangular construída na Lagoa Mundaú para atrair peixes e crustáceos.

Figure 3. *Caixara rectangular built in Mundaú lagoon to attract fish and crustaceans.*

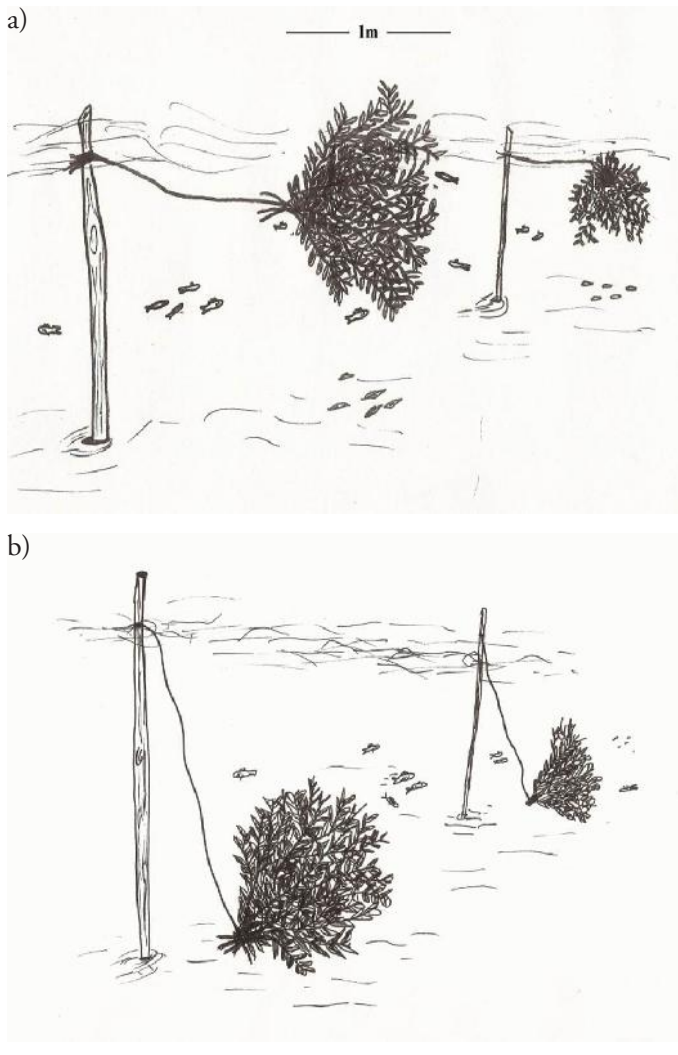


Figura 4. Pitimbóias utilizada pelos pescadores de Fernão Velho, Maceió-AL, para a captura de siris e camarão; (a) processo de encharque, (b) processo de captura.

Figure 3. *Pitimboias used by Fernão Velho fishermen's, Maceió-AL, for catching crabs and shrimps; (a) soaking process, (b) capture process.*

4.4. Os apetrechos de pesca

Entre os apetrechos e as técnicas mais utilizadas pelos pescadores de Fernão Velho, destacam-se as redes de espera e covos (apetrechos passivos); tarrafas, jererés e reduchos (apetrechos ativos). O sucesso de captura com os apetrechos passivos depende do comportamento ativo das espécies-alvo, enquanto os métodos ativos capturam pela movimentação do apetrecho, praticamente à revelia de seu comportamento (Catella, 2007).

A rede de espera destaca-se por ser o apetrecho mais utilizado, sendo denominado na região de “pesca de minjuada”. São redes com cerca de 2 m de altura e comprimento variável, dispostas verticalmente na coluna d’água por uma série de bóias (de isopor) na parte superior, e chumbo ou cabo chumbado na parte inferior. A espessura do nylon e o tamanho da malha irão depender das espécies-alvo. A rede de espera é colocada, geralmente, durante o dia, ficando submersa entre 8 e 12 horas, sendo responsável pela captura de diversas espécies de peixes, como: tainhas e curimãs (Mugilidae), carapebas (Gerreidae), camurins (Centropomidae), bagres e mandins (Ariidae), mororós (Gobiidae) e tilápias (Cichlidae), esta última introduzida.

O covo é uma armadilha semifixa, confeccionada com a raque das folhas da palmeira ouricuri (Arecaceae), telas de plástico ou arame, que possui um formato cilíndrico com duas entradas afuniladas, uma em cada base, e uma porta lateral. Possui de 0,3 m a 0,5 m de comprimentos e 0,15 m a 0,2 m de diâmetro e é colocado em série no fundo da lagoa, onde crustáceos (camarões e siris) e eventualmente pequenos peixes são atraídos por iscas, geralmente pedaços de coco seco, macaxeira ou peixes. Armadilhas semelhantes são utilizadas em vários lugares do Brasil e do mundo, *e.g.* Baixo São Francisco (Montenegro *et al.*, 2007); no litoral norte da Bahia (Costa-Neto, 2001; Costa-Neto & Marques, 2001) e em comunidades distantes como os polinésios, na Micronésia (Lieber, 1994).

A tarrafa é uma rede circular guarnecida de chumbo na borda e um cabo (fiel) que parte do centro da rede, tendo a função de puxar o petrecho. É utilizada, principalmente, para a captura de peixes. É pouco utilizada localmente, pois o substrato da região próxima à comunidade contém galhos oriundos de pitimbóias e caixaras abandonadas, o que geralmente danifica o apetrecho.

O jereré é construído com varas de imbiribeiro (Lecythidaceae) ou jenipapeiro (Rubiaceae), uma delas em formato semicircular (arco) com cerca de 1,5m de diâmetro, onde se prende uma rede de nylon em forma de saco, com malhas entre 8 mm e 15 mm, e um cabo para ser manejado durante a despesca das pitimbóias. É também utilizado nas margens da lagoa, para a captura de organismos bentônicos, como camarões, siris e pequenos peixes.

O reducho é uma pequena rede, com aproximadamente 4 m de comprimento, 1,5 m de altura e malha que varia entre 7 mm e 15 mm entre nós opostos; em cada extremidade, prende-se uma vara a qual é arrastada por dois pescadores, geralmente em águas rasas, inferiores a 1,5 m. Trata-se de um arrasto de fundo, no qual a malha fina é de uso proibido (Art. 113 do Código de Caça e Pesca - Decreto nº 23.672/34). Apesar dos fatos, é muito utilizado pelos pescadores de

Fernão Velho para a captura de camarões, siris e pequenos peixes.

Outra prática ilegal e bastante utilizada é a “pesca de batida” (Art. 26 do Código de Caça e Pesca - Decreto nº 23.672/34), que consiste em colocar uma rede (semelhante à rede de espera) ao redor de caíças, ilhas de vegetação ou margens de manguezal e, em seguida, realizar a batida na água com uma vara (denominada de “macete” ou “martelo”), feita de mangue, simulando o efeito de uma explosão e assustando os peixes, que se deslocam, indo de encontro à rede. Todavia, mesmo reconhecendo sua proibição, é realizada regularmente para a captura de diversas espécies de peixes, em especial a tilápia, bastante apreciada localmente.

Para garantir o uso sustentável dos recursos naturais no CELMM, medidas de restrição pesqueira foram adotadas, como a restrição de algumas estratégias de pesca consideradas predatórias. Enquanto alguns pescadores se adequaram às normas, aumentando o esforço de pesca, mudando suas estratégias de captura e/ou buscando outras fontes de renda, muitos infringem as leis ambientais vigentes para assegurar o seu sustento.

“O reducho é uma pescaria que pega muito peixe pequeno, já a pesca de batida espanta os peixes e os malham na rede. Esses tipos de pescaria pega toda a filiação (alevinos) dos peixes, do siri e do camarão. Eu pescou e vendo como isca”. [sic] (J.A.T., 55 anos).

4.5. A ictiofauna

A riqueza de espécies na lagoa Mundaú é relativamente bem conhecida. Para o CELMM, Costa (1980) registrou 53 famílias e 95 espécies; Marques (1991), cerca de 80 espécies, e Teixeira e Falcão (1992) registram 39 famílias e 86 espécies de teleosteos demersais. Durante as entrevistas, foram registradas 41 etnoespécies (variedades, segundo o nome popular) de peixes.

Entre as citadas, destacam-se a tainha (*Mugil liza* Valenciennes, 1836), o curimã (*Mugil curema* Valenciennes, 1836) e o boca de cavalo (*Anchovia clupeioides* Swainson, 1839), por apresentarem alto valor comercial. Em 2008, a tainha foi a espécie de maior importância nos desembarques para o Estado de Alagoas, com cerca de 2.500 t anuais (IBAMA/SEAP/PROZEE, 2008). Porém, mesmo sendo consideradas abundantes na lagoa Mundaú, percebe-se no discurso dos entrevistados que, ao longo do tempo, houve redução na produção pesqueira:

(...) o peixe tá se acabando, mas tainha e curimã ainda tem muita, a gente sempre pega, mas não como antes. Hoje a gente pega de 10 a 15 kg de tainha em uma semana, antigamente era 10 kg em um lance de minjuada, mas em comparação com os outros peixes, tem muita. [sic] (J.B., 68 anos)

Já o mandim (*Cathorops spixii* Spix & Agassiz, 1829), o mororó (*Gobionellus oceanicus* Pallas, 1770) e o morongo (*Gobioides broussonnetii* Lacepède, 1800) são espécies de baixo valor de mercado, todavia de grande valor social, pois são acessíveis à comunidade de baixa renda, sendo, muitas vezes, comercializados secos e salgados. O mandim é o peixe mais comum da lagoa Mundaú. Costa (1980) relatou ocasiões em que esse peixe chegou a aborrecer os pescadores, que veem suas redes repletas pelo referido peixe, tendo que abandonar a pescaria para desmalhá-los.

Digna de nota é a extinção local do peixe serra ou espadarte (*Pristis perotteti* Müller & Henle, 1841), considerado um dos maiores peixes estuarinos, fato já observado em grande parte da sua distribuição geográfica, inclusive no litoral brasileiro (Simpfendorfer *et al.*, 2008; Palmeira *et al.*, 2012; Fernandez-Carvalho *et al.*, 2013). Da mesma forma que observado por Marques (1991), os pescadores mais antigos de Fernão Velho afirmaram apenas ter “ouvido falar” no peixe serra, enquanto outros o descreveram com precisão.

Entre as espécies exóticas, a tilápia (*O. niloticus*), o tucunarés (*Cichla* spp.) e o bagre africano (*Clarias* sp.) não foram reconhecidos pelos entrevistados como causadores de impactos ambientais, sendo considerados pelos pescadores como importantes substitutos de espécies nativas sobreexplotadas. Já a pirambeba (*Serrasalmus branditi* Lütken, 1875) foi citada como espécie exótica invasora com impacto negativo para a pesca, pois, além de danificar redes, predam ou mutilam os peixes emalhados nelas. Pompeu (1999) estudou a dieta da pirambeba, no rio São Francisco, registrando, predominantemente, peixes inteiros, escamas e pedaços de nadadeiras, corroborando as informações dos pescadores. Além disso, é o único peixe citado como terapêutico na região, cujo caldo, segundo o conhecimento ecológico local, tem propriedades afrodisíacas. Andrade & Costa-Neto (2005) fizeram observações semelhantes na cidade de São Félix, Estado da Bahia.

Para os informantes, as principais causas da redução da produtividade pesqueira na lagoa Mundaú estão relacionadas à poluição das águas por esgotos domésticos e industriais, à deposição de lixo, à sobrepesca e a métodos predatórios de captura. Para Nogueira & Sassi (2007), a redução dos recursos pesqueiros neste local é causada, principalmente, pela sobrepesca, consequência do aumento do número de desempregados que se tornam pescadores e não dominam as técnicas tradicionais de captura e manejo.

5. CONCLUSÃO

A região estudada é proporcionalmente pequena em relação à extensão do litoral alagoano, mas tem grande importância histórica, ambiental e cultural para o Estado. É, também, uma região sistematicamente impactada pela ação antrópica, especialmente a partir dos processos de urbanização e industrialização, que têm se intensificado nas últimas décadas. A pesca artesanal em Fernão Velho vem passando por contínua modificação, especialmente no contexto cultural, em que os mais jovens não são mais atraídos pela pesca, o que compromete a transição cultural dessa atividade. Como já apontado por Marques (1991) e Nogueira & Sassi (2007), algumas das estratégias de pesca características da região devem desaparecer nos próximos anos devido ao declínio gradativo da atividade.

Apesar das adversidades, Fernão Velho ainda abriga uma comunidade de pescadores tradicionais, que detém um conhecimento acurado sobre a construção e utilização dos apetrechos e atratores de pesca, além de informações detalhadas sobre o estado da ictiofauna local. Portanto, para a conservação e valorização da identidade cultural da pesca na comunidade de Fernão Velho, faz-se necessário a implantação ou ampliação de estações de tratamento

para reduzir os níveis de poluentes na bacia hidrográfica do rio Mundaú, a implementação de políticas voltadas à conservação dos estoques pesqueiros do CELMM, o manejo participativo aliado à pesquisa científica e o turismo de base comunitária. Essas são ações prioritárias para reverter a progressiva marginalização da pesca artesanal na região estudada.

AGRADECIMENTOS

À comunidade de Fernão Velho, em especial aos pescadores, pela colaboração durante as entrevistas; a Carollinny Vilas Boas e Ruan C. P. Faquim (PPG em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos - UFAL), pela colaboração nas atividades de campo, e à CAPES, pela bolsa concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Águas (2006) - *Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba (CELMM) - Resumo executivo*. 124p., ENGECORPS – Brasília, DF, Brasil. ISBN: 85-89629-09-0.
- Alencar, C.A.G.; Maia, L.P. (2011) - Perfil socioeconômico dos pescadores brasileiros. *Arquivos de Ciências do Mar*, (ISSN: 0374-5686), 44(3):12-19, Fortaleza, CE, Brasil. Disponível em http://www.inct-tmcocean.com.br/pdfs/Produtos/Artigos_periodicos/178_Perfil-economico-do-CE.pdf
- Alves, C.; Corrêa, F.; Bager, A.; Fernandes, J.P.L.; O; Piedras, S.R.N.P. (2009) - Ictiofauna capturada por pescadores artesanais na Lagoa Pequena – Região estuarina da Lagoa dos Patos – RS. *Biotemas* (ISSN: 0103-1643), 22(3):229-234, Florianópolis, SC, Brasil. Disponível em https://www.academia.edu/440920/Ictiofauna_Capturada_Por_Pescadores_Artesanais_Na_Lagoa_Pequena_Regiao_Estuarina_Da_Lagoa_Dos_Patos_RS
- Alves, R.R.N.; Nishida, A.K. (2003) - Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Revista Interciência* (ISSN:0378-1844), 28(1):36-43, Caracas, Venezuela. Disponível em <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33907606>
- Alves, R.R.N.; Souto, W.M.S. (2010) - Desafios e dificuldades associadas às pesquisas etnozoológicas no Brasil. In: Alves, R.R.N.; Souto, W.M.S.; Mourão, J.S. (Org.), *A Etnozoologia no Brasil: importância, status atual e perspectivas*, pp.57-65, NUPEEA, Recife, AL, Brasil. ISBN: 9788563756060.
- Andrade, J.N.; Costa-Neto, E.M. (2005) - Primeiro registro da utilização medicinal de recursos pesqueiros na cidade de São Félix, Estado da Bahia, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* (ISSN:1807-863X), 27(2):177-183, Maringá, PR, Brasil. Disponível em <http://www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/1328/766>
- Araguaia, C.D.O.; Pará, E.D.O. (2007) - Caracterização socioeconômica da pesca artesanal no município de Conceição do Araguaia, Estado do Pará. *Amazônia - Ciência & Desenvolvimento* (ISSN:1809-4058), 2(4):37-51, Belém, PA, Brasil. Disponível em http://www.basa.com.br/bancoamazonia2/revista/edicao_04/revista_amazonia_edicao_4_completa_final.pdf
- Araújo, M.P.; Costa, T.L.F.; Carreira, R.S. (2011) - Esteróis como indicadores do acúmulo de esgotos domésticos em sedimentos de um sistema estuarino-lagunar tropical (Mundaú-Manguaba, AL). *Revista Química Nova* (ISSN:0100-4042), 34(1):64-70, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/qn/v34n1/v34n1a13.pdf>
- Barros, H.M.; Eskinazi-Leça, E.; Paranaguá, M.N. (2000) - The disappearing fish: an understanding of sustainability among estuarine fishermen communities of Bragança, PA. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3:553-560. DOI: 10.1016/S1463-4988(00)00040-3
- Biernacki, P.; Waldorf, D. (1981) - Snowball sampling - problems and techniques of chain referral sampling. *Sociological Methods & Research* November, 10:141-163. DOI: 10.1177/004912418101000205
- Calheiros, D.F.; Seidl, A.F.; Ferreira, C.J.A. (2000) - Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology* (ISSN:1365-2664), 37:684-696. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00524.x
- Cardoso, F.R. (2008) - *Ecologia da pesca e biologia reprodutiva do acará-disco (Symphysodon aequifasciatus, Pellegrin 1904) (Perciformes: Cichlidae) na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central: subsídios para o manejo sustentável de um recurso natural*. 116p., Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, Brasil. Disponível em http://tede.inpa.gov.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=430
- Catella, A.C. (2007) - Aspectos ecológicos e culturais da pescaria de anzol. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia, *Embrapa Pantanal*, 108:1-4, Corumbá, MS, Brasil. Disponível em <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/812529/1/ADM108.pdf>
- Chaves, P.T.; Robert, M.C. (2003) - Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. *Atlântica*, (ISSN: 2236-7586), 25:53-59, Rio Grande, RS, Brasil. Disponível em <http://www.lei.furg.br/atlantica/vol25/ob08.pdf>
- Cintra, I.H.A.; Juras, A.A.; Tenório, G.S.; Brabo, M.F.; Ogawa, M. (2009) - Embarcações pesqueiras do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí (Pará, Brasil). *Boletim Técnico-Científico do Cepnor*, 9(1):81-93. DOI: 10.4322/rca.2011.039
- Concini, M.V.; Garcia, A.M.; Vieira, J.P. (2007) - Descrição da pesca e perfil socioeconômico do pescador da garoupa-verdadeira *Epinephelus marginatus* (Lowe) (Serranidae: Epinephelinae) no Molhe Oeste da Barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (ISSN:1809-9009), 2(3):279-287, Rio Claro, Brasil. Disponível em http://www.panamjas.org/pdf_artigos/panamjas_2%283%29_279-287.pdf
- Correia, M.D.; Sovierzoski, H.H. (2009) - *Ecosistemas Costeiros de Alagoas – Brasil*. 144p., Technical Books, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. ISBN: 9788561368067

- Costa, F. (1980) - *Documentário da ictiofauna da região das lagoas Mundaú/Manguaba*. 200p., SEPLAN/CDCT/ Governo do Estado de Alagoas, Alagoas, Brasil.
- Costa-Neto, E.M. (2001) - *A cultura pesqueira do litoral Norte da Bahia*. 159p., Salvador, Maceió, AL, Brasil. EDUFBA/EDUFAL. ISBN 8523202463
- Costa-Neto, E.M.; Marques, J.G.W. (2001) - Atividades de pesca desenvolvidas por pescadores da comunidade de Siribinha, município de Conde, Bahia: uma abordagem etnoecológica. *Sitientibus Série Ciências Biológicas* (ISSN: 1519-6097), 1(1):71-78, Feira de Santana, BA, Brasil. Disponível em http://www2.uefs.br/revistabiologia/SB_v01.1_c09.zip
- Di Ciommo, R.C. (2007) - Pescadoras e pescadores: a questão da equidade de gênero em uma reserva extrativista marinha. *Ambiente & Sociedade* (ISSN:1414-753X), 10(1):151-163, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v10n1/v10n1a10.pdf>
- Diegues, A.C. (2001) - *Ecologia humana e planejamento costeiro*. 225p., NUPAUB/USP, São Paulo, Brasil. ISBN: 85-87304-03-8
- Diegues, A.C. (2003) - *Conhecimento e manejo tradicionais em áreas protegidas de uso sustentável: o caso da resex marinha do Arraial do Cabo-Rio de Janeiro*. Disponível em <http://nupaub.ffch.usp.br/sites/nupaub.ffch.usp.br/files/color/resexarraial.pdf>
- Duarte, A.A.L.S.; Vieira, J.M.P. (1997) - Caracterização dos ambientes estuarinos: mistura em estuários. *Engenharia Civil* (ISSN: 0873-1152) 6:41-55, Guimarães, Portugal. Disponível em http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/2495/1/Num6_pag_41_55.pdf
- Elliot, M.; Mclusk, D.S. (2002) - The need definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(6):815-827. DOI: 10.1006/ecss.2002.1031
- Fadigas, A.B.M.; Garcia, L.G. (2012) - Conservation of the estuarine zone of the Goiana and Megaó rivers in northeastern Brazil: an analysis of the strategies adopted by fisherwomen communities. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 12(4):577-582. DOI: 10.5894/rgci386
- Farias, I.S. (2012) - *Dominação e resistência operária no núcleo fabril de Fernão Velho/AL (1953-1962)*. 115p., Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL, Brasil. *Não Publicado*.
- Fernandez-Carvalho, J.; Imhoff, J.L.; Faria, V.V.; Carlson, J.K.; Burgess, G.H. (2013) - Status and the potential for extinction of the Largetooth Sawfish *Pristis Pristis* in the Atlantic Ocean. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* (Published Online). DOI: 10.1002/aqc.2394
- Ferreira, J.A. (2011) - A precarização da pesca artesanal e reprodução do espaço na região metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). *Revista Geográfica de América Central* (ISSN: 2215-2563), 2(47):1-16, Costa Rica. Disponível em <http://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/view/2121>
- Gabor, M.R. (2007) - Types of non-probabilistic sampling used in marketing research. "Snowball Sampling". *Journal Management & Marketing* (ISSN: 1472-1376) 2(3): sem paginação. Disponível em <http://www.managementmarketing.ro/pdf/articole/72.pdf>
- Gianesella, S.M.F.; Saldanha-Corrêa, F.M.P. (2010) - *Sustentabilidade dos Oceanos*. 199 p., Blucher, São Paulo, Brasil. ISBN: 9788521205777
- IBAMA/SEAP/PROZEE (2008) - *Monitoramento da atividade pesqueira no litoral nordestino - Projeto Estatpesca*. 385p., Tamandaré, PE, Brasil. Disponível em www4.icmbio.gov.br/cepene/download.php?id_download=531
- IMA (1992) - *Decreto de Lei do Estado de Alagoas nº 5.347, de 27 de Maio de 1992*. Maceió. IMA - Instituto do Meio Ambiente, Maceió, AL, Brasil. Disponível em http://www.ima.al.gov.br/legislacao/leis-estaduais/Lei%20nb0%205.347_92.pdf/view
- Junior, W.M. (2010) - Adaptação dos Pescadores artesanais aos impactos ambientais sobre os manguezais do estuário da Baixada Santista. *Fórum ambiental da Alta Paulista*. (ISSN: 1980-0827), 6:698-711. Disponível em http://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/download/31/33
- Legendre, M. (1985) - Rapport de mission au Brésil et en Guyane du 20 août au 18 septembre. 31p., Centre de Recherches Océanographiques, 18:1-25. Disponível em http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_35-36/40817.pdf
- Lieber, M.D. (1994) - Traditional fishing on a Polynesian atoll. *SPC Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin #4* (ISSN: 1025-7497), 4:12-17. Disponível em <http://www.spc.int/digitallibrary/doc/fame/infobull/trad/4/trad4.pdf>
- Lima, B.B.; Velasco, G. (2012) - Estudo piloto sobre o autoconsumo de pescado entre pescadores artesanais do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN: 1678-2305), 38(4):357-367, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em ftp://ftp.sp.gov.br/ftppeca/38_4_357-367.pdf
- Marques, J.G.W. (1991) - *Aspectos ecológicos na etnoictiologia dos pescadores do Complexo Estuarino – Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas*. 280p., Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas. *Não publicado*
- Martins, M.C. (2008) - Práticas de trabalho e produção de saberes no cotidiano de mulheres pescadoras. *Sísifo - Revista de Ciências da Educação* (ISSN: 1646-4990), (6): 71-84, Lisboa, Portugal. Disponível em http://sisifo.fpce.ul.pt/pdfs/Sisifo6_D6_mariacristinamartins.pdf
- Melo, T.S.; Lins, R.D.B. (2010) - O fenômeno dos assentamentos humanos precários em áreas urbanas ambientalmente frágeis: o caso das favelas do Dique-Estrada, em Maceió, Alagoas. *V Encontro Nacional da ANPPAS*, Florianópolis, SC, Brasil. Disponível em <http://www.anppas.org.br/encontro5/cd/artigos/GT3-848-991-20100903191215.pdf>
- Melo-Magalhães, E.M.; Medeiros, P.R.P.; Lira, M.C.A.; Koenig, M.L.; Moura, A.N. (2009) - Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology* (ISSN: 1519-6984), 69(2):271-280, São Carlos, SP, Brasil. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v69n2/06.pdf>
- Mendonça, J.T.; Katsuragawa, M. (2001) - Caracterização da pesca artesanal no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil (1995-

- 1996). *Acta Scientiarum- Biological Sciences* (ISSN: 1807-863X), 23(2):535-547, Maringá, PR, Brasil. Disponível em <http://www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/2713/2031>
- Montenegro, S.C.S.; Marques, J.G.W.; Nordi, N. (2007) - Os pescadores de camarão do Baixo São Francisco alagoano: abordagem etnoecológica com ênfase nas estratégias de pesca. In: Moura, F.B.P. (Org.), *Conhecimento tradicional e estratégias de sobrevivência de populações brasileiras*, pp.105-122, EDUFAL, Maceió, AL, Brasil. ISBN: 978-85-7177-351-6.
- Mourão, J.S.; Nordi, N. (2003) - Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Boletim do Instituto da Pesca* (ISSN: 1678-2305), 29(1)9-17, São Paulo, Brasil. Disponível em <ftp://ftp.sp.gov.br/ftppeca/mourao.pdf>
- Nascimento, M.S.V.; Sassi, R. (2007) - Análise da atividade pesqueira e das condições socioeconômicas dos pescadores artesanais de Cajueiro da Praia, Estado do Piauí, Brasil. *Gaia Scientia* (ISSN: 1981-1268), 1(2):141-154, João Pessoa, PB, Brasil. Disponível em <http://periodicos.ufpb.br/ojs/index.php/gaia/article/view/2270/1996>
- Nishida, A.K.; Nordi, N.; Alves, R.R.N. (2008a) - Aspectos socioeconômicos dos catadores de moluscos do litoral paraibano, Nordeste do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* (ISSN: 1519-5228), 8(1):207-215. Disponível em <http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/22Nishida.pdf>
- Nishida, A.K.; Nordi, N.; Alves, R.R.N. (2008b) - Embarcações utilizadas por pescadores estuarinos da Paraíba, Nordeste do Brasil. *Biofar: Revista de Biologia e Farmácia* (ISSN: 1983-4209), 3(1)1-8. Disponível em http://sites.uepb.edu.br/biofar/download/v3n1-2008/EMBARCAOCOES_UTILIZADAS_POR_PESCADORES.pdf
- Nogueira, E.M.S. (2005) - *Estudo da produtividade das caiçaras do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (Alagoas) e condições socioeconômicas dos pescadores*. 155p., Tese de Doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa PB, Brasil. *Não Publicado*.
- Nogueira, E.M.S.; Sassi, R. (2007) - A arte das caiçaras e o conhecimento dos caiçareiros de Alagoas. In: Moura, F. B. P. (Org.), *Conhecimento tradicional e estratégias de sobrevivência de populações brasileiras*, pp.91-103, EDUFAL, Alagoas. ISBN: 978-85-7177-351-6.
- Osório, F.M.; Godinho, W.O.; Lotufo, T.M.C. (2011) - Ictiofauna associada às raízes de mangue do Estuário do Rio Pacoti CE, Brasil. *Biota Neotropica* (ISSN: 1676-0603), 11(1):1-6. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/bn/v11n1/38.pdf>
- Palmeira, A.R.O.; Rosa, R.S.; Sampaio, C.L.S. (2012) - Capturas de *Pristis perotteti* Müller & Henle, 1841 no litoral paraense, uma possível espécie bandeira para os estuários da região Norte do Brasil. In: *Encuentro Colombiano Sobre Condrictios, III*, Resumos Expandidos. Santa Marta: Fundación Squalus.
- Paz, V.A.; Begossi, A. (1996) - Ethnoichthyology of gamboa fishermen of Sepetiba Bay, Brazil. *Journal of Ethnobiology* (ISSN: 0278-0771), 16(2):157-168. Disponível em <http://ethnobiology.org/sites/default/files/pdfs/JoE/16-2/PazandBegossi1996.pdf>
- Pedrosa, B.M.J.; Lira, L.; Maia, A.L.S. (2013) - Pescadores urbanos da zona costeira do Estado de Pernambuco, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN: 1678-2305), 39(2):93-106. ftp://ftp.sp.gov.br/ftppeca/39_2_93-106.pdf
- Pena, P.L.; Freitas, M.C.S.; Cardim, A. (2011) - Trabalho artesanal, cadências infernais e lesões por esforços repetitivos: estudo de caso em uma comunidade de marisqueiras na Ilha de Maré, Bahia. *Ciências & saúde coletiva* (ISSN: 1413-8123), 16(8):3383-3392. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/csc/v16n8/a05v16n8.pdf>
- Pereira-Barros, A.T.L.; Pereira-Barros, J.B. (1987) - Importância socioeconômica do sururu (*Mytella falcata* - Mollusca - Mytilidae) para a população da cidade de Coqueiro Seco. *Boletim de Estudo de Ciências do Mar* (ISSN: 0102-8596), 6:49-64.
- Pereira-Barros, A.T.L.; Pereira-Barros, J.B. (1988) - Estudo comparativo da importância do sururu (*Mytella falcata*-Mollusca - Mytilidae) entre as populações de Fernão Velho e Rio Novo. *Boletim de Estudo de Ciências do Mar* (ISSN: 0102-8596), 7:21-24.
- Pieve, S.M.N.; Kubo, R.R.; Souza, G.C. (2009) - *Pescadores artesanais da Lagoa Mirim: etnoecologia e resiliência*. 243p., MDA, Brasília, Brasil. ISBN: 978-85-60548-55-2.
- PLEC (1980) - *Projeto de Levantamento ecológico e cultural da região das lagoas Mundaú e Manguaba*. Maceió: Secretaria do Estado do Governo de Alagoas. Vol. II, p. 335-605.
- Pompeu, P. S. (1999) - Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* (ISSN: 0101-8175), 16(2):19-26. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751999000600003>
- Porcher, L.C.F.; Poester, G.; Lopes, M.; Schonhofen, P.; Silvano, R.A.M. (2010) - Percepção dos moradores sobre os impactos ambientais e as mudanças na pesca em uma lagoa costeira do litoral sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN: 1678-2305), 36(1):61-72. Disponível em ftp://ftp.sp.gov.br/ftppeca/36_1_61-72.pdf
- Ramires, M.; Barrella, W.; Esteves, A.M. (2012) - Caracterização da pesca artesanal e o conhecimento pesqueiro local no Vale do Ribeira e litoral sul de São Paulo. *Revista Ceciliana* (ISSN: 2175-7224), 4(1): 37-43. Disponível em http://sites.unisanta.br/revistaceciliana/edicao_07/1-2012-37-43.pdf
- Reis, E.G.; D'Incao, F. (2000) - The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. *Ocean & Coastal Management*, 43(7):585-595. doi:10.1016/S0964-5691(00)00048-X
- Rios, A.O.; Rego, R.C.F.; Pena, P.G.L. (2011) - Doenças em trabalhadores da pesca. *Revista Baiana de Saúde Pública* (ISSN: 01000233), 35(1):175-188. <http://inseer.ibict.br/rbsp/index.php/rbsp/article/viewFile/19/12>
- Rosa, I.L.; Oliveira, T.P.R.; Osório, F.M.; Moraes, L.E.; Castro, A.L.C.; Barros, G.M.L.; Alves, R.R.M. (2011) - Fisheries and trade of seahorses in Brazil: historical perspective, current trends, and future directions. *Biodiversity Conservation*, 20(9):1951-1971. doi: 10.1007/s10531-011-0068-2

- Sampaio, C.L.S.; Nottingham, M.C. (2007) - *Guia para Identificação de Peixes Ornamentais: Espécies Marinhas*. Vol I. 205p., IBAMA, Brasília, Brasil. ISBN: 978-85-7300-250-8
- Sant'Ana, M.M. (1970) - *Contribuição à história do açúcar em Alagoas*. 514p., Museu do Açúcar, Pernambuco, Brasil. ISBN: 978-85-62030-18-5.
- Sarmento, I. (2002) - *Recuperação dos espaços públicos e edifícios históricos do núcleo central de Fernão Velho*. 97p., Monografia de Conclusão de Graduação, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL, Brasil. *Não publicado*.
- Silva, C.S.; Pereira-Barros, J.B. (1987) - Inventário da malacofauna do Complexo Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. *Boletim de Estudo da Ciência do Mar* (ISSN 0102-8596), (6): 65-74.
- Wright, R.; Stein, M. (2005) - Snowballsampling. *Encyclopedia of social Measurement*, 3-495-500. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1016/B0-12-369398-5/00087-6>
- Walter, T.; Wilkinson, J.; Silva, P.A. (2012) - A análise da cadeia produtiva dos catados como subsídio à gestão costeira: as ameaças ao trabalho das mulheres nos manguezais e estuários no Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 12(4):483-497. doi: 10.5894/rgci346
- Vieira, N.C.; Moraes, S.C.; Nunes, Z.M.P. (2013) - A study of fishing and educational level of young fishers on the Bonifácio Village, Bragança, Pará, Northern Coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN 1678-2305), 39(2):195-204. Disponível em ftp://ftp.sp.gov.br/Ftppesca/39_2_195-204.Pdf
- Troca, D.F.A.; Vieira, J.P. (2012) - Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN 1678-2305), 38(2):109-120. Disponível em ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/38_2_109-120.pdf
- Teixeira, R.L.; Sá, H.S. (1998) - Abundância de macrocrustáceos decápodos nas áreas rasas do Complexo Lagunar Mundaú/Manguaba, AL. *Revista Brasileira de Biologia* (ISSN: 0034-7108), 58(3):393-404. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/rbbio/v58n3/4567.pdf>
- Teixeira, R.L.; Falcão, G.A.F. (1992) - Composição da fauna nectônica do Complexo Lagunar Mundaú/Manguaba, Maceió, AL. *Atlântica* (ISSN: 0102-1656), 4:43-58.
- Suhogusoff, V.G.; Piliackas, J.M. (2007) - Breve histórico da ação antrópica sobre os ecossistemas costeiros do Brasil com ênfase nos manguezais do estado de São Paulo. *Revista Integração* (ISSN: 1413-6147), 51:343-352. Disponível em ftp://ftp.usjt.br/pub/revint/343_51.pdf
- Souza, M.R.; Barrella, W. (2001) - Conhecimento popular sobre peixes numa comunidade caiçara da estação ecológica de Juréia-Itatins/ SP. *Boletim do Instituto de Pesca* (ISSN: 1678-2305), 27(2):123-130. Disponível em <ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/27%5B2%5D-art-01.pdf>
- Souza, M.R.M.; Neumann-Leitão, S. (2000) - Consequências socioeconômicas dos impactos antrópicos no estuário do rio São Francisco em Brejo Grande, Sergipe – Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* (ISSN: 1679-3013), 28(1):97-116. Disponível em http://www.ufpe.br/tropicaloceanography/artigos_completos_resumos_t_d/28_2000_2_souza.pdf
- Simpfendorfer, C.A.; Poulakis, G.R.; O'Donnell, P.M.; Wiley, T.R. (2008) - Growth rates of juvenile smalltooth sawfish *Pristis pectinata* Latham in the Western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 72(3):711-723. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01764.x
- Silvano, R.A.M.; Udvardy, S.; Ceroni, M.; Farley, J. (2005) - An ecological integrity assessment of a Brazilian Atlantic Forest watershed based on surveys of stream health and local farmers' perceptions: implications for management. *Ecological Economics* (ISSN: 0921-8009), 53:369-385. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.003>
- Silvano, R.A.M.; Silva, A.L.; Ceroni, M.; Begossi, A. (2008) - Contributions of ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (ISSN: 1099-0755), 18:241-260. DOI <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.825>
- Silva, M.C.; Oliveira, A.S.; Nunes, G.Q. (2007) - Caracterização socioeconômica da pesca artesanal no município de Conceição do Araguaia, Estado do Pará. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento* (ISSN 1809-4058) 2(4):37-51. Disponível em http://www.basa.com.br/bancoamazonia2/Revista/edicao_04/CD_Vol_IV_Caracterizacao-socio.pdf
- Silva, D.F.; Souza, F.A.S. (2009) - Proposta de manejo sustentável para o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú/Manguaba (AL). *Revista Brasileira de Geografia Física* (ISSN 1984-2295), 1(2):78-94. Disponível em <http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/30/32>

Cholinesterase activity as biomarker of neurotoxicity: utility in the assessment of aquatic environment contamination *

*Actividade da colinesterase como biomarcador de neurotoxicidade: avaliação da contaminação em ambientes aquáticos ***

Jamel Jebali ^{@, 1}, Sana Ben Khedher ¹, Marwa Sabbagh ¹, Naouel Kamel ¹, Mohamed Banni ¹, Hamadi Boussetta ¹

ABSTRACT

Cholinesterase can take place in aquatic organisms under a series of environmental adverse conditions. The study of cholinesterases in these organisms can give important information about their physiological status and about environmental health. However, it is very important to know how the environmental factors such as fluctuation of physicochemical parameters associated to the presence of pollutants might affect these cholinesterase activities. We studied the response of cholinesterase activity in the caged cockle *Cerastoderma glaucum*. In addition, we evaluated the potential uses of cholinesterase activity in the common sole, which inhabit the Tunisian coast, subjected to different stress conditions, such as the exposure to different contaminants. This review summarizes the data obtained in some studies carried out in organisms from the Tunisian aquatic environment.

Keywords: Cholinesterases, Environmental stress, Biomonitoring, Aquatic Environments.

RESUMO

*A colinesterase está presente nos organismos aquáticos em condições de stress ambiental. O estudo da colinesterase fornece informações acerca da condição fisiológica e saúde ambiental. Contudo é importante averiguar de que modo os factores ambientais, tais como a flutuação dos parâmetros físico-químicos, associados à presença de poluentes afectam a actividade das colinesterases. Neste trabalho são apresentadas os níveis de actividade da colinesterase em *Cerastoderma glaucum*. São ainda apresentados os potenciais usos da actividade das colinesterases na solha comum que habita a costa Tunisina. Este trabalho sumariza também os resultados obtidos até agora em outros organismos estudados na Costa Tunisina.*

Palavras-Chave: *Colinesterases, Stress Ambiental, Biomonitorização, Ambientes Aquáticos.*

@ - Corresponding author: : jebali.jamel@laposte.net; jamel.jebali@fsb.rnu.tn

1 - Laboratory of Biochemical and Environmental Toxicology, Higher Institute of Agriculture, Chott-Mariem, 4042-Sousse, Tunisia.

*Submission: 29 July 2013; Evaluation: 26 August 2013; Reception of revised manuscript: 15 November 2013; Accepted: 4 December 2013; Available on-line: 6 December 2013

** Portuguese Title and captions by Ulisses M Azeiteiro on behalf of the Journal Editorial Board

1. INTRODUCTION

The initial interaction between chemicals and biological systems occurs at the cellular level. Thus, cells may be expected to react to chemical exposure. The assessment of chemicals toxicity at cellular level makes cellular responses a suitable tool for the early and sensitive detection of chemicals exposure (Monserrat *et al.*, 2007).

Chemical pollutants may pass the membrane by either special transport processes including active transport, facilitated transport, endocytosis, or passive diffusion (Helmut and Braunbeck, 1998). Having crossed the cell membrane, chemicals may exert their toxicity by different ways resulting in altering cellular structural and function as it is shown in figure 1. As a determinant of intracellular chemical toxicity, biotransformation of chemicals plays a key role, since many chemicals are not toxic, mutagenic or carcinogenic per se, but require metabolic activation to reactive species that can interact with target macromolecules in the cell (Livingstone, 1998). An example of chemicals that exert their toxicity by link to cellular molecules is the organophosphorous and carbamates pesticides that may be irreversibly linked to cholinesterase enzymes and in particular to acetylcholinesterase leading to neurotoxicity effects.

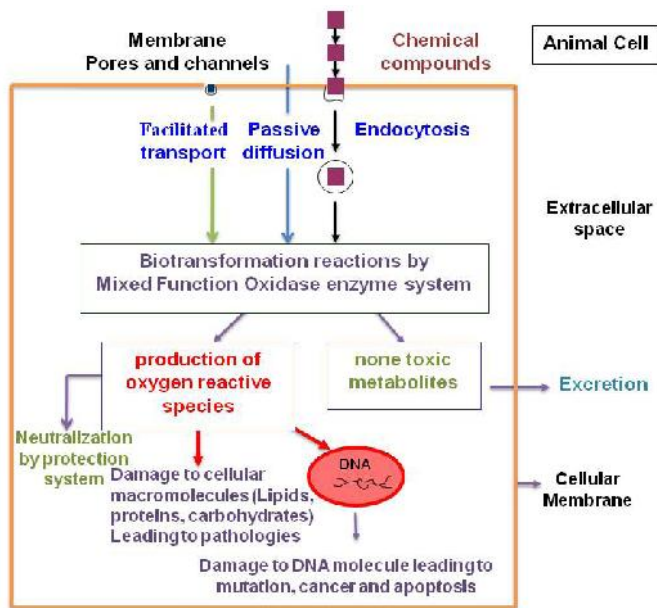


Figure 1. Diagrammatic representation of the routes of uptake and possible processes in the interaction between chemicals and cells.

Figura 1. Representação diagramática das vias de entrada e processos de interação possíveis entre os elementos químicos e as células.

2. CHOLINESTERASES: STRUCTURE AND FUNCTIONS

Cholinesterases (ChEs) are enzymes widely distributed in nature from microorganisms and protozoans to vertebrates, including human. They have been extensively studied since they are highly polymorphic enzymes in most species,

play an important role in the transmission of nervous influx and are the specific target for most nerve agents and insecticides. The number of genes coding for ChEs varies according to species (Forget & Bocquené, 1999). There are two basic types of ChEs: acetylcholinesterases and butyrylcholinesterase (BChE) are the best known and characterized (Massoulié *et al.*, 1993). Both types of ChEs are evolutionary related, but are encoded in different genes and have their own specific features (e.g. substrate specificity, kinetic parameters, etc.) allowing for them to be discerned from one another. AChE is a specialized enzyme and its main physiological function is hydrolysis of acetylcholine (ACh), a mediator of neurotransduction in cholinergic synapses. BChE is less specific in relation to substrate specificity for hydrolysis and its physiological role remains unclear. Kinetic properties of ChEs can be determined from their amino acid composition and the conformation of their active center. Acetylcholinesterases are a homo- and hetero-oligomeric molecular forms, which belongs to the α/β proteins class. Each monomer is established by 12 β -strands surrounded with 15 α -helices (Sussman *et al.*, 1991). AChEs are two types of oligomeric forms. The first is a dimeric and tetrameric association of subunits covalently linked by disulfide bonds. These molecular forms are called globular AChEs G1, G2 and G4. The second type of AChE consists of one, two or three tetrameric of subunits associated with a collagen tail and establishes the asymmetric forms of AChE named A4, A8, and A12 (Massoulié *et al.*, 1993).

2.1. Cholinesterases of vertebrates: acetylcholinesterase and pseudocholinesterases

Vertebrates possess two cholinesterases, acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase. The first is synthesized in hematopoiesis, occurs in the brain, endplate of skeletal muscle and erythrocyte membrane, and its main function is to regulate neuronal communication by hydrolyzing the ubiquitous neurotransmitter acetylcholine in synaptic cleft (Quinn, 1987; Silman & Sussman, 2005). The second is synthesized in liver and is present in plasma, smooth muscle, pancreas, adipocytes, skin, brain and heart (Çokugras, 2003). Although its physiological function is not well defined, BChE is pointed as one of the main detoxifying enzymes able to hydrolyze or scavenge a broad range of xenobiotic compounds like cocaine, heroin, anaesthetics, and pesticides (Soreq & Zakut, 1990; Taylor, 1991; Çokugras, 2003; Nicolet *et al.*, 2003). Some studies hypothesized that one of the functions of BChE is to protect AChE against anticholinesterasic agents (Whitaker, 1980; Whitaker, 1986). Pezzementi & Chatonnet (2010) reported that ChEs emerged from a family of proteins with adhesion properties. Both play other roles in the neuronal tissue, particularly in neuronal differentiation and development, cell growth, adhesion and signaling. In addition, AChE participates even in hematopoietic differentiation (Chatonnet & Lockridge, 1989; Taylor, 1991; Johnson and Moore, 2000; Silman & Sussman, 2005). Moreover, AChE and BChE are different concerning several other aspects: while AChE has an *in vivo* half-life of 120 days, BChE lasts 7-12 days. AChE is inhibited by substrate excess and BChE is activated by substrate excess

(Lopez-Carillo & Lopez-Cervantes, 1993; Çokugras, 2003). AChE is selectively inhibited by propidium, DDM, caffeine, Nu1250, 62c47 and BW284c51 while BChE is selectively inhibited by percarine, isopestox, ethopropazine, Iso-OMPA, bambuterol and haloxon (Chatonnet & Lockridge, 1989; Harel *et al.*, 1992; Kovarik *et al.*, 2003). BChE has a larger space in its active site, which can hydrolyze or be inhibited by a range of compounds. AChE has a more specific active site (Çokugras, 2003).

Some of these features are governed by crucial differences in the structure of the enzymes such as: 1) the difference in size of active site can be explained by six aromatic residues lining the active site of AChE that are missing in BChE; 2) two of these (Phe-288 and Phe-290) are replaced by leucine and valine, respectively, in BChE. This feature prevents the entrance of butyrylcholine in the AChE active site; 3) peripheral site specific-ligands such as propidium does not inhibit BChE because the residue Trp-279, which is part of the peripheral anionic site located at the entrance of the active site gorge in AChE, is absent in BChE (Harel *et al.*, 1992). According to Rosenberry (1975), AChE is more sensitive to the size of the acyl group than to the alcohol moiety (whether charged or neutral) of the substrate, while for BChE the opposite is observed. Both are inhibited by 50 μM of physostigmine (eserine), which is a condition that affords to discriminate cholinesterases (ChEs) from other esterases (Augustinsson, 1963).

The class of AChEs is more homogeneous in terms of their primary structure than the class of BChEs (Rosenberry, 1975). Despite of these differences, the amino acid sequence identity between AChE and BChE from vertebrates ranges from 53 to 60%, even in evolutionarily distant species (Chatonnet & Lockridge, 1989; Taylor, 1991). In addition, a study promoted the replacement of only two amino acids by site-directed mutagenesis in AChE for it to develop BChE activity (Harel *et al.*, 1992). Both enzymes present the active site within a deep and narrow gorge, approximately in the middle of its globular structure, which apparently could disturb the substrate traffic. However, in fact this structure follows a rational organization which entraps substrate and transports it to the active site through the arrangement of amino acids lining the gorge. All this occurs very efficiently (Quinn, 1987; Tôugo, 2001).

2.2. Acetylcholinesterases of invertebrates

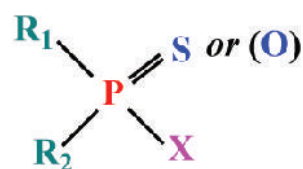
Only globular forms of AChE are present in invertebrates (Massoulié *et al.*, 1993; Talesa *et al.*, 1993, 1996; Pezzementi *et al.*, 1989; Sanders *et al.*, 1996). Such enzymes consist of monomers (G1), dimers (G2) and tetramers (G4) of catalytic subunits, without the asymmetric collagenic-tailed forms typical of vertebrates. Generally, most AChEs described in invertebrates display less defined substrate specificity and a marked variability in the kinetic behavior compared to vertebrates (Talesa *et al.*, 1994). In particular, a dimeric AChE linked to the cell membrane by a phosphatidylinositol (PtdIns) anchor is always expressed in invertebrates. Such an enzyme is thought to fulfil a key role in cholinergic transmission, while the function of similar AChE forms is so far unknown in vertebrates (Romani *et al.*, 2006).

In invertebrates, the genetics of AChEs differ in the various phyla and sometimes within the same phylum: the AChE subunits are encoded by one, two or several genes (Talesa *et al.*, 1999, 2002; Romani *et al.*, 2006), thus giving a complex polymorphism of the enzyme.

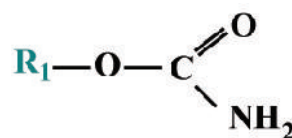
3. CHOLINESTERASE INHIBITORS AND MECHANISM OF ENZYME INHIBITION

A wider range of contaminants including organophosphorus and carbamate pesticides, heavy metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons may affect ChE (Jebali *et al.*, 2006; Elumalai *et al.*, 2007; Bonacci *et al.*, 2008). The best known inhibitors of ChE are those belonging to the carbamate and organophosphate classes. Organophosphorus esters (OPs) and carbamates form two important classes of agrochemicals. Most of the commercially relevant bioactive OPs have sulfur directly attached to the central pentavalent phosphorus.

Organophosphorus pesticides have the following general chemical structure:



where the R-groups may be alkoxy, alkyl, aryl, or amide. The X-group is generally a carboxylating, cyanide, thiocyanate, phosphate, halide, phenoxy, or thiophenoxy group. Carbamate insecticides have the following structures:

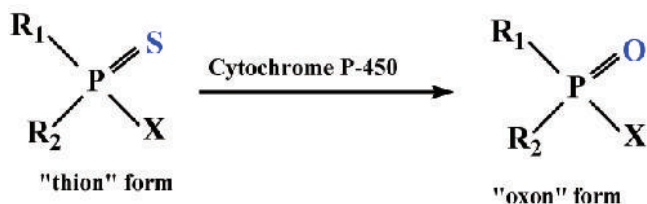


Carbamates and organophosphates generally have low environmental persistence, especially when compared with organochlorine pesticides. Their degradation is often accelerated by an increase in temperature or alkalinity (Kanazawa *et al.*, 1975; Solé *et al.*, 2000). Although organophosphorus and carbamate pesticides are chemically different, exposure to either of these groups of pesticides usually results in the inhibition of cholinesterase enzyme (ChE) activity.

Acetylcholine (ACh), the neurotransmitter secreted by cholinergic postganglionic neurons, allows for transmission of nerve impulses across the synapse. Acetylcholinesterase (AChE; Enzyme Commission Number 3.1.1.7) plays an important role in neurotransmission in both vertebrates and invertebrates, being responsible for the hydrolysis of acetylcholine into choline and acetic acid at the cholinergic synapses and neuromuscular junctions (Peña-Lopis *et al.*, 2003). Acetylcholinesterase or *true cholinesterase* is found in high concentration in the nervous system. Pseudocholinesterase (Butyrylcholinesterase (BChE; peopionylcholinesterase (PChE)) is found in muscle

at variable proportions of both aquatic vertebrate and invertebrate; although its physiological function has not been well defined, it is useful as an indicator of organophosphate and carbamate exposure (Massoulié *et al.*, 1993).

The figure 2 shows schematically the mechanisms of action of organophosphorus and carbamates on acetylcholinesterase. The molecular activity of anticholinesterase OPs associated with the inhibition mechanism consists in a nucleophilic attack of the serinic oxygen of cholinesterase active site to the phosphorus atom of OPs. Cleavage of the acidic OP leaving group enables formation of a covalent P-O (serine) bond, thus inhibiting enzymatic hydrolysis of the natural substrate acetylcholinesterase, which would proceed via a reaction between serine OH and the electrophilic carbonyl carbon of the neurotransmitter. Phosphorothionates (ester containing the thiol group P=S) are less effective as AChE inhibitors than their oxon metabolites (with P=S being replaced by O=P), which are formed in vivo by cytochrome P-450 oxidation (Mastrantonio *et al.*, 2008):



Phosphorothionates are less reactive to hydrolysis and more lipophilic than phosphates, which makes them more efficient in reaching critical endogenous sites in sufficiently effective concentrations, with cytochrome P-450 oxidation to oxon metabolites forming a major toxification step in vivo. Organophosphorus chemicals phosphorylate acetylcholinesterase in an irreversible reaction that inhibits the activity of cholinesterase to hydrolyze the neurotransmitter at the nerve synapse. The accumulation of acetylcholine results in a continuous nerve firing and eventual failure of nerve impulse propagation. Respiratory paralysis is generally the immediate cause of death (Massoulié *et al.*, 1993).

One of the main targets of carbamates is acetylcholinesterase activity, as organophosphorus, but less reactive (See Fig. 2), since in this case the complex carbamyl-enzyme is hydrolysable with release of CO₂, methylamine and the regenerated enzyme. The same kinds of troubles neurohormonal as organophosphorus by O'Brien (1976), but the degree of inhibition is reduced in proportion to rate of the enzyme regeneration. In addition to anticholinesterase pesticides, some organic and metallic compounds such as polyaromatic hydrocarbons and metals have the potential to inhibit cholinesterase enzyme (ChE) activity, but the mechanisms of inhibition is not fully known (Jebali *et al.*, 2006). Some in vivo studies have reported inhibitory effects (but sometimes activating effects) of metals on fish brain AChE activity (Jebali *et al.*, 2006), but the concentrations used in these tests

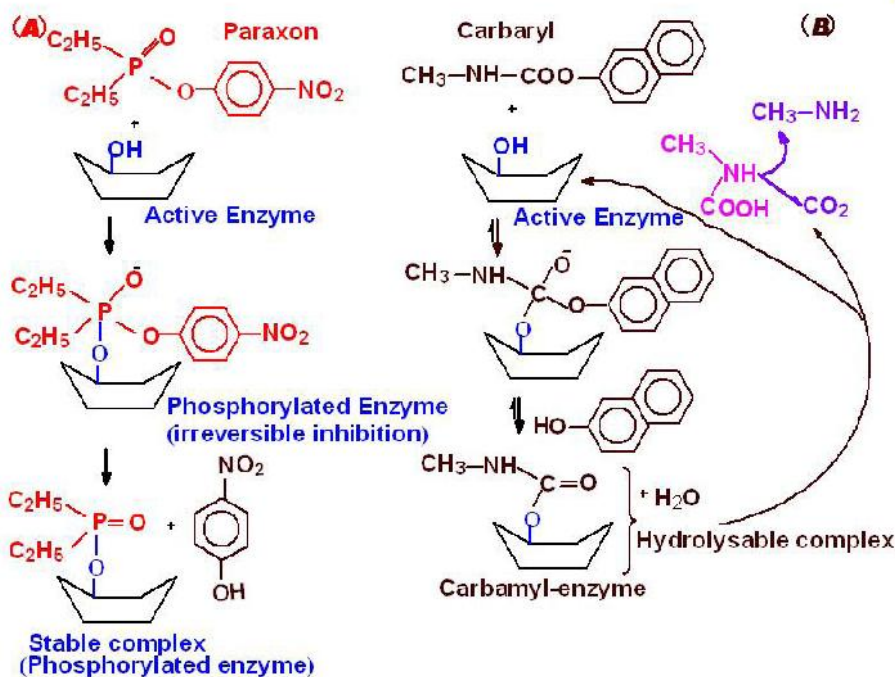


Figure 2. Mechanisms of action of organophosphorus (A) and carbamate (B) on acetylcholinesterase enzyme.

Figura 2. Mecanismos de acção dos organofosforados (A) e carbamatos (B) na acetilcolinesterase.

are usually far removed from the concentrations measured in situ. As with all enzymes, cholinesterases conformation can be modified by the presence of metals, so there are no specific effects of these types of pollutants on cholinesterases (Bocquené *et al.*, 1997).

4. CHOLINESTERASE AS A BIOMARKER OF NEUROTOXICITY: UTILITY IN THE ASSESSMENT OF AQUATIC ENVIRONMENT

ChE activity has been widely studied and employed as a biomarker in aquatic invertebrate and vertebrate species to detect exposure to chemicals in natural ecosystem (Dellai *et al.*, 2001; Roméo *et al.*, 2003; Lavado *et al.*, 2006). The potential use of ChE activity in sentinel species for monitoring both environmental quality and the health of organisms inhabiting polluted ecosystems has received increasing attention during the recent years. In fact, we measured the cholinesterase activity in organs from endemic species collected from different sites in Tunisia. Indeed, *Cyprinus carpio* is widely used as sentinel organism in biomonitoring programs and toxicity bioassays (Van der Oost *et al.*, 1998; Chuiko, 2000; De la Torre *et al.*, 2002). We measured the AChE and BChE in brain and muscle of common carp *Cyprinus carpio* sampled from three Tunisian dam lakes submitted to various adverse environmental conditions. We found a high inhibition of AChE activity in both organs, since the BChE was significantly reduced only in muscle (Tlili *et al.*, 2010a). Ozmen *et al.* (2007) showed that there is a strong relationship between AChE inhibition in the brain of *C. carpio* collected from Sariyar Dam Lake (Turkey) and the organochlorine pesticides and their residues in water, sediments, and *C. carpio* adipose tissues. In other in field investigations using AChE as neurotoxicity biomarker, Lavado *et al.* (2006) reported that AChE was strongly inhibited in the muscle of

C. carpio sampled from some stations of Ebro River (Spain) highly polluted by organophosphorous, carbamates, and heavy metals. The measurement of cholinesterase in the brain or muscles, involves the sacrifice of the animals to provide information on both exposure and toxic effects on animals. The serum cholinesterase determination, achievable by non-invasive methods, does not, in general reliably assess the toxic effects associated with exposure (Bocquené *et al.*, 1997). Regarding the tissue distribution, we found in the following rank of AChE activity in *Solea solea* fish: brain > gills > kidney > liver (Table 1) (Jebali *et al.*, 2012). The reasons for these differences could be due to innervations levels between the different tissues. Accordingly, different tissues did not respond in the same way to both exposure and effects of pollutants. *S. solea* is a sentinel fish for environmental studies because, as a flatfish, it lives in a restricted range. Thus, if there is evidence for exposure of *S. solea* to chemical contaminants, it can be used to determine where the exposure occurred (Ribocco *et al.* 2012). In recent years, it has also been selected as sentinel infield pollution monitoring and laboratory toxicity experiments (Davoodi & Claireaux 2007; Trisciani *et al.* 2011; Palermo *et al.* 2012). Recent field study, showed a significant inhibition of brain AChE in *S. solea* fish collected from polluted sites, whereas small changes were observed in gills, liver and kidney AChE (Table 1) (Jebali *et al.*, 2012). This inhibition is due to the polluted sites. In fact, Fathallah *et al.* (2012) clearly showed that the seawater of Monastir bay contained high concentrations of metals expressed in ppm: Cd = 7.24, Pb = 19.5, Cu = 15.7, Ni = 3.8, Zn = 48.7, Hg = 18.1. Indeed, a geochemical study at Monastir bay by Dahmane (2000) showed that the levels of heavy metals such as copper (> 150 ppm), lead (> 150 ppm), zinc (<75 ppm), cadmium (50 - 100 ppm) and manganese (<70 ppm) in sea water at the site of Khmiss are

Table 1. Acetylcholinesterase (AChE) activity in liver, gills and kidney of fishes (*S. solea*) collected from five sites of Tunisian coast. All results are expressed as mean \pm SD; n=10. a: Significant difference with reference site (hergla) ($P<0.05$). Control = Hergla; S1 = Sidi Abdelhamid; S2 = Khmiss; S3 = Sayada; S4 = Teboulba. Data are from Jebali *et al.*, 2013c.

Tabela 1. Atividade da acetilcolinesterase em fígado, brânquias e rins de peixes (*S. solea*) colhidos em cinco locais da costa Tunisina. Todos os resultados estão expressos como médias \pm SD; n=10. a: Diferenças significativas para o sítio de referência (hergla) ($P<0.05$). Controle = Hergla; S1 = Sidi Abdelhamid; S2 = Khmiss; S3 = Sayada; S4 = Teboulba. Dados retirados de Jebali *et al.* (2013c).

Sites	Tissues			
	Brain	Liver	Gills	Kidney
Control	96.23 \pm 14.06	1.98 \pm 0.52	33.09 \pm 11.12	5.77 \pm 1.42
S1	66.1 \pm 16.93 ^a	1.62 \pm 0.51	23.32 \pm 8.53	4.47 \pm 2.15
S2	104.18 \pm 13.76	2.54 \pm 0.49	31.91 \pm 5.75	4.32 \pm 0.47
S3	86.2 \pm 24.12	3.04 \pm 0.49 ^a	34.52 \pm 12.87	8.45 \pm 2.83
S4	80.19 \pm 18.04	1.93 \pm 0.6	20.22 \pm 4.77	9.75 \pm 4.28 ^a

higher than those recorded by Goldberg *et al.* (1970) and Martin (1976) in the unpolluted sea and suggested that the Khniss site is highly polluted by heavy metals originating from contributions by the drain Khniss, fishing activities and it receives several domestic wastes from the surrounding areas and industrial activities in the region site (Kessabi *et al.*, 2013; Zrafi *et al.*, 2013). In Khniss, the levels of aromatic hydrocarbons are ranging from 1-14 mg/l (7-33 % of total hydrocarbons) in seawater and from 2280-7700 µg/g (5-9% of total hydrocarbons) in sediments (Zrafi *et al.*, 2013). Similarly, it has been shown by a chemical study in surface sediments at Khniss and Sayada that concentrations of cadmium (1-6 ppm), zinc (75-100 ppm), copper (15-30 ppm) and lead (45-100 ppm) are very high compared to levels reported in other Tunisian sites (Gulf of Tunis) (Sahnoun, 2000; Rezgui, 2007). Teboulba is influenced by the treated and none treated municipal wastewater from limitroph agglomerations and fishing harbor (Jebali *et al.*, 2011). At this site, PAH levels in seawater range from 4-22 mg/l (3-31% of total hydrocarbons) in sea water and from 93-1050 mg/g in superficial sediments. This charge of PAHs would be petroleum from the fishing and port.

The levels of total hydrocarbons in sediments of Sidi Abdelhamid vary between 30 and 70 mg/kg. This slight contamination is caused mainly by fishing boats and pleasure craft Sabbagh, 2011). Solé *et al.* (2012) reported that *S. senegalensis* AChE was dominant in brain (53–65 %), followed by kidney (11– 13 %), liver (4–7 %) and gills (4 %). Koenig *et al.* (2013) showed that *S. Solea* AChE was inhibited in brain after exposure to chlorpyrifos. These results could indicate the highest sensitivity of the brain in comparison with the other organs. The differences in the sensitivity of the tissues may be related to the pollutants' difficulty in reaching the sites where AChE is located: e.g. it may be easier to reach the synapses in the brain than the neuromuscular junctions in the gills. So far, these findings point out the convenience of focusing on fish brain during future monitoring.

The use of ChE activity as an environmental biomarker requires a careful characterization of the enzymes present in a given species and tissue to minimize possible erroneous interpretation of the results (Vioque-Fernández *et al.*, 2007). ChE activities have been investigated in tissues of the cockle *Cerastoderma glaucum*. The basal levels of enzyme activities, substrate specificity and tissue distribution were characterized and the kinetic response under natural conditions was evaluated using a caging approach. The results of the preliminary screening of ChE activity in whole animal, rest of animal (adductor and retractor muscles, mantle and foot), visceral mass and gills of *Cerastoderma glaucum* (Table 2) show that the highest ChE activity was obtained using ASCh and PSCh, whereas the hydrolysis of BSCh was noticeably low (Jebali *et al.*, 2011).

In view of future national biomonitoring programmes, we illustrate the different sensitivity and kinetic response of AChE activity after caging exposure of *C. glaucum* at fishing harbour. In fact, we know that Over 450 ships of different size are based in this harbour (Jebali *et al.*, 2013a), thus receiving contaminants from ship traffic and waste from fish industry, that represent a key pollutant source for the central

Table 2. Substrate specificity of cholinesterase (ChE) activity in the tissues of *Cerastoderma glaucum*. Data are means ±SD of 4 determinations. Different lowercase letters indicate a significant difference between tissues. Significant differences between ChE activity in the same tissue are shown with Capital letters. Substrates used were acetyl- (ASCh), butyryl- (BSCh) and pro pio nylthiocholine (PSCh) iodide. WA: whole animal; RA: rest of animal (adductor and retractor muscles, mantle and foot); VM: visceral mass; G: gills. Data are from Jebali *et al.*, 2011.

Tabela 2. Especificidade de substrato para a actividade de colinesterase nos tecidos de *Cerastoderma glaucum* (Médias ± SD de 4 determinações). As letras minúsculas indicam diferenças significativas entre tecidos. As diferenças significativas dentro do mesmo tecido estão representadas por letras maiúsculas. Os substratos usados foram a acetyl- (ASCh), butyryl- (BSCh) e pro pio nylthiocholine (PSCh) iodide. WA: todo o animal; RA: restos do animal (músculos adutor e retractor, manto e pé); VM: massa visceral; G: brânquias. Dados retirados de Jebali *et al.* (2011).

Organe	Cholinesterase activity		
	ASCh	BSCh	PSCh
WA	183.78±12.8 ^{a,A}	57.12±2.91 ^{b,B}	90.02±4.51 ^{b,C}
RA	141.53±5.25 ^{b,B}	72.10±6.77 ^{a,C}	185.34±32.35 ^{a,A}
VM	51.65±1.15 ^{c,C}	35.71±0.79 ^{c,C}	106.56±6.41 ^{b,B}
G	15.21±0.95 ^{d,D}	16.23±2.99 ^{d,D}	29.83±0.83 ^{c,C}

Tunisian littoral (Banni *et al.*, 2005; Jebali *et al.*, 2007; 2011). Therefore, the pollutants responsible for the inhibition of AChE are the Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other pro-oxidant chemicals, present also in Téboulba fishing harbor (Jebali *et al.*, 2013a). *Cerastoderma glaucum* caged at Teboulba fishing harbour for 4 week experienced a critical alteration in gill AChE activity compared with the tissue activity of the rest of the animal (Table 3). The control *Cerastoderma glaucum* was collected from Kuriat. This site is characterized by the absence of any source of pollution (Jebali *et al.*, 2011; Ben-Khedher *et al.*, 2013). In the gills, AChE activity decreased in a time-dependent pattern, losing approx. 15 and 68% activity after 2 and 4 week of transplantation, respectively, whereas in muscle tissue (rest of animal) the loss of AChE was approximately 24% at the end of the 4 week caging period (Jebali *et al.*, 2011) Consequently, different profile responses of AChE activity were noted and the gill seems to be more sensitive to the effect of harbour pollutants than the muscle. In fact, few data exist about the measurement of ChE activity in *Cerastoderma glaucum* (Machreki-Ajmi *et al.*, 2008), but this does not prevent the use of this species as an interesting bioindicator in other ecotoxicological studies worldwide (Matozzo *et al.*, 2007; González-Wangüermert *et al.*, 2009; Borówka *et al.*, 2012).

AChE can change significantly in Tunisian bivalve species in response to different stress conditions. In *Donax trunculus*, the enzymatic activity can change seasonally, mostly according to reproduction cycles, water temperature and food availability and pollution level (Tlili *et al.*, 2010b).

Table 3. Acetylcholinesterase (AChE) activity measured in gills and rest of animal (adductor and retractor muscles, mantle and foot) of the cockle *Cerastoderma glaucum* in cages in the Téboulba fishing harbour. Data are means ± SD. ^a: Significant difference with control group ($P<0.05$). Data are from Jebali et al., 2011.

Tabela 3. Atividade da acetilcolinesterase em brânquias e restos do animal (músculos adutor e retrator, manto e pé) *Cerastoderma glaucum* (Porto de pesca Téboulba). Todos os resultados estão expressos como médias ± SD. ^a: Diferenças significativas com o grupo controle ($P<0.05$). Dados retirados de Jebali et al. (2011).

Caging time (day)	AChE	
	Gills	Rest of animal (adductor and retractor muscles, mantle and foot)
0	15.21±0.95	141.53±5.25
15	12.98±2.39	99.75±24.4 ^a
30	4.9±0.93 ^a	107.81±23.13

The marked inhibition observed in AChE activities in bivalves from polluted sites (Gulf of Tunis, Tunisia), during the warm period could be explained by the negative effect of temperature as recently reported in other marine species crabs (Ben Khedher et al., 2013). Moreover, the effect of temperature on AChE activity in *D. trunculus* from the polluted site appeared to act synergistically with the effect of anthropogenic inputs by comparison with the reference site (Tlili et al., 2010b). In order to use AChE inhibition as a pollution biomarker, it is necessary that the change due to contamination exceeds the natural variability (Bocquené et al., 1997). Indeed, in the case of *in situ* biomonitoring, it is difficult to separate the contribution of abiotic factors and the chemical pollutants in the response of the AChE activity. However, the contribution of abiotic factors is low compared with the effect of chemical contaminants. Also, the use of control can clearly show the effects of chemical pollutants on AChE activity. Ben Khedher et al. (2013) showed the inhibition of AChE activity in *Carcinus maenas* collected from four contaminated sites from Bizerta lagoon and from Kuriat as control site in February and July and those in both organs (gills and digestive gland) (Fig 3). In fact, this inhibition is due to the presence of contaminants (metals and hydrocarbons) in water and sediments in these sites (Table 4). Positive correlations were recorded between the AChE in gills and chemical parameters in water (Cd, $r = 0.925$, $p<0.01$; Cu, $r = 0.821$, $p<0.01$; Mn, $r = 0.895$, $p<0.01$; Ni, $r = 0.846$, $p<0.01$) and in sediment (Cd, $r = 0.688$, $p<0.05$; Fe, $r = 0.653$, $p<0.05$; Pb, $r = 0.912$, $p<0.01$; Mn, $r = 0.685$, $p<0.05$; Ni, $r = 0.688$, $p<0.05$; hydrocarbons, $r = 0.730$, $p<0.05$).

In general, 20% or greater depression in AChE activity in several species invertebrates can be an indicator of exposure to pesticides (Day and Scott 1990). Moreover, we investigated the effect of OP (chlorpyrifos-ethyl: CPF) at sublethal concentrations and after 3 days of exposure under

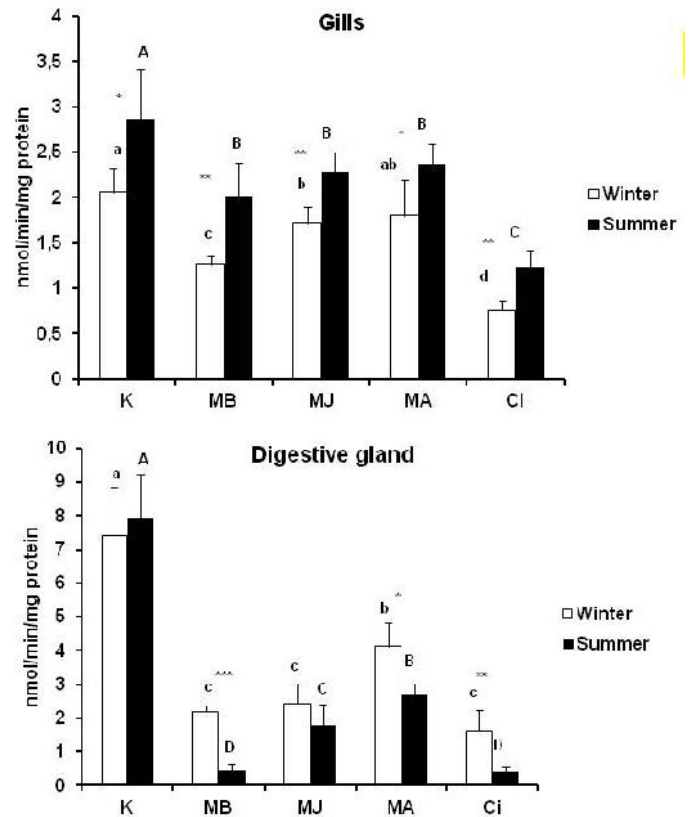


Figure 3. Responses of acetylcholinesterase (AChE) activities in the gills and digestive gland of crabs collected from the five sites in February and July. S1 Kuriat (control: absence of known pollution sources), S2 Menzel Bourguiba (high metal pollution), S3 Menzel Jemil (conchyliculture practice and industrial input), S4 Menzel Abdelrahmen (urban effluent) and S5 Cimentery (Industrial input and urban discharge). All results are expressed as mean ± SD; n06. Letters a, b, c, and d indicate significant differences between sites. * $p<0.05$, ** $p<0.01$, and *** $p<0.001$ indicate significant differences between seasons, respectively. Data are from Ben-Khedher et al., 2013.

Figura 3. Atividade da acetilcolinesterase nas brânquias e glândulas digestivas de caranguejos colhidos nos cinco locais em Fevereiro e Julho. S1 Kuriat (controle: ausência de fontes poluidoras), S2 Menzel Bourguiba (elevada poluição por metais), S3 Menzel Jemil (entradas industriais e maricultura), S4 Menzel Abdelrahmen (efluentes urbanos) e S5 Cimentery (entradas industriais e descargas urbanas). Todos os resultados expressos como médias ± SD; n06. Letras a, b, c, e d indicam diferenças significativas entre locais. * $p<0.05$, ** $p<0.01$, e *** $p<0.001$ indicam diferenças significativas entre estações do ano. Dados retirados de Ben-Khedher et al., 2013.

experimental conditions on AChE and BuChE in target tissues of crab *Carcinus maenas* (Ghedira et al., 2011). This work demonstrated that for both gills and hepatopancreas, the AChE activity was higher than BuChE activity. This result indicated that enzyme activity measured in two tissues under our experimental conditions showed a preference for acetylthiocholine as substrate over butyrythiocholine. The results showed also that the exposure of *C. maenas* to OP led to the inhibition of ChE activities (AChE and BuChE).

Table 4. Concentration ranges of dissolved metals (Al, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Zn, and Cr) and hydrocarbons in water and sediments collected at sampling sites in two seasons. S1: Kuriat, S2: Menzel Bourguiba, S3: Menzel Jemil, S4: Menzel Abdelrahmen and S5: Cimentery. Data from Ben Khedher et al., 2013.

Tabela 4. Concentrações dos metais dissolvidos (Al, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Zn, and Cr) e hidrocarbonetos na água e sedimentos colhidos nos locais de amostragem em duas estações do ano. S1: Kuriat, S2: Menzel Bourguiba, S3: Menzel Jemil, S4: Menzel Abdelrahmen e S5: Cimentery. Dados retirados de Ben Khedher et al. (2013).

	Winter					Summer				
	Water (mg/l)									
	S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5
Al	0	0,397	0,718	0,42	0,735	< 0,05	0,344	0,687	0,374	3,294
Cd	< 0,005	0,204	0,111	< 0,05	0,311	< 0,005	0,202	0,104	< 0,05	0,297
Co	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cu	< 0,05	0,258	0,208	< 0,05	0,268	< 0,05	0,281	0,208	< 0,05	0,286
Fe	< 0,05	132	0,492	0,295	0,251	< 0,05	131	0,489	0,273	1,65
Pb	< 0,05	0,225	< 0,05	< 0,05	0,057	< 0,05	0,247	< 0,05	< 0,05	0,039
Mn	< 0,05	0,953	< 0,05	< 0,05	0,603	< 0,05	0,926	< 0,05	< 0,05	0,774
Ni	< 0,05	0,112	< 0,05	< 0,05	0,081	< 0,05	0,083	< 0,05	< 0,05	0,061
Zn	< 0,05	4,638	0,084	< 0,05	1,191	0,068	4,778	0,084	< 0,05	1,497
Cr	< 0,05	0,243	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,139	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Sediments (mg/Kg dry matter)									
	S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5
Cd	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	1,625	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6	1,53
Co	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu	< 5	< 5	36,7	18,55	29,56	< 5	14,51	51,13	< 5	30,51
Fe	183,83	40151	7728	1235,9	12963	192,63	43787	2361,8	321,85	12103
Pb	< 5	92,44	24,9	13,02	80,34	< 5	94,36	23,71	< 5	81,42
Mn	9,95	299,2	119,69	23,33	138,1	10,49	386,9	58,19	< 5	139,8
Ni	< 5	5,086	11,4	< 5	16,657	< 5	6,613	< 5	< 5	14,794
Zn	< 5	1164,75	484,75	22,02	190,95	< 5	1241,68	38,09	< 5	179,65
Cr	< 5	18,45	81,09	< 5	35,14	< 5	22,41	7,23	< 5	32,65
	Hydrocarbons									
	S1	S2	S3	S4	S5	S1	S2	S3	S4	S5
Water (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sediments (mg/Kg dry matter)	< 1,7	12,5	< 1,7	3,7	120	< 1,7	6,1	< 1,7	< 1,7	93

AChE in bivalve from the Tunisian coast can also change in response to pollutant exposure. Metals such as Ni, under acute exposure, are able to decrease AChE activity in dose-dependant in *M. galloprovincialis* (Attig et al., 2010). Interestingly, AChE activity inhibition was correlated with the Ni uptake in the digestive gland of mussels exposed to both the tested concentrations (2.5 and 13 mM Ni). In another study, *R. decussatus* clams exposed continuously for 14 day to treated municipal effluents had seriously altered the AChE in gills and digestive gland. Interestingly, AChE activity inhibition was correlated with the Zn, Cu and Cd accumulation in both organs (digestive gland and gills) of treated clams (Kamel et al., 2012).

Furthermore, pesticides, carbamates and heavy metals are known by their capacity to inhibit *in vitro* or *in vivo*, AChE activity (Galloway et al., 2004; Banni et al., 2005), especially in fish (Monserrat et al., 2002. Sturn et al., 2000; Kirby et al., 2000). In fact, de la Torre et al. (2002) noted that the inhibition of fish brain AChE can be detected soon after the beginning of “*in field*” exposure to OP. AChE inhibition was observed in the fishes *Seriola dumerilli* exposed under laboratory conditions to Cd (Jebali et al., 2006). Indeed, the neurotoxicity effect of Cd illustrated in many *in-field* and *in-vivo* studies using aquatic organisms as bioindicators (Roméo et al., 2006). Jebali et al. (2013b) investigated the effects of Ni and CPF on AChE activity in sea bass (*Dicentrarchus labrax*) following 1, 3 and 7 days exposure (Table 5). CPF have a higher significant repression on brain AChE at day1 and then its return to the physiological activity at day 3 and 7. The lack of AChE inhibition after 3 and 7 days in *D. labrax* seen in this work would indicate the total detoxification of CPF after this period and the recuperation of AChE activity,

probably due to the novo synthesis (Table 5). In the contrary of no effect of Ni on AChE activity, the mixture Ni and CPF, highly enhanced this activity in the late exposure time (day 3 and 7), consequently displaying neurotoxicity to the sea bass, which was inconsistent with the previous studies which show that metals or metals associated with pesticide may exert toxicity on the AChE activity (Scheil & Köhler, 2009; Wang & Wang, 2009)

5. CONCLUSION

The use of ChE activity in species cultivated for human consumption such as bivalves and fishes is of great importance for the assessment of the aquatic environment contamination. The results presented and discussed here indicate that different environmental factors, like the exposure to different classes of contaminants, can cause substantial changes in cholinesterase activity. The characterization and the evaluation of the AChE activity of these aquatic organisms may be useful for biomonitoring of other natural ecosystems.

ACKNOWLEDGMENTS

Studies mentioned in this review were supported by the fund from the Ministry of Scientific Research and Technology, University of Sousse, Tunisia (Research Unit of Biochemistry and Environmental Toxicology UR 04AGR05), and “Institution de la Recherche et de l’Enseignement Supérieur Agricole, (IRESA; Tunisia)”. We are most grateful to Pr. Mohamed Ben Khedher for extensive English revision to improve the quality of the review.

Table 5. Brain acetylcholinesterase (AChE) in juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) exposed to 500 µg/kg of Ni; 10 mg/kg of CPF and their mixture (Ni+CPF) for 1, 3, and 7 days. Two control groups of fishes were considered; 9% NaCl injected fishes and DMSO injected fishes. Data are means ± SD (n = 10). Significant difference between treated and relative controls was indicated as *, p<0.05; **, p<0.01. Data from Jebali et al., 2013b.

Tabela 5. Colinesterase cerebral em *Dicentrarchus labrax* juvenil exposto a 500 µg/kg de Ni; 10 mg/kg de CPF e a sua mistura (Ni+CPF) para 1, 3, e 7 dias. Foram considerados dois grupos controle; peixes injectados com 9% NaCl e peixes injectados com DMSO. Resultados expressos como médias ± SD (n = 10). Diferenças significativas entre controles indicadas como *, p<0.05; **, p<0.01. Dados retirados de Jebali et al. (2013b).

Group	Time exposure (Days)		
	1	3	7
[NaCl]	35.271±3.313	34.451±3.132	31.715±5.092
[DMSO]	39.671±7.965	36.942±2.476	33.366±6.616
[Ni]	43.037±3.336	43.560±7.575	39.218±2.537
[CPF]	24.840±6.160*	29.140±1.616	30.735±5.920
[Ni+CPF]	42.282±7.539	61.655±15.994**	42.441±7.817*

REFERENCES

- Attig, H.; Dagnino, A.; Negri, A.; Jebali, J.; Boussetta, H.; Viarengo, A.; Dondero, F.; Banni, M. (2010) - Uptake and biochemical responses of mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed to sublethal nickel concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(7):1712-1719. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.007.
- Augustinsson, K.B. (1963) - Cholinesterase and anticholinesterase agents. In: G.B. Koelle, (org), *Handbook of Experimental Pharmacology*, pp.89-128, Springer-Verlag, Berlin, Germany. ISBN: 978-3540029885.
- Banni, M.; Jebali, J.; Daubeze, M.; Clerandau, C.; Guerbej, H.; Narbonne, J.F.; Boussetta, H. (2005) - Monitoring pollution in Tunisian coasts: application of a classification scale based on biochemical markers. *Biomarkers*, 10(2-3):105-116. doi: 10.1080/13547500500107497.
- Ben-Khedher, S.; Jebali, J.; Kamel, N.; Banni, M.; Rameh, M.; Jrad, A.; Boussetta, H. (2013) - Biochemical effects in crabs (*Carcinus maenas*) and contamination levels in the Bizerta Lagoon: an integrated approach in biomonitoring of marine complex pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(4):2616-2631. doi: 10.1007/s11356-012-1156-x.
- Bocquen., G.; Galgani, F.; Walker, C.H. (1997) - Les cholinest. rases, biomarqueurs de neurotoxicit.. In: L. Lagadig, T. Caquet, J.C. Amiard & F. Ramade (eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspect fondamentaux*, pp.209-240, Masson, Paris, France. ISBN: 2225830533.
- Bonacci, S.; Corsi, I.; Focardi S. (2008) - Cholinesterase activities in the scallop *Pecten jacobaeus*: Characterization and effects of exposure to aquatic contaminants. *Science Of The Total Environment*, 392(1):99-109. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.11.029.
- Borówka, R.K.; Strobel, W.; Hałas, S. (2012) - Stable isotope composition of subfossil *Cerastoderma glaucum* shells from the Szczecin Bay brackish deposits and its palaeogeographical implications (South Baltic Coast, Poland). *Quaternary Research* 77(2):245-250, doi: 10.1016/j.yqres.2012.01.001
- Chatonnet, A.; Lockridge, O. (1989) - Comparison of butyrylcholinesterase and acetylcholinesterase. *Biochemical*, 260(3):625-634. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1138724/>
- Chuiko, G.M. (2000) - Comparative study of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase in brain and serum of several freshwater fish: Specific activities and in vitro inhibition by DDVP, an organophosphorus pesticide. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 127(3):233-242. doi: 10.1016/S0742-8413(00)00150-X.
- Çokugras, A.N. (2003) - Butyrylcholinesterase: Structure and Physiological Importance. *Turkish Journal of Biochemistry*, 28(2):54-61. Available at http://www.turkjbiochem.com/2003/054_061.pdf.
- Davoodi, F.; Claireaux, G. (2007) - Effects of exposure to petroleum hydrocarbons upon the metabolism of the common sole *Solea solea*. *Marine Pollution Bulletin*, 54(7):928-934. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.004
- Day, K.E.; Scott, I.M. (1990) - Use of acetylcholinesterase activity to detect sublethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations of organophosphate insecticides. *Aquatic Toxicology*, 18(2-3):201-224. doi: 10.1016/0166-445X(90)90021-G
- de la Torre, F.R.; Ferrari, L.; Salibian, A. (2002) - Freshwater pollution biomarker: Response of brain acetylcholinesterase activity in two fish species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 131 (3): 271-280. Available at <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1532045602000145>.
- Dellali, M.; Gnassia-barelli, M.; Romeo, M.; Aissa, P.; (2001) - The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mitillus galloprovincialis* in the biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 130(2):227-235. doi: 10.1016/S1532-0456(02)00014-5
- Elumalai, E.; Antunes, C.; Guilhermino, L. (2007) - Enzymatic biomarkers in the crab *Carcinus maenas* from the Minho River estuary (NM Portugal) exposed to zinc and mercury. *Chemosphere*, 66(7):1249-1255. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.07.030
- Fathallah, S.; Medhioub, M.N.; Medhioub, A.; Kraiem, M.M. (2011) - *Ruditapes decussatus* embryo-larval toxicity bioassay for assessment of Tunisian coastal water contamination. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 3(11):277-285. Available at http://academicjournals.org/article/article1380009080_Fathallah%20et%20al.pdf.
- Forget, J.; Bocquené, G. (1999) - Partial purification and enzymatic characterization of acetylcholinesterase from the intertidal marine copepod *Tigriopus brevicornis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 123(4):345-350. doi: 10.1016/S0305-0491(99)00073-5
- Galloway, T.S.; Brown, R.J.; Browne, M.A.; Dissanayake, A.; Lowe, D.; Jones, MB.; Depledge, M.H. (2004) - A multibiomarker approach to ecosystem management. *Environmental Science and Technology*, 38:1723-1731.
- Ghedira, J.; Jebali, J.; Banni, M.; Chouba, L.; Boussetta, H.; López-Barea, J.; Alhama, J. (2011) - Use of oxidative stress biomarkers in *Carcinus maenas* to assess littoral zone contamination in Tunisia. *Aquatic Biology*, 14:87-98. doi:10.3354/ab00377
- Goldberg, E.D.; Broecker, W.S. (1970) - Marine chemistry. In *National Academy of Sciences. National Research Council* 137-146.
- González-Wangüemert, M.; Cánovas, F.; Marcos, C.; Pérez-Ruzafa, A. (2009) - Phosphoglucose isomerase variability of *Cerastoderma glaucum* as a model for testing the influence of environmental conditions and dispersal patterns through quantitative ecology approaches. *Biochemical Systematics and Ecology*, 37(4):325-333. doi: 10.1016/j.bse.2009.05.013
- Harel, M.; Sussman, J.L.; Krejci, E.; Bon, S.; Chanal, P.; Massouli., J.; Silman, I. (1992) - Conversion of acetylcholinesterase to butyrylcholinesterase: Modeling and mutagenesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 89(22):10827-10831. Available at <http://www.pnas.org/content/89/22/10827.full.pdf>
- Helmut, S.; Braunbeck, T. (1998) - Cellular response profile to chemical stress. In: Gerrit Schüürmann & Bernd Markert (eds.), *Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects*, pp.521-569, Wiley, New York, U.S.A. ISBN: 0471176443
- Jebali, J.; Banni, M.; Guerbej, H.; Almeida, E.A.; Bannaoui, A.; Boussetta, H. (2006) - Effects of malathion

- and cadmium on acetylcholinesterase activity and metallothionein levels in the fish *Seriola dumerilli*. *Fish Physiology Biochemistry*, 32(1):93-98. doi: 10.1007/s10695-006-0041-2.
- Jebali, J.; Banni, M.; DeAlmeida, E.A.; Boussetta, H. (2007) - Oxidative DNA damage levels and catalase activity in the clam *Ruditapes decussatus* as pollution biomarkers of Tunisian marine environment. *Environmental Monitoring Assessment*, 124:195-200. doi: 10.1007/s10661-006-9217-6.
- Jebali, J.; Ben-Khedher, S.; Kamel, N.; Ghedira, J.; Bouraoui, Z.; Boussetta, H. (2011) - Characterization and evaluation of cholinesterase activity in the cockle *Cerastoderma glaucum*. *Aquatic Biology*, 13:243-250. doi:10.3354/ab00365
- Jebali, J.; Sabbagh, M.; Banni, M.; Kamel, N.; Ben-Khedher, S.; M'hamdi, N.; Boussetta, H. (2013c) - Multiple biomarkers of pollution effects in *Solea solea* fish on the Tunisia coastline. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(6):3812-3821. doi: 10.1007/s11356-012-1321-2.
- Jebali, J.; Chicano-Gálvez, E.; Banni, M.; Guerbej, H.; Boussetta, H.; López-Barea, J.; Alhama, J. (2013a) - Biochemical responses in sea bream (*Sparus aurata*) caged in-field or exposed to benzo (a) pyrene and paraquat. Characterization of glutathione S-transferases. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 88:169-177. doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.11.013.
- Jebali, J.; Banni, M.; Ben-Khedher, S.; Guerbej, H.; Boussetta, H. (2013b) - Biochemical Response of Sea bass *Dichentrarchus labrax* Experimentally Exposed to Nickel and Chlorpyrifos. *Biomarkers in Drug Development*, 2(1): online doi: 10.4172/jbdd.1000101.
- Johnson, G.; Moore, S.W. (2000) - Cholinesterases modulate cell adhesion in human neuroblastoma cells in vitro. *International Journal of Developmental Neuroscience*, 18(8):781-790. doi: 10.1016/S0736-5748(00)00049-6
- Kamel, N.; Jebali, J.; Banni, M.; Ben-Khedher, S.; Chouba, L.; Boussetta, H. (2012) -Biochemical Responses and metals levels in *Ruditapes decussatus* after exposure to treated municipal effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 82:40-46. doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.05.008.
- Kanazawajun, J. (1975) - Uptake and Excretion of Organophosphorus and Carbamate Insecticides by Fresh Water Fish, Motsugo, *Pseudorasbora parva*. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 14(3):346-352. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/1174751>.
- Kessabi, K.; Annabi, A.; Ibn Hadj Hassin, A.; Bazin, I.; Mnif, W.; Said, K.; Messaoudi, I. (2013) - Possible chemical causes of skeletal deformities in natural populations of *Aphanius fasciatus* collected from the Tunisian coast. *Chemosphere*, 90(11):2683-2689. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.11.047.
- Kirby, M.F.; Morris, S.; Hurst, M.; Kirby, S.J.; Neall, P.; Tylor, T. (2000) - The use of cholinesterase activity in flounder (*Platichthys flesus*) muscle tissue as a biomarker of neurotoxic contamination in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 40(9):780-791. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00069-2
- Koenig, S.; Guillén, K.; Solé, M. (2013) - Comparative xenobiotic metabolism capacities and pesticide sensitivity in adults of *Solea solea* and *Solea senegalensis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 157(4):329-336. doi: 10.1016/j.cbpc.2013.03.002.
- Kovarik, Z.; Bosak, A.; Sinko, G.; Latas, T. (2003) - Exploring the Active Sites of Cholinesterases by Inhibition with Bambuterol and Haloxon. *Croatia Chemica Acta*, 76(1):63-67. Available at http://cat.inist.fr/?aModele=af_ficheN&cpsid=14767748.
- Lavado, R.; Ureña, R.; Martin-Skilton. R.; Torreblanca, A.; Del Ramo, J.; Raldúa, D.; Porte, C. (2006) - The combined use of chemical and biochemical markers to assess water quality along the Ebro River. *Environmental Pollution*, 139(2):330-339. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16040174>.
- Livingstone, D.R. (1998) - The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A*, 120(1):43-49. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9773498>.
- Lopez-Carillo, L.; Lopez-Cervantes, M. (1993) - Effect of exposure to organophosphate pesticides on serum cholinesterase levels. *Archives of environmental health*, 48(5):359-363. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8215602>.
- Machreki-Ajmi, M.; Ketata, I.; Ladhar-Chaabouni, R.; Hamza-Chaffai, A. (2008) - The effect of *in situ* cadmium contamination on some biomarkers in *Cerastoderma glaucum*. *Ecotoxicology*, 17(1):1-11. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18060580>.
- Massoulié, J.; Pezzementi, L.; Bon, S.; Krejci, E.; Vallette, F.M.; (1993) - Molecular and cell biology of cholinesterases. *Progress in Neurobiology*, 41(1):31-91. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8321908>.
- Mastrantonio, G.; Mack, H.G.; Della Védova, C.O. (2008) - Interpretation of the mechanism of acetylcholinesterase inhibition ability by organophosphorus compounds through a new conformational descriptor. An experimental and theoretical study. *Molecular Model*, 14(9):813-821. doi: 10.1007/s00894-008-0321-0.
- Matozzo, V.; Marin, M.G. (2007) - First evidence of altered vitellogenin-like protein levels in clam *Tapes philippinarum* and in cockle *Cerastoderma glaucum* from the Lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin*, 55(10-12): 494-504. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17936854>.
- Monserrat, J.M.; Bianchini, A.; Bainy, A.C.D. (2002) - Kinetic and toxicological characteristics of acetylcholinesterase from the gills of oysters (*Crassostrea rhizophorae*) and other aquatic species. *Marine Environmental Research*, 54(3-5): 781-785. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12408650>.
- Monserrat, J.M.; Martínez, P.E.; Geracitano, L.; Amado, L.L.; Gaspar Martins, C.M.; Leães Pinho, G.L.; Chaves, I.S.; Ferreira-Cravo, M.; Ventura-Lima, J.; Bianchini, A.; (2007) - Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 146(1-2):221-234. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17045848>.

- Nicolet, Y.; Lockridge, O.; Masson, P.; Fontecilla-Camps, J.C.; Nachon, F. (2003) - Crystal Structure of Human Butyrylcholinesterase and of Its Complexes with Substrate and Products. *Biological Chemistry*, 278(42): 41141-41147. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12869558>.
- O'Brien, R.D. (1976) - Acetylcholinesterase and its inhibition. In: C.F. Wilkinson (ed.), *Insecticide Biochemistry and Physiology*, pp.271-296, Springer Science + Business Media, New York, NY, U.S.A. ISBN: 978-1489922144.
- Ozmen, M.; Ayas, Z.; Gungurdu, A.; Ekmekci, G. F.; Yerli, S. (2007) - Ecotoxicological assessment of water pollution in Sariyar Dam Lake, Turkey. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(1):163-173. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17582495>.
- Palermo, FA.; Cocci, P.; Nabissi, M.; Polzonetti-Magni, A.; Mosconi, G. (2012) - Cortisol response to waterborne 4-nonylphenol exposure leads to increased brain POMC and HSP70 mRNA expressions and reduced total antioxidant capacity in juvenile sole (*Solea solea*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 156(3-4):135-139. doi: 10.1016/j.cbpc.2012.08.002.
- Pená-Llopis, S.; Dolores Ferrando, M.; Pená, J.B. (2003) - Fish tolerance to organophosphate- induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetylcysteine. *Aquatic Toxicology*, 65(4):337-360. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14568351>.
- Pezzementi, L.; Chatonnet, A. (2010) - Evolution of cholinesterases in the animal kingdom. *Chemico-Biological Interactions*, 187(1-3):27-33. doi:10.1016/j.cbi.2010.03.043.
- Pezzementi, L.; Nickson, H.C.; Dunn, R.C.; Bradley, R.G. (1989) - Molecular forms of acetylcholinesterase from the skeletal muscle of the ammocoete of the lamprey *Petromyzon marinus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 92(2):385-387. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/2924545>.
- Quinn, D.M. (1987) - Acetylcholinesterase: enzyme structure, reaction dynamics, and virtual transition states. *Chemical Reviews*, 87(5):955-979. doi: 10.1021/cr00081a005.
- Rezgui, A. (2007) - *Contribution of geographic information systems for the determination of the impact of heavy metals on the surface sediments of coastal Monastir-Sayada*. Diplôme of master. TUNIS II University, Tunisia.
- Ribocco, C.; Hardiman, G.; Sášík, R.; Vittori, S.; Carnevali, O. (2012) - Teleost fish (*Solea solea*): a novel model for ecotoxicological assay of contaminated sediments. *Aquatic Toxicology*, 109:133-142. doi: 10.1016/j.aquatox.2011.12.002.
- Romani, R.; Corsi, I.; Bonacci, S.; Focardi, S.; De Medio, G.E.; De Santis, A.; Incarnato, F.; Giovannini, E.; Rosi, G.; (2006) - Organophosphate-resistant forms of acetylcholinesterases in two scallops-the Antarctic *Adamussium colbecki* and the Mediterranean *Pecten jacobaeus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 145(2):188-196. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16931084>.
- Roméo, M.; Hoarau, P.; Garello, G.; Gnassia-Barelli, M.; Girard, J.P. (2003) - Mussel transplantation and biomarkers as useful tools for assessing water quality in the NW Mediterranean. *Environmental Pollution*, 122(3):369-378. doi: 10.1016/S0269-7491(02)00303-2
- Rosenberry, T.L. (1975) - Catalysis by acetylcholinesterase: Evidence that the rate-limiting step for acylation with certain substrates precedes general acid-base catalysis *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 72(10):3834-3838. Available at <http://www.pnas.org/content/72/10/3834.full.pdf>.
- Sabbagh, M. (2011) - *Study of biochemical biomarkers and biometrics in Solea solea: Validation of the use of some sites Tunisian coast*. 60p., diplôme of master, Monastir University, Tunisia. *Unpublished*.
- Sahnoun, O. (2000) - *Geochemistry studies of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Mn, Cr, Ni, Pb and Fe) in the sediments of Monastir bay*. 132p., diplôme of master, Tunis II University, Tunisia. *Unpublished*.
- Sanders, M.; Mathews, B.; Sutherland, D.; Soong, W.; Giles, H.; Pezzementi, L. (1996) - Biochemical and molecular characterization of acetylcholinesterase from the hagfish *Myxine glutinosa*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 115(1):97-109. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8896335>.
- Scheil, V.; Köhler, H.R. (2009) - Influence of Nickel Chloride, Chlorpyrifos, and Imidacloprid in Combination with Different Temperatures on the Embryogenesis of the Zebrafish *Danio rerio*. *Arch Environmental Contamination Toxicology*, 56(2):238-243. doi: 10.1007/s00244-008-9192-8.
- Silman, I.; Sussman, J.L. (2005) - Acetylcholinesterase: 'classical' and 'non-classical' functions and pharmacology. *Current Opinion in Pharmacology*, 5(3):293-302. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15907917>.
- Solé, M.; Porte, C.; Barcelo, D.; Albaiges, J. (2000) - Bivalves Residue Analysis for the Assessment of Coastal Pollution in the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 40(9):746-753. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00011-4
- Solé, M.; Vega, S.; Varó, I. (2012) - Characterization of type "B" esterases and hepatic CYP450 isoenzymes in Senegalese sole for their further application in monitoring studies. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 78:72-79. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.11.013.
- Soreq, H.; Zakut, H. (eds.) (1990) - *Cholinesterase Genes Multileveled Regulation*. 108p., S Karger Pub, Basel, Switzerland. ISBN 13: 9783805551373
- Sturm, A.; Wogram, J.; Segner, H.; Liess, M. (2000) - Different sensitivity to organophosphates of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase from three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*): application in biomonitoring. *Environmental and Toxicology Chemosphere*, 19:1607-15. Available at <http://www.ufz.de/index.php?en=14784>.
- Sussman, J.L.; Harel, M.; Frolow, F.; Oefner, C.; Goldman, A.; Toker, L.; Silman, I.; (1991) - Atomic structure of acetylcholinesterase from *Torpedo californica*: a prototypic acetylcholine binding protein. *Science*, 253(5022): 872-879. doi: 10.1126/science.1678899
- Talesa, V.; Grauso, M.; Arpagaus, M.; Giovannini, E.; Romani, R.; Rosi, G. (1999) - Molecular cloning

- and expression of a full-length cDNA encoding acetylcholinesterase in optic lobes of *Loligo opalescens*: a new member of the cholinesterase family resistant to diisopropyl fluorophosphate. *Neurochemical*, 72(3):1250–1258. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10037498>.
- Talesa, V.; Principato, G.B.; Giovannini, E.; Grauso, M.; Rosi, G. (1993) - Evidence for a molecular polymorphism of Cholinesterase in *Sepia officinalis* (Cephalopoda: Decapoda). *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 106(3):557–562. doi: 10.1016/0305-0491(93)90132-O
- Talesa, V.; Principato, G.B.; Giovannini, E.; Norton, S.J.; Rosi, G. (1994) - Presence of a soluble tetrameric (blood) and membrane-bound dimeric forms of cholinesterase in the mollusk *Murex brandaris* (Gastropoda: Neogastropoda). *Experimental Zoology*, 270:233–244. doi: 10.1002/jez.1402700302.
- Talesa, V.; Romani, R.; Antognelli, C.; Giovannini, E.; Rosi, G.; (2002) - Different expressions of organophosphate resistant acetylcholinesterases in the bivalve mollusk *Scapharca inaequivalvis* living in three different habitats. *Environmental Toxicology Chemistry*, 21(1):102–108. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11804042>.
- Talesa, V.; Romani, R.; Rosi, G.; Giovannini, E. (1996) - Biochemical Characterization and Histochemical Localization in the Nervous System. *European Journal of Biochemistry*, 238(2):538–548. doi: 10.1111/j.1432-1033.1996.0538z.x
- Taylor, P. (1991) - The cholinesterases. *Biology Chemistry* 266: 4025–4028. Available at <http://www.jbc.org/content/266/7/4025.full.pdf+html>.
- Tlili, S.; Jebali, J.; Banni, M.; Haouas, Z.; Mlayah, A.; Helal, A.N.; Boussetta, H. (2010a) - Multimarker approach analysis in common carp *Cyprinus carpio* sampled from three freshwater sites. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168:285–298. doi: 10.1007/s10661-009-1112-5.
- Tlili, S.; Métais, I.; Boussetta, H.; Mouneyrac, C. (2010b) - Linking changes at sub-individual and population levels in *Donax trunculus*: Assessment of marine stress. *Chemosphere*, 81(6):692–700. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.07.064.
- Tōugu, V.; (2001) - Acetylcholinesterase: mechanism of catalysis and inhibition. *Current Medicinal Chemistry - Central Nervous System Agents*, 1:155–170. doi:10.2174/1568015013358536.
- Triscianni, A.; Corsi, I.; Della Torre, C.; Perra, G.; Focardi, S.; (2011) - Hepatic biotransformation genes and enzymes and PAH metabolites in bile of common sole (*Solea solea*, Linnaeus, 1758) from an oil contaminated site in the Mediterranean Sea: a field study. *Marine Pollution Bulletin*, 62(4):806–814. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.01.001.
- Van der Oost, R.; Lopes, S.C.C.; Komen, H.; Satumalay, K. (1998) - Assessment of environmental quality and inland water pollution using biomarker responses in caged carp (*Cyprinus carpio*): Use of a bioactivation: Detoxication ratio as a Biotransformation Index (BTI). *Marine Environmental Research*, 46(1–5):315–319. doi: 10.1016/S0141-1136(97)00096-2
- Vioque-Fernández, A.; Alves de Almeida, E.; Ballesteros, J.; García-Barrera, T.; Gómez-Ariza, J.L.; López-Barea, J. (2007) - Dónana National Park survey using crayfish (*Procambarus clarkii*) as bioindicator: esterase inhibition and pollutant levels. *Toxicology Letters*, 168(3):260–268. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17157454>.
- Wang, M.H.; Wang, G.Z. (2009) - Biochemical response of the copepod *Tigriopus japonicus* mori experimentally exposed to cadmium. *Arch Environmental Contamination Toxicology*, 57(4):707–717. doi: 10.1007/s00244-009-9319-6.
- Whittaker, M. (1980) - Plasma cholinesterase variants and the anaesthetist *Anaesthesia* 35 (2): 174–97. Available at <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/6992635>.
- Whittaker, M. (1986) - *Cholinesterase*. 134p., S Karger Pub, Basel, Switzerland. ISBN: 9783805542579
- Zrafi, I.; Bakhrouf, A.; Rouabhia, M.; Saidane-Mosbahi, D. (2013) - Aliphatic and aromatic biomarkers for petroleum hydrocarbon monitoring in Khniss Tunisian-Coast, (Mediterranean Sea) *Procedia Environmental Sciences*, 18: 211–220. doi: 10.1016/j.proenv.2013.04.027. *al.*, 2011



http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-432_Mello.pdf | DOI:10.5894/rgci432

Dinâmica da expansão urbana na zona costeira brasileira: o caso do município de São Vicente, São Paulo, Brasil *

*Urban expansion dynamic in the Brazilian coastal zone:
the case of São Vicente city, state of São Paulo, Brazil*

Kaline Mello ^{@,1}, Rogério Hartung Toppa ², Denis Moledo de Souza Abessa ³, Mariana Castro ²

RESUMO

A região costeira do Estado de São Paulo passa por constante processo de expansão urbana, de forma, geralmente, não planejada, resultando na supressão de áreas naturais, principalmente os ambientes costeiros sensíveis, como manguezais, restingas e encostas. Em especial, a Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), localizada no centro do litoral do Estado de São Paulo, sofre pressão urbana ligada à expansão das atividades econômicas na região. Nesse sentido, o presente trabalho analisou a dinâmica da expansão urbana do município de São Vicente, localizado na RMBS, entre os anos de 1963 a 2007, correlacionando-a com os ciclos econômicos e as políticas públicas regionais, com o objetivo de subsidiar o planejamento territorial e ambiental das cidades litorâneas. Para tanto, foram utilizados seis mosaicos de fotografias aéreas de cada década analisada, para o mapeamento das áreas urbanas em ambiente SIG. Os dados sobre a urbanização foram cruzados entre os anos para se obter a expansão urbana no período analisado. O maior crescimento das áreas urbanas (29,75%) foi observado no período de 1972 a 1987, intimamente ligado ao incremento de infraestrutura na região, em especial com a expansão das rodovias que ligam a capital do estado com a Baixada Santista. A área insular de São Vicente já se apresentava bastante consolidada em 1963, com expansão de núcleos urbanos ao longo do período analisado associado ao processo de favelização. A expansão urbana foi maior na área continental do que na área insular, tendo as estradas e ferrovia como vetores de ocupação. O crescimento econômico da Baixada Santista, relacionado à exploração de óleo e gás na Bacia de Santos e à expansão das atividades portuárias, poderá direcionar ainda mais o adensamento urbano para São Vicente, ameaçando os remanescentes de Mata Atlântica das Unidades de Conservação da região. O processo histórico de ocupação identificado indica uma tendência regional de drástica substituição da paisagem natural ainda existente em áreas limítrofes às Unidades de Conservação, por uma paisagem antrópica, que, provavelmente, será representada por ocupações irregulares sem infraestrutura urbana adequada para a sustentabilidade regional.

PALAVRAS-CHAVE: Baixada Santista; Mata Atlântica; Serra do Mar; Sistema de Informações Geográficas, Planejamento Ambiental.

@ - Corresponding author: <kaline.mello@gmail.com>

1 - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Departamento de Engenharia de Biosistemas. Avenida Pádua Dias, 11, Piracicaba, SP, Brasil.

2 - Universidade Federal de São Carlos, Campus de Sorocaba, Departamento de Ciências Ambientais. Rodovia João Leme dos Santos, km 110, Sorocaba, SP, Brasil.

3 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus Experimental do Litoral Paulista. Praça Infante Dom Henrique, s/nº, São Vicente, SP, Brasil.

ABSTRACT

The Coastal Zone of São Paulo State (Southeast Brazil) has been under a constant process of urban expansion, which usually occurred by an unplanned way, resulting in the suppression of natural areas, especially some sensitive coastal environments such as mangroves, salt marshes and Atlantic rainforest formerly occupying hillsides and lowlands. In this sense, this study analyzed the dynamic of urban growth of São Vicente city, located on the central-south coast of São Paulo, between the years 1963 to 2007, with main concern for the urban expansion in the Coastal Zone. To achieve that, we used six mosaics of aerial photographs from each decade within the analyzed period, in order to map the urban areas in a GIS environment. Data on urbanization were crossed between the subsequent decades to get the urban expansion in the analyzed period. We correlated the urban expansion cycles with regional public policies, with the aim of subsidize the comprehension of the territorial and environmental planning of coastal cities. The largest growth in urban areas (29.75%) was observed in the period 1972 to 1987, and was closely linked to the establishment of anthropic infra-structure (railways, roads, pipelines, electric transmission lines, among others) in the region, particularly the expansion of highways linking the state capital with the coastal cities (especially Santos, Cubatão, São Vicente, Guarujá). This period is coincident to the larger population growth within the studied timeline, when more than 76,000 inhabitants established in the city. The occupation of the island of São Vicente has already had quite consolidated in 1963, and the further expansion of urban centers during the analyzed period was associated with the process of slumming. Urban expansion was greater in the continental area, reaching to 200%, where roads and railways represented the main vectors of occupation. Territorial occupation was also influenced by the high valuation of terrains situated close to the beaches and the concentration of real state ventures, which were mostly reserved to serve as second residences for richer people, whereas poorer classes were induced to occupy mangroves, estuarine banks and hillside areas, most of them within protected or vulnerable areas. A strong correlation was observed between occupied area and population growth rates, showing that migration and arrival of new inhabitants were associated to loss of natural areas. However, the occupation speed seemed to be regulated by macroeconomic factors, in addition to the expansion of roads. The rates of population and urban growth during the last two periods were reduced in comparison to the initial periods; however, it must be highlighted that both population and urbanization presented a continuous growth, which was initially more intense. Another important factor that historically have exerted pressure on the natural areas of São Vicente is the seasonality, as fluctuating population reaches to more than 1,350 thousand people, which is almost equivalent to the resident population. The recent economic growth of Santos, related to oil and gas exploration in the Santos Basin and the expansion of port and industrial activities, may induce further urbanization for São Vicente, threatening mangroves and the remnants of Atlantic Forest from the local Protected Areas, as well as their nearby areas, which have the function of being buffer zones. Urban sprawl in coastal zones should attend the various planning instruments that are applied to rule territorial ordering and solve land use conflicts, considering the protection of natural environments from economic interests, as predicted by the Federal and State coastal management plans.

Keywords: Baixada Santista; Atlantic Rain Forest; Serra do Mar; Geographic Information System; Environmental Planning.

1. INTRODUÇÃO

A zona costeira é reconhecida por apresentar usos múltiplos dos espaços e dos recursos naturais, com diferentes formas de ocupação e desenvolvimento de diversas atividades humanas. A Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), localizada na porção central do litoral paulista, caracteriza-se especialmente por ser uma região altamente urbanizada e populosa, reflexo do crescimento econômico ligado às atividades industriais e portuárias e ao turismo de veraneio (Afonso, 2005). Criada formalmente em 1996, a RMBS é formada por 9 municípios: Bertioga, Cubatão, Itanhaém, Mongaguá, Peruíbe, Praia Grande, Santos e São Vicente e possui o maior porto da América Latina. Limitada pelas escarpas da Serra do Mar, a RMBS engloba uma faixa estreita de planície litorânea, com intensa urbanização principalmente nas cidades de São Vicente, Santos, Cubatão e Guarujá. A falta de planejamento do crescimento urbano, somada ao crescimento econômico e industrial, constituiu o principal meio de alteração da paisagem na região (Afonso, 2006).

Entre 2007 e 2009, a RMBS foi a região paulista de maior crescimento populacional, e os novos investimentos em toda a zona costeira, desde a ampliação do corredor de exportações de São Sebastião até descobertas de óleo na Bacia de Santos (nas áreas conhecidas como pré e pós-sal), poderão resultar num aumento das migrações devido à expectativa de geração

de empregos (SMA/CPLA, 2009). A RMBS é o principal polo centralizador das indústrias que pretendem atuar, direta e indiretamente, na exploração de óleo e gás em águas rasas e na região do Pré-Sal, favorecendo o desenvolvimento econômico da região, podendo contribuir para o aumento populacional e agravar os casos de ocupação irregular. Considerando que a região dispõe de quantidades limitadas de áreas para a expansão urbana, existe a forte preocupação de que ocorra aumento de ocupações em áreas protegidas, como manguezais ou o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), que protege toda a escarpa desde o limite sul até o limite norte do litoral paulista (SMA/CPLA, 2009).

O município de São Vicente ilustra o conflito entre os usos múltiplos na zona costeira, sendo o segundo município mais populoso da RMBS, que enfrenta problemas com o crescimento urbano desordenado e a especulação imobiliária, intensificando a ocupação de áreas ambientalmente frágeis e de risco. Por outro lado apresenta uma importância ecológica muito grande, com 65% de sua vegetação considerada sob algum tipo de proteção legal (SMA/IF, 2007), principalmente pela presença de Unidades de Conservação (UC), como o PESM e o Parque Estadual Xixová Japuí (PEXJ). O PESM é a maior UC do Estado de São Paulo, e um dos maiores remanescentes do bioma Mata Atlântica. O planejamento territorial e ambiental das cidades litorâneas, como é o caso de São Vicente, deve ser realizado de forma a evitar a ocupação

irregular em regiões, o que além de provocar impactos negativos sobre a biodiversidade, promove a alteração da topografia e da permeabilidade do solo, o que pode causar riscos à saúde humana (Afonso, 2006).

As análises das mudanças no uso e na cobertura da terra representam uma abordagem para avaliar as mudanças nos ecossistemas e suas implicações ambientais em várias escalas temporais e espaciais (Lambin, 1997). Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) permitem a integração de dados espaciais de diferentes fontes e datas, transformando dados em informação destinada ao apoio à decisão, subsidiando diagnósticos ambientais, elaboração de zoneamentos e previsão de cenários futuros (Topa et al, 2013), podendo gerar projeções de alterações ou impactos sobre os ecossistemas costeiros, visando à adoção de medidas mitigadoras quanto aos novos projetos e empreendimentos com vistas ao gerenciamento costeiro integrado (Dahdouh-Guebas, 2002). Permitem, também, estabelecer ações e/ou políticas que visem direcionar a urbanização para áreas consideradas mais adequadas, ao mesmo tempo em que inibam a ocupação das áreas ambientalmente sensíveis ou ecologicamente importantes.

Considerando o histórico de ocupação desordenada e a tendência de aumento da pressão urbana na RMBS motivada pela exploração de óleo e gás e pela especulação imobiliária, assim como grande parte das cidades costeiras no Brasil e no mundo, foi analisada a dinâmica da urbanização do município de São Vicente no período de 1963 a 2007,

associando dados de uso e ocupação da terra com dados dos ciclos econômicos e políticas públicas regionais, com a finalidade de subsidiar o planejamento urbano e territorial das cidades litorâneas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O município de São Vicente localiza-se entre as coordenadas UTM 7343485 – 7356739 N e 332094 – 362510 E, na região central do litoral paulista e a 71 km da capital São Paulo. Encontra-se no domínio Planalto Atlântico, com predomínio de planície costeira e escarpas da Serra do Mar (Figura 1), chegando até 1.000 m de altitude (Figura 2) (Amorim & Oliveira, 2008) e vegetação do Bioma Mata Atlântica, com fisionomias de restinga, mangue e floresta ombrófila densa. Apresenta como limites os municípios de Itanhaém e Mongaguá ao extremo oeste, São Paulo ao noroeste, São Bernardo do Campo e Cubatão ao norte, Santos ao nordeste-leste, ao sul o Oceano Atlântico e ao sul-sudeste Praia Grande. A Ilha de São Vicente abriga parte dos municípios de São Vicente e Santos, e concentra o aglomerado urbano de ambas as cidades. A porção terrestre de São Vicente é representada por 13,4% de área insular e por 86,6% de área continental. Por outro lado, a parte insular abriga 70% da população atual do município (IBGE, 2011), enquanto a área continental abriga as duas UC.

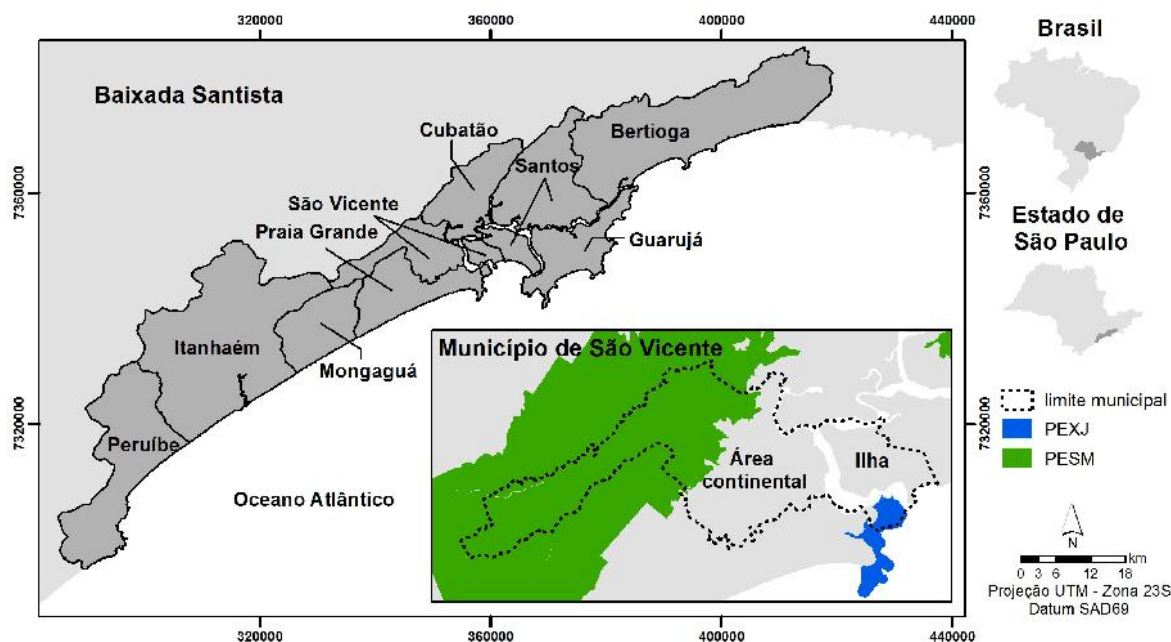


Figura 1. Localização do município de São Vicente, Baixada Santista, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 1. City of São Vicente, Baixada Santista, State of São Paulo, Brazil.

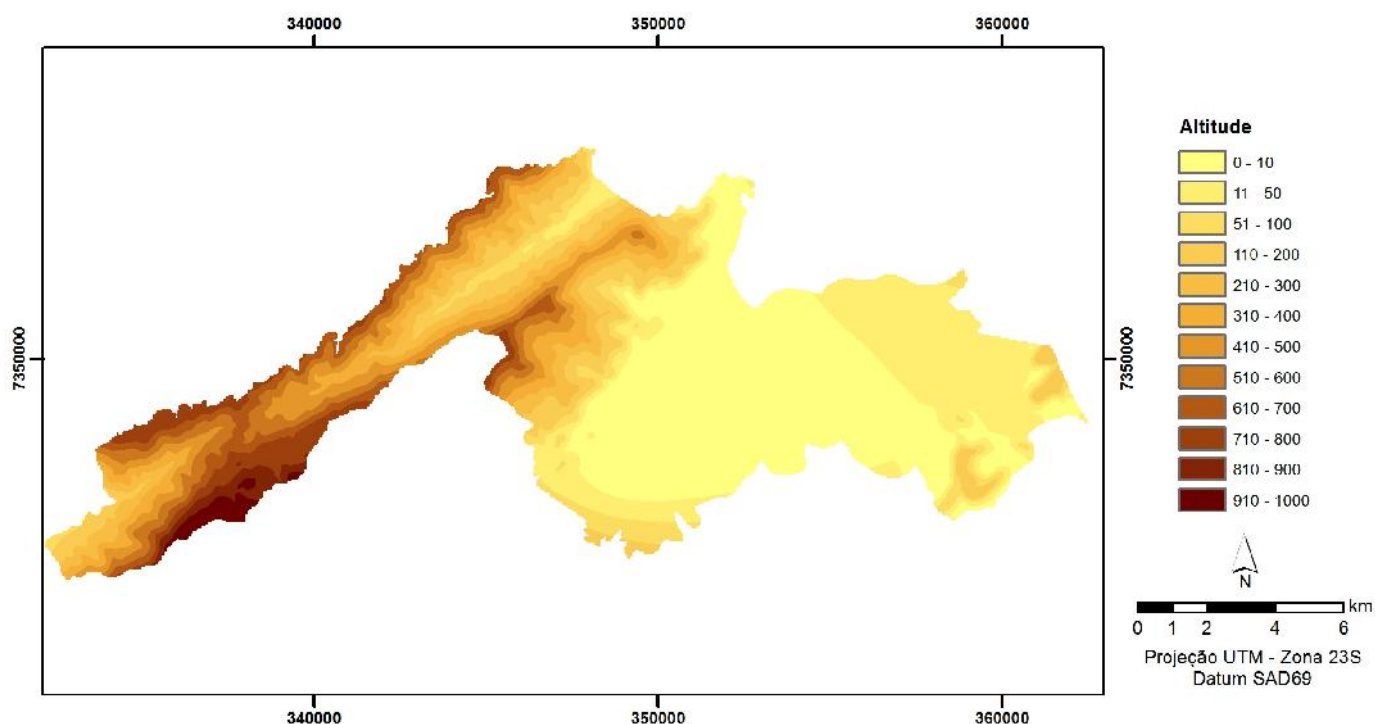


Figura 2. Mapa de altimetria do município de São Vicente, São Paulo, Brasil.

Figure 2. Elevation map of São Vicente city, State of São Paulo, Brazil.

2.2. Procedimentos

Para a análise espaço-temporal da expansão da urbanização no município de São Vicente foi utilizada uma série de fotografias aéreas ortogonais dos anos de 1963 (escala 1:60.000), 1972 (escala 1:25.000), 1982 (escala 1:35.000), 1994 (escala 1:25.000), 2001 (escala 1:25.000) e 2007 (escala 1:25.000). As ortofotos de 2001 e 2007 foram obtidas em formato digital, cedidas pela Polícia Ambiental Estadual. As fotografias de 1963, 1972, 1982 e 1994 foram digitalizadas, mosaicas e georreferenciadas com a utilização do programa MapInfo 9.0. Foram feitas correções quanto a cor e descarte de bordas. Os pontos de controle para o georreferenciamento foram tomados do mosaico do ano de 2001.

O mapeamento das áreas urbanizadas, estradas e ferrovias foi realizado no programa MapInfo 9.0 pelo método de vetorização digital em tela por meio de interpretação visual, em escala 1:20.000. Após o mapeamento, foi verificada a verdade terrestre com o apoio de receptor GPS e máquina fotográfica digital, o que possibilitou a aquisição de novos dados, que, juntamente com as observações de campo, levaram à confirmação das classes previamente interpretadas e ao acréscimo de novas informações ao mapeamento.

Com o auxílio do MapInfo 9.0, foram calculadas as áreas em hectare de cada mancha urbana e a área total urbana para os seis mapas referentes aos diferentes anos, permitindo a obtenção das seguintes informações:

- Quantificação das áreas urbanizadas, em hectares, para cada ano;

- Porcentagem da área urbanizada em relação ao total da área de estudo para cada ano;
- Tabulação cruzada das áreas urbanizadas em diferentes datas, quantificando respectivas porcentagens de variação para os períodos 1963-1972, 1972-1987, 1987-1994, 1994-2001 e 2001-2007.

A diferença de área em hectares de uma data para outra foi calculada para verificar o aumento ou a diminuição da ocupação (equação 1).

$$\text{Diferença (ha)} = \text{Área}_{\text{data final}} - \text{Área}_{\text{data inicial}} \quad (1)$$

A porcentagem de variação para cada período foi calculada com base na equação 2:

$$\text{Variação (\%)} = \frac{\text{Área}_{\text{data final}} - \text{Área}_{\text{data inicial}}}{\text{Área}_{\text{inicial}}} \times 100 \quad (2)$$

Para relacionar a dinâmica da urbanização com os ciclos econômicos e as políticas públicas adotadas nos períodos analisados, foi efetuado um levantamento bibliográfico do histórico da ocupação na região, bem como de dados censitários do município de São Vicente para todo o período de 1960 a 2010. Os valores de número de habitantes e área urbanizada foram comparados por meio de regressão linear.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

São Vicente apresentou um incremento de áreas urbanizadas de aproximadamente 95% entre os anos de 1963 e 2007 (Tabela 1), com pico de crescimento de 29,75% no período de 72-87 (Tabela 2). O crescimento urbano e o crescimento populacional apresentaram alto valor de correlação (88%) (Figura 3), indicando que o crescimento das áreas urbanas está intimamente ligado à chegada de pessoas na região.

A área insular de São Vicente já aparece bastante ocupada no ano de 1963, e a partir de 1972 tem pouco crescimento urbano, com incremento de 305 hectares até o ano de 2007 (Figura 4; Tabela 1). Esse crescimento está associado à ocupação de alguns vazios urbanos na ilha, aterramentos de mangue e estuário e estabelecimento de palafitas, na maior parte ocupações irregulares, uma vez que não havia praticamente mais áreas regulares a serem ocupadas a partir de 1972.

Tabela 1. População residente e total de área urbanizada no município de São Vicente/SP entre 1960 e 2010. * Fonte: IBGE, Censos Demográficos de 1960, 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010.

Table 1. Resident population and total urbanized area in the city of São Vicente, State of São Paulo, between 1960 and 2010.

Ano	População (n° habitantes)*	Área urbanizada (ha)	Porcentagem de área urbanizada (%)	Área urbanizada na porção continental (ha)	Área urbanizada na porção insular (ha)
1963	77.208	1.385	9,17	162	1183
1972	116.485	1.765	11,69	327	1438
1987	193.008	2.290	15,16	603	1687
1994	268.618	2.484	16,45	799	1685
2001	303.551	2.514	16,65	830	1684
2007	332.445	2.686	17,9	943	1743

* Source: IBGE, Demographic Censuses of the years 1960, 1970, 1980, 1991, 2000 and 2010.

Tabela 2. Taxa de crescimento da urbanização do município de São Vicente/SP em cada período.

Table 2. Growth rate of urbanized areas in the city of São Vicente, State of São Paulo, at each period.

Período	Aumento da área urbanizada (ha)	Aumento da população (habitantes)	Variação da área urbanizada (%)	Aumento populacional (%)
1963-1972	380	39.277	27,44	50,87
1972-1987	525	76.523	29,75	65,69
1987-1994	194	75.610	8,47	39,17
1994-2001	30	34.933	1,20	13,01
2001-2007	189	28.894	6,84	9,52

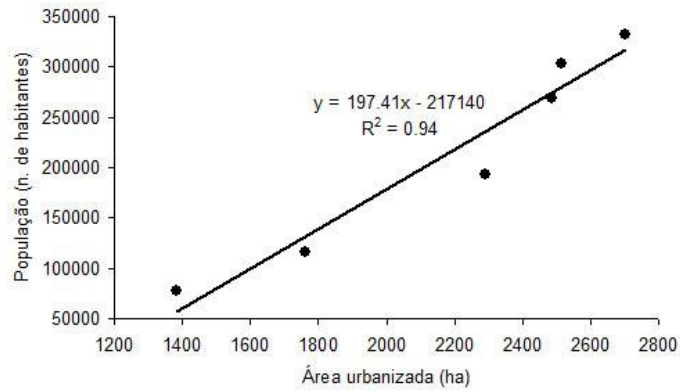


Figura 3. Regressão linear dos valores de área urbanizada e número de habitantes ($p=0,0014$; $R^2=0,94$; correlação = 88%).

Figure 3. Linear regression of the values of urbanized area and number of inhabitants ($p = 0.0014$, $R^2 = 0.94$, correlation = 88%).

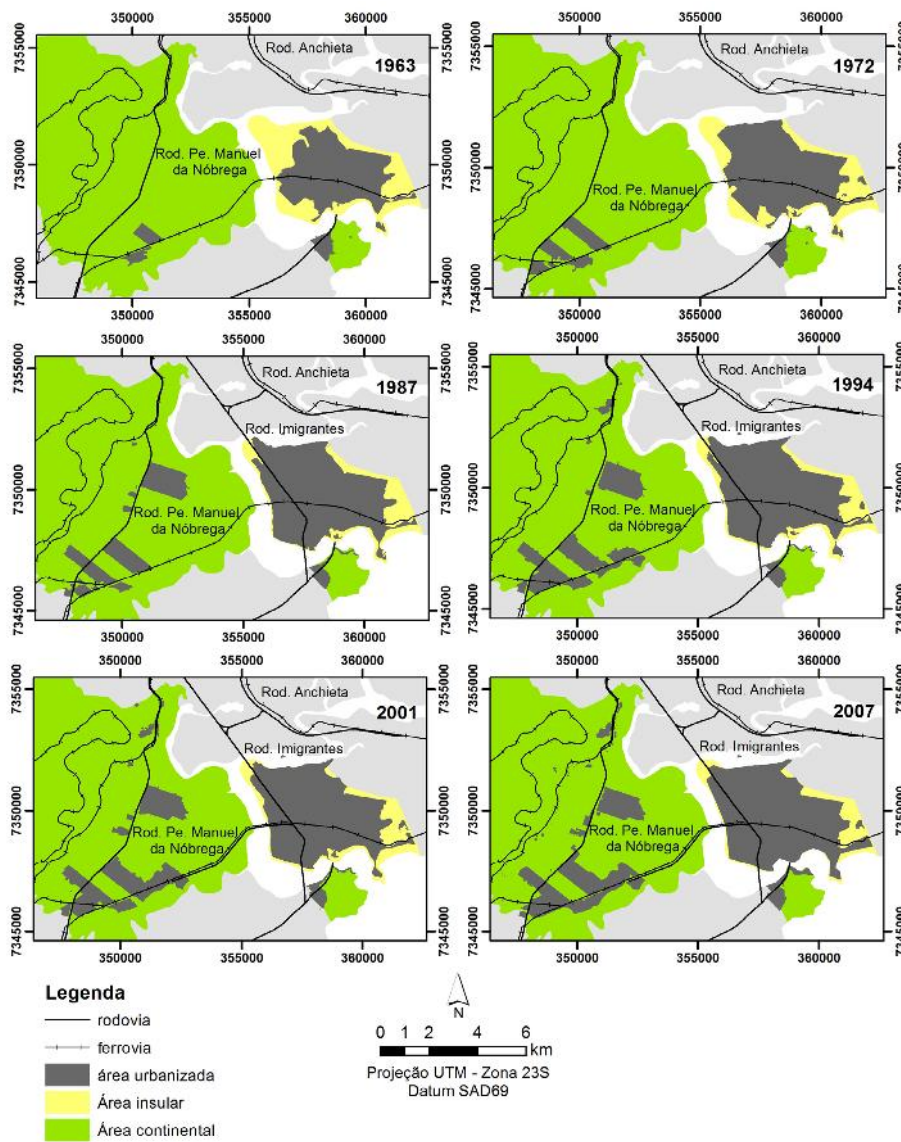


Figura 4. Expansão da mancha urbana no município de São Vicente entre os anos de 1963 e 2007.

Figure 4. Expansion of urban area in the city of São Vicente between the years 1963 and 2007.

Até a década de 1950, as atividades portuárias na RMBS constituíram a base para o crescimento urbano da região, associadas ao desenvolvimento da cidade de São Paulo e do interior. Com solos pobres e trechos de alta declividade que não permitiam a expansão agrícola, o desenvolvimento teve um caráter urbano marcante para a Baixada Santista nessa época, com economia baseada no comércio. Com a inauguração da Refinaria Presidente Bernardes, em 1955, no município de Cubatão, juntamente com outras indústrias petroquímicas, foi estabelecida uma das mais importantes cadeias produtivas do país, iniciando-se uma importante fase para a economia regional, com o estabelecimento do polo industrial de Cubatão (Lisboa, 2005). A implantação do complexo industrial estimulou um processo migratório para a região, inclusive para o município de São Vicente, devido à oferta de trabalho, inicialmente na construção civil, e depois nas próprias indústrias (Ribeiro Neto & Oliveira, 1989).

Nesse mesmo período, a planície litorânea era urbanizada junto ao mar, transformando dunas e restingas em um contínuo urbano linear. Essa urbanização foi associada ao intenso processo de parcelamento do solo e de construção de segundas residências, ligada à expansão da rede rodoviária estadual e à busca das praias para o lazer (Afonso, 2006). Devido à proximidade e à facilidade de transporte, a RMBS tornou-se o primeiro balneário de São Paulo, e à medida que aumentava a população paulistana, aumentava também o fluxo de turistas para a região (Ribeiro Neto & Oliveira, 1989; Afonso, 2006). Esse cenário já era visível no ano de 1963, com a área insular do município de São Vicente bastante ocupada (Figura 4).

Grandes áreas foram loteadas para atender à demanda turística e de migrantes, além de obras de infraestrutura urbana. Entretanto, os empreendimentos não foram suficientes para atender ao grande número de migrantes que continuavam a chegar à região, atraídos por oportunidades de trabalho nas décadas de 1960 e 1970 (Cunha *et al.*, 2006). A fim de se atender ao grande fluxo de veículos para a região, pois a ligação existente entre o litoral e o planalto (Rodovia Anchieta – SP 150) já não conseguia suportar o volume de veículos, foi construída a Rodovia dos Imigrantes (SP 160), inaugurada em 1976.

A construção da primeira pista da Rodovia dos Imigrantes, que facilitou o fluxo de veículos do planalto para a baixada, e, posteriormente, da Ponte do Mar Pequeno (1980), levaram a um grande crescimento da mancha urbana rumo ao litoral sul, devido à maior facilidade de acesso. O crescimento de Santos, Cubatão e Guarujá provocou um movimento em direção a outros municípios vizinhos, como São Vicente, que adquiriu características de cidade-dormitório. Nesse período observou-se a maior taxa de urbanização, alcançando quase 30% de crescimento (Tabela 2).

O maior aumento de áreas urbanizadas nesse período (1972-87) correlacionou-se intimamente ao aumento populacional do mesmo período (Tabela 2), que também apresentou o maior valor no período amostrado, com um crescimento de cerca de 76.000 habitantes. Esse aumento ocorreu, provavelmente, em função do crescimento econômico e industrial e da ampliação da demanda por bens e serviços, correlacionados com o incremento do turismo, e associados à inauguração da Rodovia dos Imigrantes. Nesse

período, São Vicente adquiriu uma característica de receptor de moradores de baixa renda que se instalavam irregularmente às margens das rodovias dos Imigrantes e Padre Manoel da Nóbrega (SP 55) e ao longo do estuário (Afonso, 2006). O bairro “México 70”, localizado em área aterrada do estuário na porção insular do município, foi uma das áreas que apresentou maior crescimento na porção insular (Figura 5), bem próximo à Rodovia dos Imigrantes recém-inaugurada. A valorização dos terrenos próximos à praia, os quais eram preferencialmente direcionados para uso como segunda residência, e a concentração de empreendimentos imobiliários dedicados a faixas mais abastadas na orla, fizeram com que a população de baixa renda fosse levada a ocupar as periferias, sobre manguezais, estuários ou nas encostas da serra (Afonso, 2006).

Na Figura 4, podemos observar que houve urbanização em áreas antes não ocupadas na área insular, próximas à nova rodovia, a partir do ano de 1987. Sendo assim, é notável a dependência da presença de vias de acesso para a expansão da mancha urbana na Baixada Santista, assim como em grande parte das regiões tropicais (Teixeira *et al.*, 2009; Cabral *et al.*, 2007; Soares-Filho *et al.*, 2004; Sader & Joyce, 1988). O crescimento urbano em Santos, Cubatão e Guarujá, juntamente com a oferta de emprego nos setores de comércio e serviços, provocou um movimento “pendular” em direção a outros municípios, com espaço disponível e melhores condições para construção de habitações, como é o caso da área continental de São Vicente (Cunha *et al.*, 2006).

A área continental, onde ainda existiam áreas para a expansão, possui uma taxa maior de crescimento de ocupação humana, com um crescimento de cerca de 480% para todo o período analisado, enquanto o crescimento da área insular foi de cerca de 47% (Tabela 1). A população de baixa renda que não conseguia se fixar na região insular de Santos e São Vicente buscou assentamento nas áreas ambientalmente frágeis, como a área continental de São Vicente. Surgiu, então, a denominada “indústria” dos loteamentos clandestinos e irregulares, que resultou no loteamento sem autorização de grandes áreas (muitas delas sob proteção ambiental) que eram posteriormente vendidas para terceiros. O crescimento de assentamentos irregulares em São Vicente foi observado no aterramento de áreas de mangue e restinga e estabelecimentos de palafitas nos canais e estuários (Figura 5 e 6). Segundo Jakob *et al.* (2006), devido ao alto valor dos imóveis na área insular de São Vicente e à ausência de uma política habitacional que propiciasse financiamentos acessíveis, a oferta de terras baratas ou sem custo na área continental e nas áreas ambientalmente frágeis era a alternativa habitacional para a população de baixa renda.

As áreas ocupadas da região continental estão praticamente todas associadas à presença da rodovia Padre Manoel da Nóbrega (Figura 7), mostrando que o estabelecimento de rodovias representa um importante vetor de expansão urbana (Alves, 2002; Cunha-Lignon *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2009; Mello *et al.*, 2012). Os bairros Humaitá, Parque Continental, Jardim Rio Branco, Glebas I e II e Vila Ema aparecem como manchas urbanas distribuídas ao longo da rodovia (Figura 7). Esses assentamentos foram responsáveis pela supressão de áreas de manguezal e restinga, que perfaziam a cobertura

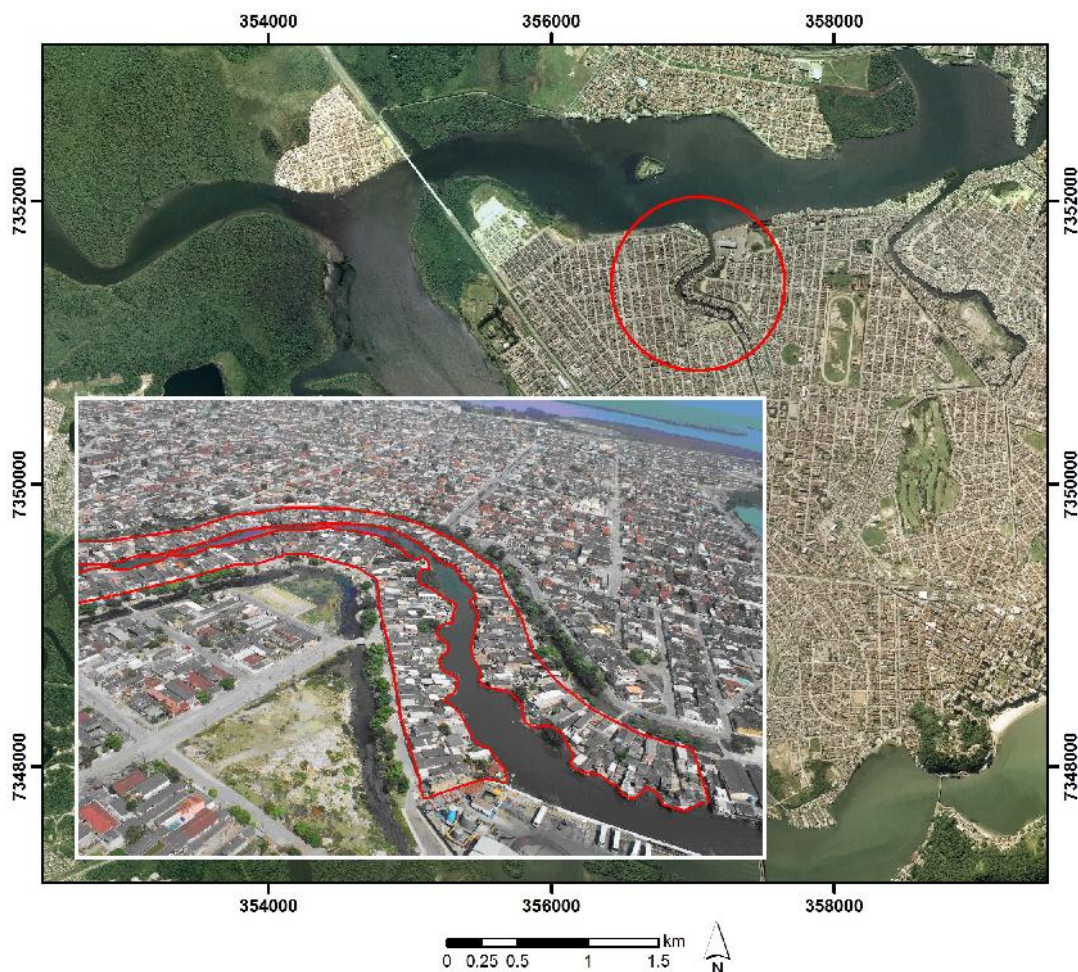


Figura 5. Ilha de São Vicente (Ortofoto do ano de 2001). Detalhe para palafitas associadas ao canal (Foto: TOPPA, R.H.; BUCHMAN, F.S., 2008).

Figure 5. São Vicente Island (Orthophoto of 2001). Detail for the “palafitas” slums in the channel banks (Photo: Toppa, RH; BUCHMAN, FS, 2008).



Figura 6. Localização do Bairro México 70 na Ilha de São Vicente, sem assentamentos urbanos sobre manguezais, em 1963 (à esquerda); e já integralmente consolidado em 2001 (à direita). Fonte: Fotografias aéreas dos anos de 1963 e 2001.

Figure 6. Location of Mexico 70 district, São Vicente Island, with no urban settlements on mangroves in 1963 (left) and in 2001, with fully consolidated occupation (right). Source: Aerial photographs of 1963 and 2001.

vegetal original do local. Parte das ocupações foi estabelecida sobre os aterros dos antigos lixões contaminados por substâncias tóxicas da Rhodia (indústria de origem francesa fabricante de produtos químicos). Segundo Lamparelli *et al.* (2001), os depósitos de organoclorados da Rhodia, nos municípios de Cubatão e São Vicente, representam as áreas mais críticas de solo contaminado na Região Metropolitana da Baixada Santista.

O período entre 1987 e 1994 coincidiu com sucessivas e graves crises econômicas no país e no mundo. O Brasil passou por um momento de estagnação econômica, marcado pela hiperinflação, e somente no ano de 1994 a economia começou a melhorar, com a criação do Plano Real no Brasil, o qual estabilizou a moeda e permitiu a recuperação do poder de compra dos salários; com avanços no Governo Clinton na condução de políticas econômicas nos EUA, e com o crescimento econômico da China, o que afetou positivamente toda a economia mundial. Esses grandes ciclos econômicos influenciaram nas atividades econômicas regionais, e podem estar diretamente correlacionados ao processo e à velocidade de ocupação da RMBS, pois condicionaram os investimentos nos setores da região, principalmente no setor portuário e industrial. A diminuição das taxas de crescimento da expansão urbana encontrada a partir desse período (Tabela 2) pode ser reflexo direto da crise econômica brasileira e mundial.

A diminuição do ritmo de crescimento da urbanização no município converge com as informações do histórico demográfico, que mostram uma estabilização da taxa de crescimento da população nos últimos períodos (1994 a 2007). Além dos fatores econômicos, a diminuição do crescimento

populacional e da mancha urbana pode estar correlacionada a mais três fatores: i) físicos, considerando a estreita faixa de terra da planície litorânea e o tipo de solo inadequado à ocupação, com áreas alagáveis e de manguezal, a ocupação passa a cobrir quase todas as áreas permitidas por lei para esse uso, restando apenas áreas protegidas; ii) espalhamento da especulação imobiliária rumo ao sul da Baixada Santista, em direção aos municípios de Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe e rumo ao Litoral Norte do Estado, especialmente entre os municípios de Bertioga e São Sebastião, que oferecem maior atrativo pelo seu grau de conservação dos ecossistemas naturais; iii) aumento da verticalização das moradias, que passa a ser mais acentuada em todos os municípios a partir desse período.

Cunha *et al.* (2006) também aponta o maior controle ambiental por parte do Estado a partir da década de 1980, que inibiu a expansão das atividades industriais químicas e petroquímicas na região. A partir dessa década, a questão ambiental se pronuncia com a criação do PESM, em 1977, abrangendo grande parte das vertentes da Serra do Mar no município de São Vicente, com a criação da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981), do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (Lei nº 7.661/1988), com a criação do PEXJ, em 1993, que possui parte do seu território no município de São Vicente, e do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei nº 9.985/2000). O bairro do Japu, que faz divisa com o município de Praia Grande, localiza-se no entorno do PEXJ, e representa um fator de pressão à UC (Figura 8). Segundo o Instituto Florestal, 65% da vegetação do município são considerados como área

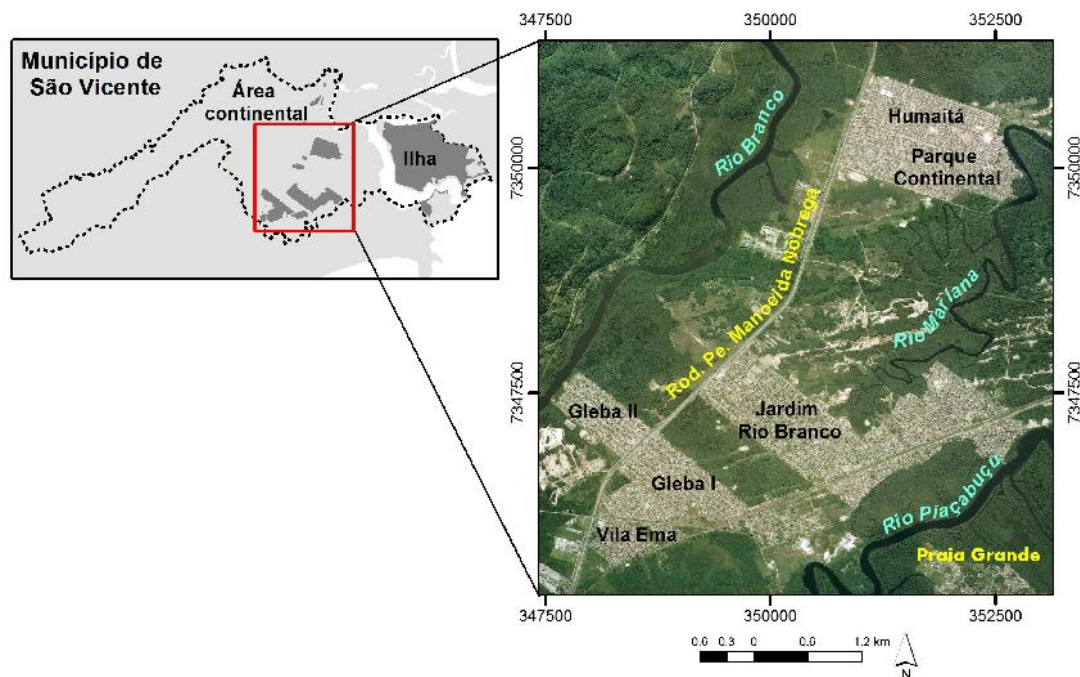


Figura 7. Urbanização na área continental de São Vicente, com identificação de alguns bairros. Fonte: Fotografia aérea de 2001.

Figure 7. Urbanization in the continental area of São Vicente, showing some identifiable districts. Source: Aerial photographs of 2001.

preservada (SMA/IF, 2007), ilustrando a importância do planejamento do crescimento urbano municipal, de modo a dirimir os impactos negativos sobre as áreas preservadas.

Mesmo com a diminuição das taxas de crescimento populacional, o aumento da população continua, e, conseqüentemente, a expansão das áreas urbanizadas. Segundo o IBGE (2011), a população da RMBS vem aumentando consideravelmente e apresenta “picos” nos meses de verão devido ao grande fluxo de turistas. A população flutuante em 2010 chegou a quase 60 mil habitantes no município de São Vicente, e um total de 1.350.000 para toda a região, aumentando em quase duas vezes a população residente (1.625.000) (IBGE, 2011). Para Jakob (2004), a população

flutuante de veraneio contribui para a verticalização e o aumento da periferia da RMBS, uma vez que necessita de infraestrutura e serviços em curtos períodos de tempo. Assim, a população flutuante potencializa os processos de verticalização¹ e de periferização² na RMBS de uma forma geral. O aumento populacional gera excessiva demanda

1 - Crescimento de estruturas verticais na cidade, como construção de prédios.

2 - Ocupação de espaços distantes ao centro da cidade ou de bolsões em meio à cidade, degradados ou sem infraestrutura, com habitações precárias, caracterizados por população de baixa renda carente de serviços públicos e urbanos.

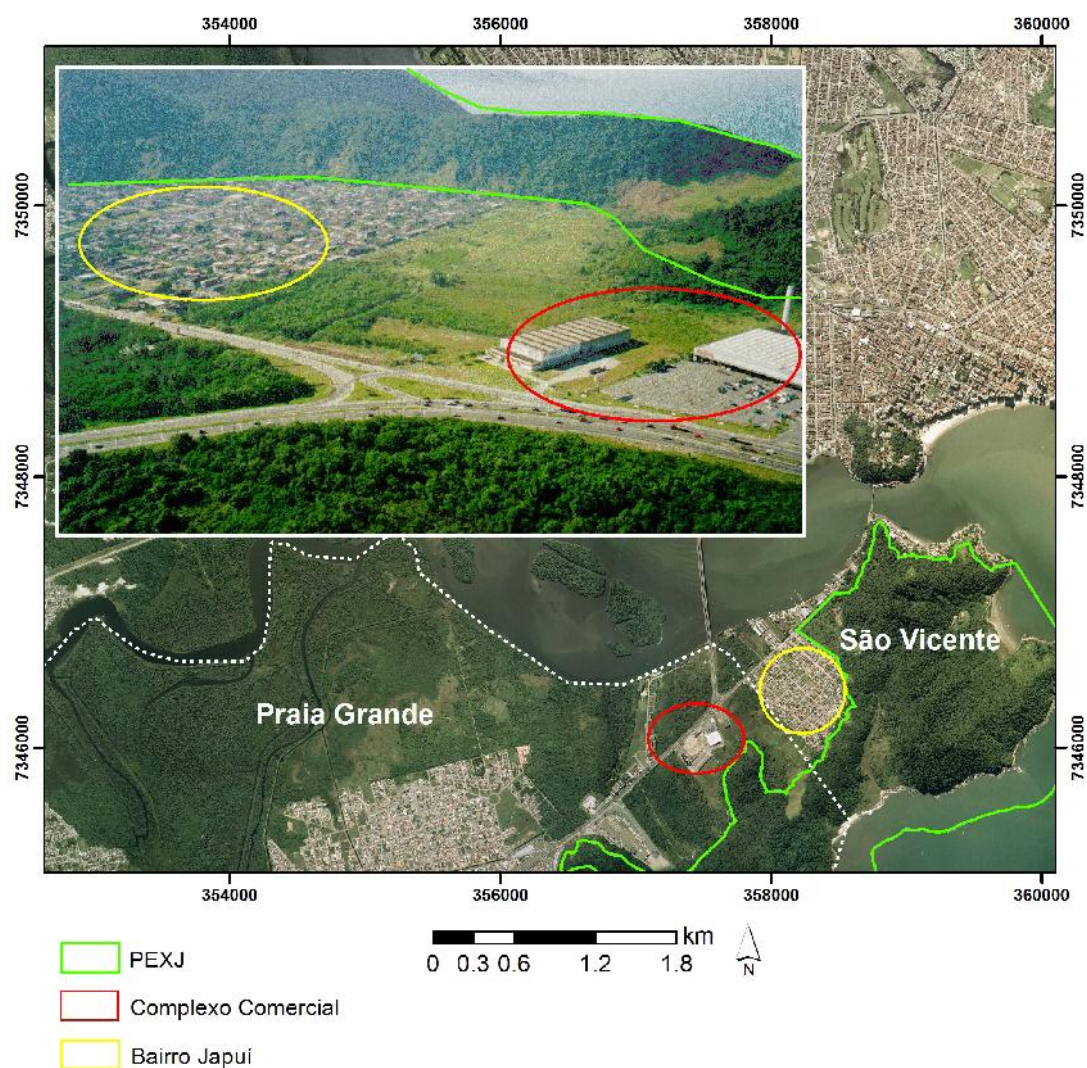


Figura 8. Divisa de São Vicente e Praia Grande (Fotografia aérea de 2001). Detalhe para o complexo comercial em Praia Grande, bairro Japuí em São Vicente e Parque Estadual Xixová-Japuí em ambos os municípios (Fotografia aérea cedida pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo - CPLA – SMA, 1999).

Figure 8. Border of the cities of São Vicente and Praia Grande (Aerial photographs of 2001). Detail for a shopping center in Praia Grande, the district of Japuí at São Vicente and the Xixová-Japuí State Park in both of cities (Aerial photograph provided by the Coordination of Environmental Planning from the Environmental State Secretary – CPLA-SMA, 1999).

por serviços de infraestrutura urbana e, de fato, a economia da região está baseada na prestação de serviços e pouco na indústria (IBGE, 2011), com exceção dos municípios de Santos, Cubatão e Guarujá.

Em nenhum período foram observadas perdas de áreas urbanas ou conversão de área de um uso para o outro, indicando, assim, que não houve uma expressiva regeneração de vegetação na área de estudo para o período estudado. Mesmo com velocidades diferentes, como mostrado anteriormente, o crescimento de áreas urbanas foi permanente durante todos os anos. Esses dados traduzem a visão de desenvolvimento que existe na RMBS: um desenvolvimento não sustentável ligado à expansão de atividades econômicas e que não leva em consideração as implicações ambientais e socioculturais. Os remanescentes de vegetação natural, grande parte protegidos por lei, cada vez mais sofrem com a pressão dos setores econômicos que buscam novas áreas para a expansão de suas atividades.

Nas últimas décadas, o crescimento da maioria dos municípios da RMBS apresentou taxas muito maiores do que o município de Santos, que é considerado a sede econômica dessa região, demandando deslocamentos cada vez mais intensos e extensos, causando diversos danos ambientais e exigindo vultosos investimentos em transportes. A previsão é de que ocorram novos fluxos migratórios para a RMBS até o ano de 2020, acrescentando pelo menos 25% à população atual, os quais estarão intimamente relacionados à descoberta e exploração de jazidas de petróleo e gás na bacia de Santos e à ampliação do porto (SMA/CPLA, 2009). A chegada de empresas e de pessoas atraídas pela oferta de empregos acarretará em uma demanda muito grande por espaço. A área continental de São Vicente merece especial atenção quanto ao direcionamento dessa demanda, visto a tendência de crescimento das áreas urbanizadas ao longo das rodovias, encontrada nesse estudo, acompanhada pelo crescimento populacional, que foi de 26,1% entre os anos de 2000 e 2010, contra um crescimento de apenas 4% da população insular (IBGE, 2011).

Há, dessa forma, uma necessidade de planejamento da expansão urbana e de criação de políticas públicas que garantam a proteção dos ambientes costeiros frente a esse cenário de crescimento econômico da Baixada Santista, que ameaça esses ambientes frágeis e tão importantes, tanto ecologicamente como economicamente. O planejamento deve ser feito de forma regional, e não municipal, envolvendo critérios para ocupação urbana e gerenciamento das Unidades de Conservação, visando à conservação dos bens e serviços ambientais, bem como das áreas frágeis e ecologicamente relevantes. A melhoria da mobilidade urbana regional e dos serviços públicos municipais, a potencialização do uso de espaços urbanos ociosos ou subutilizados, programas habitacionais e a revitalização de espaços públicos poderia reduzir a pressão sobre as UC, evitando-se a expansão de loteamentos em direção a essas áreas. Recentemente aprovado, o Zoneamento Ecológico Econômico da Baixada Santista (Decreto nº 58.996/2013) visa estabelecer o planejamento ambiental, assim como os planos de manejo das UC (PEXJ e PESM) e o Plano de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Porém, é importante que esses instrumentos sejam alinhados e que não fiquem apenas no papel, mas resultem em ações

e políticas públicas apropriadas, e que sejam utilizados pelos municípios no estabelecimento dos Planos Diretores e direcionamento da expansão urbana.

O planejamento territorial do município de São Vicente deve considerar a disponibilidade de áreas para a população de baixa renda, conciliando programas habitacionais e de saneamento básico a programas de recuperação ambiental, principalmente de áreas de manguezal, restinga e Mata Atlântica. As políticas de expansão urbana devem ser compatíveis às restrições ambientais das zonas de amortecimento das Unidades de Conservação e, ainda, garantir locais adequados de moradias para se atender às necessidades de habitação da população, evitando-se conflitos tanto ambientais como sociais em áreas frágeis e de risco.

4. CONCLUSÕES

Desde 1963, já havia um núcleo urbano consolidado em São Vicente, associado à mancha urbana localizada na ilha e, na parte continental, correlacionada ao bairro do Japuí. Porém, a expansão desses núcleos urbanos, principalmente nas áreas associadas à ilha de São Vicente, se correlaciona ao processo de favelização.

No período abrangido por este estudo, a expansão urbana ocorreu na parte continental do município, sobre territórios onde havia vegetação natural, porém, fica evidente que as estradas e a ferrovia atuaram como vetores para essa ocupação e para o adensamento urbano.

O pico de crescimento de 29,75% no período de 1972-1987 se correlaciona com um aporte estrutural na região, em especial a expansão das rodovias que ligam a capital do estado com a RMBS (e, secundariamente, as vias conectando os municípios costeiros entre si), fortalecendo um turismo de massa regional, e influenciando na migração de pessoas, que se fixaram principalmente em São Vicente, que adquiriu a característica de cidade dormitório.

O ordenamento territorial deve respeitar os diferentes instrumentos políticos que podem interferir no uso e na ocupação de terras de forma a atuarem positivamente para a sustentabilidade regional, como, por exemplo, as Unidades de Conservação de proteção integral existentes. Esse ordenamento deve estar articulado ao planejamento costeiro regional para cumprir as demandas voltadas à gestão integrada para a tomada de decisão nas dimensões econômica, sociocultural, ambiental e política.

Com base nos resultados observados, podemos considerar que a dinâmica da paisagem na área de estudo é refém dos ciclos econômicos, porém, nos permitiu estabelecer uma análise de tendências associadas ao crescimento urbano regional, que se mostra de forma pouco ordenada. Esse fato pode ser agravado frente ao início de um novo período econômico associado à exploração de óleo e gás na Bacia de Santos, o que poderá gerar ainda mais o adensamento urbano para São Vicente, assim como para os demais municípios da RMBS. Deve-se ressaltar que os únicos locais para a expansão das cidades, nessa região, estão associados, em sua maioria, aos remanescentes de Mata Atlântica. Assim, com base no processo histórico de ocupação identificado, pode-se inferir que a tendência regional indica uma drástica substituição da paisagem natural ainda existente em áreas limítrofes às

Unidades de Conservação, por uma paisagem antrópica, que provavelmente será representada por ocupações irregulares sem infraestrutura urbana adequada para a sustentabilidade regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, C.M. (2006) – *A paisagem da Baixada Santista: Urbanização, transformação e conservação*. 309p., Edusp/FAPESP, São Paulo, SP, Brasil. ISBN: 8531408938.
- Afonso, C.M. (2005) – Transformação ambiental e paisagística na Baixada Santista, SP. *Paisagem e Ambiente* (ISSN: 0104-6098), 20:85-130, USP – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em <http://www.revistas.usp.br/paam/article/view/40231/43097>
- Alves, D.S. (2002) – An analysis of the geographical patterns of deforestation in Brazilian Amazonia in the 1991-1996 period. In: Charles H. Wood & Roberto Porro (eds.), *Land Use and Deforestation in the Amazon*, pp. 95-106, University Press of Florida, in press, Gainesville, Florida, EUA. ISBN: 0-8130-2464-1.
- Amorim, R.R.; Oliveira, R.C. (2008) – As unidades de paisagem como uma categoria de análise geográfica: o exemplo do município de São Vicente-SP. *Sociedade & Natureza*, 20(2):177-198. DOI: 10.1590/S1982-45132008000200011
- Cabral, D.C.; Freitas, S.R.; Fizon, J.T. (2007) – Combining sensors in landscape ecology: imagery-based and farm-level analysis in the study of human-driven forest fragmentation. *Sociedade & Natureza* (ISSN 1982-4513), 19:69–87, UFU – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, Brasil.
- Cunha, J.M.P.; Jakob, A.A.E.; Young, A.F. (2006) – Dinâmica Demográfica Intrametropolitana na Região Metropolitana da Baixada Santista no período pós-1970. In: Cunha, J.M.P. (Org.), *Novas Metrôpoles Paulistas - população, vulnerabilidade e segregação*, pp.399-434, Núcleo de Estudos da População, Unicamp - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil. ISBN: 978-8588258082. Disponível em http://www.nepo.unicamp.br/textos/publicacoes/livros/vulnerabilidade/arquivos/arquivos/vulnerab_cap_14_pgs_399_434.pdf
- Cunha-Lignon, M.; Menghini, R.P.; Santos, L.C.M.; Niemeyer-Dinóla, C.; Schaeffer-Novelli, Y. (2009) – Estudos de Caso nos Manguezais do Estado de São Paulo (Brasil): Aplicação de Ferramentas com Diferentes Escalas Espaço-temporais. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9(1):79-91. DOI: 10.5894/rgci125
- Dahdouh-Guebas, F. (2002) – The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. *Environment, Development and Sustainability*, 4:93-112. DOI: 10.1007/s10668-006-9049-0
- IBGE (2011) – *Sinopse do Censo Demográfico 2010*. 261p., IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. ISBN: 978-8524041877. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/cento2010/sinopse.pdf>
- Jakob, A.A.E. (2004) – *Análise sócio-demográfica da constituição do espaço urbano da região metropolitana da Baixada Santista no período de 1960-2000*. Campinas, São Paulo, Brasil. 134p., Textos Nepo (ISSN: 1413-9243) nº 45, Núcleo de Estudos de População, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil. Disponível em http://www.nepo.unicamp.br/textos/publicacoes/textos_nepo/textos_nepo_45.pdf
- Jakob, A.A.E.; Cunha, J.M.P.; Young, A.F. (2006) – Riqueza a beira-mar, pobreza longe da maresia: um retrato da segregação social na Região Metropolitana da Baixada Santista, nos anos 1990. In: Cunha, J.M.P. (Org.), *Novas Metrôpoles Paulistas - população, vulnerabilidade e segregação*, pp. 435-455, Núcleo de Estudos da População, Unicamp - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil. ISBN: 978-8588258082. Disponível em http://www.nepo.unicamp.br/textos/publicacoes/livros/vulnerabilidade/arquivos/arquivos/vulnerab_cap_15_pgs_435_455.pdf
- Lambin, E.F. (1997) – Modeling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. *Progress in Physical Geography*, 21(3):375-393. DOI: 10.1177/030913339702100303
- Lamparelli, M.L.; Costa, M.P.; Prósperi, V.A.; Bevilacqua, J.E.; Araújo, R.P.A.; Eysink, G.G.L.; Pompéia, S. (2001) - *Sistema Estuarino de Santos e São Vicente*. 178p., CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em http://www.acpo.org.br/biblioteca/06_areas_contaminadas_%20saturadas/relatorio_sistema_estuarino_santos_sv.pdf
- Lisboa, M.A.L. (2005) – *Cubatão*. 192p., Ed. Beca, São Paulo, SP, Brasil. ISBN: 8587256467.
- Mello, K.; Abessa, D. M. S.; Toppa, R. H. (2012) – Influência de rodovias no processo de transformação da paisagem: o caso do Sistema Anchieta-Imigrantes. In: Bager, A. (Org.), *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*, pp.267-282, UFPA – Universidade Federal de Lavras, Caxambu, MG, Brasil. ISBN: 978-8581270067.
- Ribeiro Neto, F. B.; Oliveira, M. F. (1989) – *Estratégias de sobrevivência de comunidades litorâneas em regiões ecologicamente degradadas: o caso da Baixada Santista*. 132p., Programa de Pesquisa e Conservação de Áreas Úmidas no Brasil/Fundação Ford/UICN/IO-USP, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em <http://nupaub.ffch.usp.br/sites/nupaub.ffch.usp.br/files/color/santos.pdf>
- SMA/CPLA (2009) – *Projeto Ambiental Estratégico Cenários Ambientais 2020*. 150p., SMA - Secretaria do Meio Ambiente / CPLA - Coordenadoria de Planejamento Ambiental, São Paulo, SP, Brasil. ISBN: 978-8586624629. Disponível em http://200.144.189.97/phd/LeArq.aspx?id_arq=4305
- SMA/IF (2007) – *Inventário Florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo: Regiões Administrativas de São José dos Campos (Litoral), Baixada Santista e Registro*. 140p., SMA – Secretaria do Meio Ambiente / IF – Instituto Florestal – Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. Disponível em http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/ifVegnaturalsp_%20litoral.zip
- Sader, S.A.; Joyce, A.T. (1988) – Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940-1983. *Biotropica*, 20(1):11-19. DOI: 10.2307/2388421
- Soares-Filho, B.S.; Alencar, A.; Nepstad, D.; Cerqueira, G.; Diaz, M.D.C.V.; Riveiro, S.; Solorzano, L.; Voll,

- E. (2004) - Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. *Global Change Biology*, 10(5):745-764. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x
- Teixeira, A.M.G.; Soares-Filho, B.S.; Freitas, S.R.; Metzger, J.P. (2009) - Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 257(4):1219-1230. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.011
- Toppa, R.H.T.; Mello, K.; Moraes, M.C.P. (2013) - Planejamento de Unidades de Conservação e geotecnologias: aspectos históricos e aplicações técnicas. In: Piratelli, A.J.; Francisco, M.R. (Orgs.), *Conservação da Biodiversidade: dos conceitos às ações*, pp.195-216, Technical Books, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. ISBN: 978-85-61368-36-4.
- Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Publicado no D.O.U. de 18.5.1998. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7661.htm
- Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Publicado no DOU de 2.9.1981. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm
- Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Publicado no D.O.U. de 19.7.2000. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm

LEGISLAÇÃO REFERIDA

- Decreto nº 58.996, de 25 de março de 2013. Dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor da Baixada Santista e dá providências correlatas. Disponível em <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/files/2011/05/DECRETO-Nº-58996-DOE.pdf>