

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

AUGUSTO DE OLIVEIRA BRUNOW VENTURA

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE EMPÍRICO DE VULNERABILIDADE
AMBIENTAL E SUA APLICAÇÃO NO MANGUEZAL DO RIO PEREQUÊ (PONTAL
DO PARANÁ, PR, BRASIL)

PONTAL DO PARANÁ

2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - UFPR

Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos - PGSISCO

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE EMPÍRICO DE VULNERABILIDADE
AMBIENTAL E SUA APLICAÇÃO NO MANGUEZAL DO RIO PEREQUÊ (PONTAL
DO PARANÁ, PARANÁ, BRASIL)

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, do Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, linha de pesquisa Manejo integrado da Zona Costeira

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ

2011

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE EMPÍRICO DE VULNERABILIDADE
AMBIENTAL E SUA APLICAÇÃO NO MANGUEZAL DO RIO PEREQUÊ (PONTAL
DO PARANÁ, PARANÁ, BRASIL)

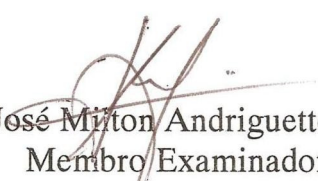
POR

Augusto de Oliveira Brunow Ventura

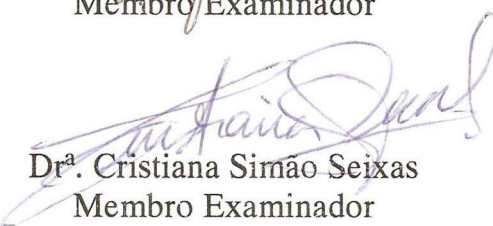
Dissertação nº 73 aprovada como requisito parcial do grau de Mestre no
Curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da
Universidade Federal do Paraná, pela Comissão formada pelos
professores:



Dr. Paulo da Cunha Lana
Orientador e Presidente



Dr. José Milton Andriguetto Filho
Membro Examinador



Dr.^a Cristiana Simão Seixas
Membro Examinador

Curitiba, 25/03/2011.

Ventura, Augusto de Oliveira Brunow

V468d Desenvolvimento de um índice empírico de vulnerabilidade ambiental e sua aplicação no manguezal do Rio Perequê (Pontal do Paraná, PR, Brasil) / Augusto de Oliveira Brunow Ventura. – Pontal do Paraná, 2011.

52 f.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. Capacidade adaptativa. 2. Manguezais. 3. Sensibilidade. 4. Exposição. 5. Vetores de Impactos Antrópicos. 6. Índice de Vulnerabilidade 7. Riscos Ambientais I. Título. II. Paulo da Cunha Lana. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 333.714



Curso de Pós-Graduação em Sistemas
Costeiros e Oceânicos da UFPR

Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR
Avn. Beira-mar, s/n.º - Itaipu, Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil
Tel. (41) 3511 8644 - Fax (41) 3511 8644 - www.com.ufpr.br/pgsisco - pgsisco@ufpr.br

TERMO DE APROVAÇÃO

Augusto de Oliveira Brunow Ventura

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE EMPÍRICO DE VULNERABILIDADE
AMBIENTAL E SUA APLICAÇÃO NO MANGUEZAL DO RIO PEREQUÊ (PONTAL
DO PARANÁ, PARANÁ, BRASIL)

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do
Paraná, pela Comissão formada pelos professores:

Dr. Paulo da Cunha Lana
Orientador e Presidente

Dr. José Milton Andriguetto Filho
Membro Examinador

Dr.ª Cristiana Simão Seixas
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 25/03/2011.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Paulo da Cunha Lana pelas conversas, ensinamentos, incentivo e apoio à realização deste trabalho, e pela acolhida em seu laboratório e sua casa.

Ao professor Maurício Noernberg pelo auxílio com o geoprocessamento.

Ao professor Maurício Camargo, pela contribuição no tratamento dos dados primários.

Aos professores José Milton Andriguetto Filho e Cristiana Simão Seixas pelos ensinamentos valiosos e suporte acadêmico, principalmente durante a defesa do trabalho.

À professora Náina Pierrri Estades pela inspiração que me passou no início do curso.

Aos muitos amigos (e ajudantes de campo), sem os quais este trabalho seria impossível de ser realizado.

Aos queridos colegas de laboratório.

Aos colegas do curso de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, que sempre me incentivaram.

Ao Edgar, meu compadre.

A Elaine Cristina Bornancin, pelo incentivo, auxílio incomensurável, compreensão e cumplicidade.

A Fundação Araucária, pela bolsa concedida.

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE EMPÍRICO DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL E SUA APLICAÇÃO NO MANGUEZAL DO RIO PEREQUÊ (PONTAL DO PARANÁ, PR, BRASIL)

Augusto de Oliveira B. Ventura^{1,2}

¹ Autor do artigo: gutoventuramail@gmail.com

² Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná - Caixa Postal 50.002, 83255-000, Pontal do Paraná, PR, Brasil

RESUMO

A vulnerabilidade ambiental pode ser entendida como uma função da exposição a impactos ambientais e da sensibilidade e capacidade adaptativa de sistemas ecológicos a tensores ambientais. O presente trabalho avalia empiricamente a vulnerabilidade dos diversos bosques que compõem o manguezal do rio Perequê, como base para um manejo mais adequado de seus recursos. Este manguezal está localizado no município litorâneo de Pontal do Paraná (Paraná, Brasil) e faz parte do Parque Natural Municipal do Manguezal do Rio Perequê, que ainda não possui um plano de manejo. Com o diagnóstico das características ambientais e a avaliação empírica da vulnerabilidade ambiental do manguezal local, o trabalho pretende contribuir para o futuro plano de manejo desta unidade de conservação. Cinquenta e uma parcelas de 100 m² foram amostradas para a obtenção de dados primários de: 1) exposição a resíduos sólidos, desmatamentos, trilhas, aterros e construções; 2) grau de sensibilidade, de acordo com as condições ambientais de cada parcela; 3) capacidade adaptativa, de acordo com o potencial de recuperação, potencial reprodutivo e complexidade estrutural dos bosques. Estes dados foram integrados para a composição do índice empírico de vulnerabilidade ambiental (*IV*), expresso como $IV = (IS + IE) - ICA$, onde *IS* (sub-índice de sensibilidade), *IE* (sub-índice de exposição) e *ICA* (sub-índice de capacidade adaptativa). Os índices de vulnerabilidade variaram significativamente nos bosques locais, configurando o parque como um verdadeiro mosaico. Isto se deve à variabilidade ambiental observada, que condicionou os valores de *IS*, *IE* e *ICA*. Sugere-se, portanto, que o planejamento e execução de ações de manejo locais considerem esta heterogeneidade ambiental e não sejam aplicadas ou estendidas ao manguezal como um todo. A proposta oferece soluções de manejo que procuram conciliar o desenvolvimento socioeconômico das comunidades locais com a conservação dos manguezais do rio Perequê.

Palavras chave: capacidade adaptativa, manguezais, sensibilidade, exposição, vetores de impactos antrópicos, índice de vulnerabilidade, Paraná, Brasil.

ABSTRACT

Environmental vulnerability can be understood as a function of exposure to environmental impacts and sensitivity and adaptive capacity of ecological systems to environmental stressors. This work empirically evaluates the environmental vulnerability of the stands that compose the mangrove of Perequê River, as a support for appropriate management of its resources. This mangrove is located at the coastal city of Pontal do Paraná (Paraná, Brazil) and is part of the Perequê River Natural Park, which does not have a management plan. Through the diagnosis of its environmental characteristics and the empirical assessment of environmental vulnerability of this conservation unit, the paper aims to contribute to the future management plan of the Perequê River Natural Park. Fifty one quadrats of 100 m² were sampled to obtain primary data: 1) exposure to solid waste, deforestation, trails, embankments and buildings; 2) level of sensitivity according to environmental conditions of each quadrat; 3) adaptive capacity, according to the potential for recovery, reproductive potential and structural complexity of stands. These data were integrated into the composition of the empirical index of environmental vulnerability (*VI*), expressed as $VI = (SI + EI) - ACI$. The vulnerability indices varied significantly in the local woods, setting up the Park like a real mosaic. This is due to environmental variability observed, which affected the values of the sub-indices of sensitivity (*SI*), exposure (*EI*) and adaptive capacity (*ACI*). It is suggested therefore that the planning and execution of management actions consider that local environmental heterogeneity. The proposal herein offers management solutions that seek to reconcile socioeconomic development of local communities with the conservation of mangroves of Perequê river.

Keywords: adaptive capacity, mangroves, sensitivity, exposure, human impact vectors, vulnerability index, Paraná, Brazil.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1. Área de estudo	14
2.2. Planejamento amostral e coleta de dados	17
2.3. Tratamento dos dados brutos de campo para cálculo dos sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa	19
2.3.1. Sub-índice de sensibilidade (IS)	20
2.3.2. Sub-índice de exposição (IE)	23
2.3.3. Sub-índice de capacidade adaptativa (ICA)	23
2.3.3.1. Indicadores de potencial de recuperação, potencial reprodutivo e complexidade estrutural	23
2.4. Construção do índice empírico de vulnerabilidade ambiental (IV)	26
3. RESULTADOS	27
3.1. Sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa	27
3.2. Vulnerabilidade ambiental do manguezal do Rio Perequê	30
4. DISCUSSÃO	31
4.1. A gestão ambiental no município de Pontal do Paraná: propostas para um manejo mais adequado	33
4.2. Uma avaliação crítica das Unidades de Conservação de Uso Indireto	37
4.3. O manguezal do Rio Perequê como Unidade de Conservação de Uso Sustentável: propostas para um desenvolvimento viável	40
REFERÊNCIAS	43

1. INTRODUÇÃO

A vulnerabilidade é uma categoria analítica utilizada para descrever condições de susceptibilidade a danos físicos e marginalidade dos sistemas biofísicos e sociais (Adger, 2006). Distintas escolas têm feito diferentes escolhas metodológicas e optado por diferentes unidades de análise para sua abordagem (Eakin & Luers, 2006). Dependendo do campo de pesquisa, o conceito tem sido aplicado a sistemas sociais, ecológicos, biofísicos ou sócio-ecológicos (Gallopín, 2006; Adger, 2006; Eakin & Luers, 2006; Smit & Wandel, 2006; Füssel, 2007), não só com diferentes focos, mas freqüentemente com significados diferentes (Gallopín, 2006). Esta persistente falta de uma teoria unificadora da vulnerabilidade levou alguns pesquisadores a defender abordagens mais pragmáticas, com a aceitação da inevitável diversidade de aplicações e a necessidade decorrente de maior flexibilidade na definição dos indicadores, na metodologia e nas sistematizações (Downing *et al.*, 2004).

Embora existam divergências sobre o significado da vulnerabilidade, modelos de análise convergem no reconhecimento de seus componentes principais. Nas formulações teóricas, os parâmetros chave que compõem a vulnerabilidade são os vetores de estresse ao qual um sistema está exposto, sua sensibilidade e sua capacidade adaptativa (Adger, 2006). Recorrente na literatura sobre a vulnerabilidade humana frente às mudanças climáticas é a noção de que a vulnerabilidade de qualquer sistema (em qualquer escala) é o reflexo (ou uma função) da exposição e da sensibilidade desse sistema às condições de risco e da resiliência ou capacidade do sistema para lidar, se adaptar ou recuperar dos efeitos destas condições (Smit & Wandel, 2006). A sensibilidade se refere à magnitude dos danos que um indivíduo ou um grupo provavelmente sofrerão quando expostos a algum perigo (Tuler *et al.*, 2008).

Para a escola acadêmica que estuda a vulnerabilidade biofísica, inspirada no conceito de resiliência ecológica (Holling, 1973), a vulnerabilidade é definida como o oposto da resiliência (Holling, 2001; Holling, 2002). Segundo Holling (1973), a resiliência ecológica refere-se à capacidade de absorver mudanças e distúrbios e ainda manter as mesmas relações que controlam o comportamento de um sistema. Esta idéia central foi posteriormente modificada

para incluir a capacidade de um sistema para reorganizar-se enquanto passa por uma mudança, de modo a preservar sua estrutura e função (Walker et al., 2004). Esta escola considera que a compreensão do conceito de resiliência passa pelo entendimento das seguintes características: a) o quanto de mudança um sistema pode sofrer; b) o grau em que um sistema é capaz de auto-organização e; c) o grau em que um sistema pode desenvolver a capacidade de aprender e adaptar-se (Carpenter *et al.*, 2001). Ou seja, existe a demanda por uma compreensão dos processos de mudança, a identificação de limiares e os fatores subjacentes que permitem a absorção de distúrbios pelos sistemas naturais (Eakin & Luers, 2006). O conhecimento destes processos depende, portanto, da realização de estudos de causa e efeito em longas séries temporais, a fim de obter informações robustas relativas aos fatores ecológicos subjacentes que permitem o sistema absorver distúrbios.

De maneira geral, os processos ecológicos conhecidos que ocasionam alterações espaciais em sistemas naturais em curto e em médio prazo, são comparáveis a fatores que condicionam adaptações individuais ou de grupos coesos em sistemas sócio-ambientais, como a capacidade de reprodução e geração de proles férteis, a disputa por recursos adequados à sobrevivência e o direito de acesso a recursos controlados. Um entendimento interdisciplinar emergente e mais recente sobre a vulnerabilidade se fundamenta na natureza co-evolutiva e interdependente dos sistemas sociais e naturais (Tuler *et al.*, 2008). Sob esta ótica, o nível de dano gerado por perturbações ambientais, para ambos os sistemas (ou sistemas sócio-ambientais acoplados), depende da aptidão adquirida para lidar com tais perturbações. Esta aptidão depende do nível de acesso a subsídios essenciais a manutenção do sistema acoplado ou dos subsistemas independentes (Hassan *et al.*, 2005). Neste sentido, variáveis ambientais como salinidade, grau de aporte de nutrientes e água doce, e nível de oxigenação seriam para os manguezais o que os recursos essenciais à subsistência são para sistemas sócio-ambientais, como condições sanitárias e recursos alimentares.

A capacidade adaptativa para lidar com pressões ambientais, diferentemente do conceito de resiliência como o oposto da vulnerabilidade, expressa a maior ou menor possibilidade de redução da vulnerabilidade ambiental de qualquer sistema por meio de adaptações específicas (Smit &

Wandel, 2006). Manguezais se desenvolvem principalmente em áreas tropicais e subtropicais costeiras e estuarinas confinadas, sob influência das variações muito rápidas e muito marcadas de marés, temperatura, salinidade, aporte de água doce, condições de substrato e disponibilidade de oxigênio (Lugo, 1980; Kathiresan & Bingham, 2001; Alongi, 2007). Ciclones, inundações e grandes tempestades são vetores comuns de impactos e fazem parte da sua evolução (Alongi, 2002). Do ponto de vista evolutivo, plantas e animais destes sistemas desenvolveram adaptações específicas a esta variabilidade ambiental previsível ou imprevisível. Portanto representam um ecossistema único, visto que não há outro grupo de plantas com adaptações morfológicas e fisiológicas tão ajustadas a condições extremas e altamente variáveis como as de seu habitat (Alongi, 2002).

Apesar dessa plasticidade, os manguezais podem se tornar sensíveis a vetores de impacto, como desmatamentos, aterros, alterações na salinidade e introdução de poluentes (Alongi, 2002; Kathiresan & Bingham, 2001). Apesar de serem, em muitos casos, análogos a tensores naturais aos quais as espécies de manguezal estão adaptadas, estes vetores tendem a ser não seletivos, de maior intensidade e aleatórios (Lugo & Snedaker, 1974). O grau de exposição de um manguezal a vetores de impacto depende de sua maior ou menor distância às fontes de impacto, assim como da natureza do vetor. Mensurar sua distância da malha urbana ou de vetores de impactos específicos, como resíduos sólidos, são, por exemplo, maneiras de estimar seu grau de exposição.

O crescente desenvolvimento urbano e industrial ao longo das zonas costeiras do planeta e o aumento na demanda por recursos naturais (Dahdouh-Guebas, 2002) têm causado impactos sobre os manguezais. São comuns impactos diretos através do uso indevido de seus recursos e sua conversão para outras finalidades (Alongi, 2002; Valiela *et al.*, 2009) ou impactos indiretos devido a transformações nos regimes hidrológicos e sedimentares (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005; Lee *et al.*, 2006). A sobre-exploração de recursos, introdução de poluentes e espécies exóticas e represamento de cursos d'água são vetores de impactos comuns em zonas costeiras (Alongi, 2002; Lee *et al.*, 2006). No Brasil, aproximadamente 25% dos manguezais foram destruídos devido ao desenvolvimento urbano desde o início do século 20 e, atualmente,

muitos outros são classificados como vulneráveis ou em perigo (Dinerstein *et al.*, 1995). Este panorama global coloca sob risco os serviços prestados por estes ecossistemas, como proteção da linha de costa, o seqüestro de carbono e a biodiversidade (Duke *et al.*, 2007). Apesar desse cenário alarmante, apenas 6,9% da cobertura global de manguezais está protegida pela rede de áreas protegidas considerada pela IUCN (International Union for Conservation of Nature) (Giri *et al.*, 2011).

No Brasil, os principais instrumentos utilizados para a conservação dos manguezais são as Áreas de Preservação Permanente (APPs) (criadas pela Lei Federal nº 4771 de 1965), que abrangem todos os manguezais brasileiros, e as Unidades de Conservação (UCs), que fazem parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criado em 2000 pela Lei Federal nº 9.985. As APPs possuem caráter restritivo, voltado essencialmente à preservação estrita (Pulner, 2006), enquanto as UCs são áreas protegidas que apresentam objetivos mais ambiciosos de gestão, pois devem programar e executar um Plano de Manejo e eleger um conselho gestor, específicos para cada unidade de conservação (UNDP, 2008).

Mais da metade dos manguezais do Brasil estão englobados por UCs, com 67% destas áreas incluídas em categorias de uso direto, permitindo a utilização sustentável dos recursos por populações tradicionais (UNDP, 2008). Apesar desta aparente eficiência legal na conservação dos manguezais, o governo brasileiro reconhece que o SNUC apresenta uma série de deficiências relativas à conservação efetiva destes sistemas. Estas deficiências estão relacionadas ao fracasso em tratar de suas necessidades básicas de gestão, como a manutenção de fluxos hídricos e conservação de ecossistemas adjacentes, fatores essenciais a integridade e sobrevivência dos manguezais (UNDP, 2008).

O manguezal do Rio Perequê, localizado na Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil), é formado por um conjunto de bosques contínuos ou descontínuos drenados pelo Rio Perequê. Localizado em uma área urbana, é um sistema vulnerável a impactos ambientais de origem antrópica. Nas últimas cinco décadas o Rio Perequê sofreu diversas intervenções antrópicas, devido principalmente à exploração turística do Balneário de Pontal do Sul e à urbanização decorrente (Sampaio, 2006). Dragagens para retificações do seu

leito e empréstimos de areia e aterros para construção de casas e ruas alteram o fluxo hídrico local e, por conseqüência, modificam dinâmicas essenciais para a manutenção da saúde do sistema. Outros vetores de impacto são o despejo de efluentes, resíduos domésticos, rejeitos da construção civil, atividades de caça, pesca e exploração de madeira (CEM, 2002).

O contexto de degradação desse manguezal levou à criação do Parque Natural Municipal do Manguezal do Rio Perequê (daqui em diante chamado apenas de Parque do Perequê), pelo Decreto Municipal de Pontal do Paraná nº 706 de 2001 (CEM, 2002). Segundo Chape *et al.* (2005), áreas protegidas são indicadores mensuráveis válidos dos progressos na conservação da biodiversidade remanescente no mundo. Para sua implantação devem ser considerados dois fatores fundamentais: a localização da área protegida e seu “design”, bem como sua eficácia na consecução de seus objetivos de conservação. Estes fatores se apresentam como complicadores para a gestão do Parque do Perequê, pois se trata de uma UC cercada pela malha urbana municipal, com muitas dificuldades para sua delimitação definitiva devido a conflitos fundiários. Apesar de criado há dez anos, o Parque do Perequê ainda não conta com um plano de manejo específico. Dessa forma, a formulação de diretrizes de manejo adequadas ao manguezal do Rio Perequê e a identificação de áreas para monitoramento no interior do Parque continuam sendo necessidades prementes.

Apesar da diversidade de conceituações sobre vulnerabilidade, sensibilidade, exposição e resiliência (Côté & Darling, 2010; Füssel, 2007; Miller *et al.*, 2010; Zacharias & Gregr, 2005), existem poucas tentativas bem sucedidas de operacionalização e aplicação destes conceitos para o gerenciamento de áreas naturais ou unidades de conservação. Em geral, tais tentativas, voltadas a estudos socioeconômicos e socioambientais, são subjetivas e apresentam pouca fundamentação técnico-científica, o que pode comprometer o sucesso das políticas de manejo propostas ou derivadas (Villa & McLeod, 2002). Em conseqüência, um modelo genérico de indicadores como base para um bom manejo ambiental provavelmente nunca será desenvolvido. Porém, a necessidade de respostas em curto prazo levou a comunidade científica a produzir indicadores práticos e diretos para servir como base de decisões para o planejamento ambiental (Villa & McLeod, 2002).

A operacionalização de dados empíricos e sistemáticos sobre as dinâmicas do manguezal do Rio Perequê em ferramentas práticas de manejo poderia auxiliar os gestores do Parque do Perequê a elaborar estratégias de gerenciamento para atingir o objetivo de conservação deste sistema. Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo principal desenvolver uma metodologia para a construção de um índice empírico e aplicá-lo para estimar a vulnerabilidade ambiental dos diversos bosques que compõem o manguezal do rio Perequê. Como objetivo derivado, analisa as implicações para o futuro plano de manejo do Parque do Perequê.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo se localiza no balneário Pontal do Sul (município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil), próximo à desembocadura sul da Baía de Paranaguá (Lana et al., 2001), (Fig. 1).

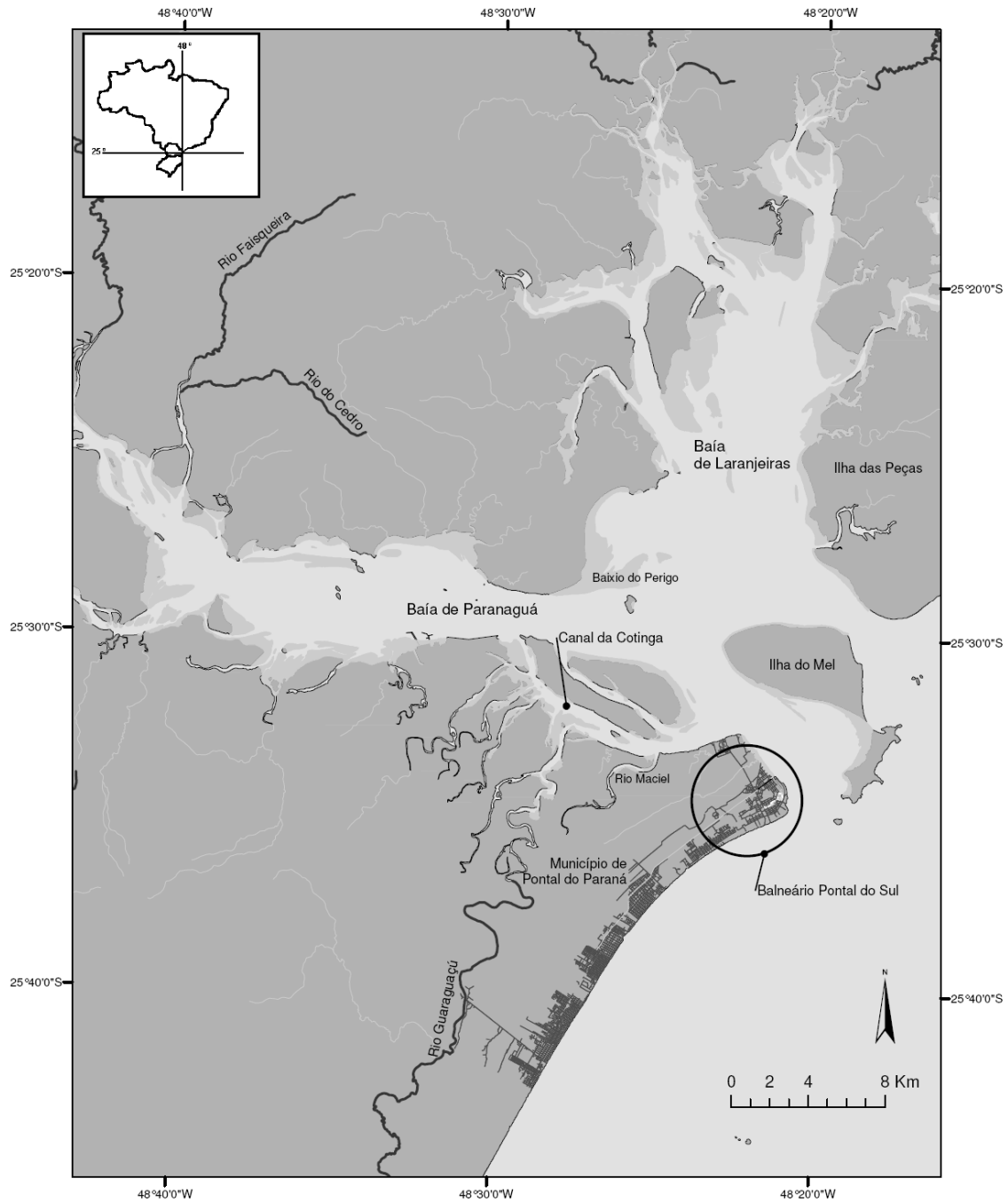


Figura 1- Localização geográfica da área de estudo.

A área de estudo é um enclave de manguezal urbano com uma área de 18,24 hectares chamado manguezal do rio Perequê. Quase todos os bosques do manguezal, contínuos ou descontínuos, estão incluídos na atual delimitação do Parque do Perequê (Fig. 2).

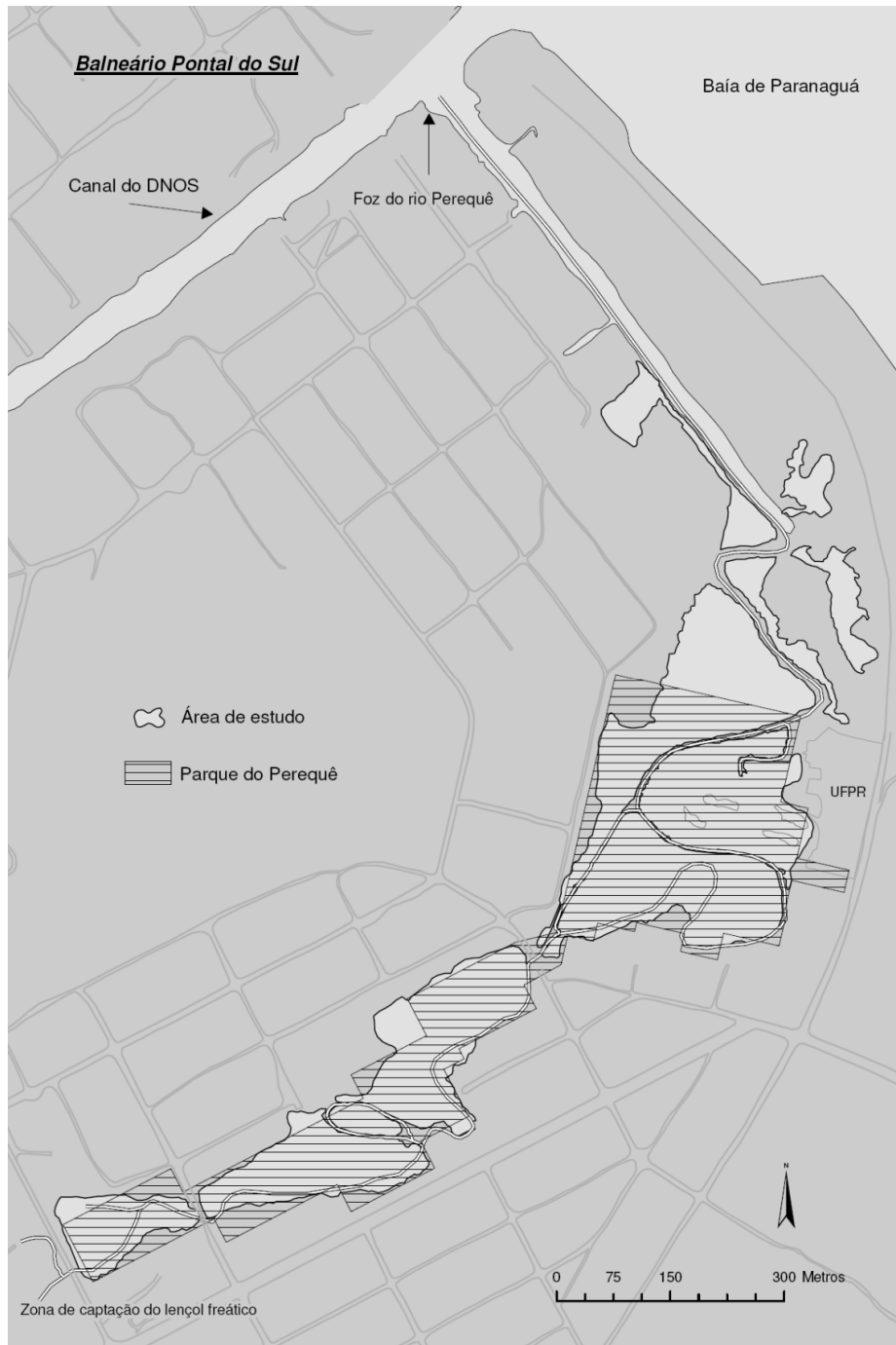


Figura 2 - Localização do manguezal do rio Perequê. A área mais clara representa a área de estudo. A área hachurada mostra os limites legais do Parque do Perequê.

A área de estudo é cortada pelo Rio Perequê, que é na realidade uma gamboa ou canal de maré, com débito próprio reduzido e fluxo condicionado pela variação diária de marés (Lana *et al.*, 1989). O regime local de marés é semi-diurno com desigualdades diurnas (Marone e Camargo, 1993). O rio Perequê drena uma planície litorânea quaternária, ocupada por restingas,

marismas e principalmente manguezais, que ocupam suas margens em toda a sua extensão. Sua foz é a única via de troca de água e material particulado entre as marismas e manguezais locais e o mar aberto (Lana *et al.*, 1989). Segundo a classificação de Köeppen, o clima na região de Pontal do Paraná é do tipo Cfa: subtropical úmido mesotérmico, com verão quente. O mês mais frio apresenta temperatura média inferior a 18 °C, porém superior a -3 °C, e o mais quente, temperatura média superior a 22 °C. Geadas são pouco freqüentes, e as precipitações são regulares todos os meses do ano e não apresenta estação seca definida (Angulo, 1992). O suprimento de água doce da região é condicionado pelo afloramento do lençol freático pouco profundo (Marone *et al.*, 1997), fornecendo quantidades variáveis de água durante o ano, e pelas precipitações pluviais, que fornecem pulsos intensos de entrada de água doce durante todo o ano. A capacidade de transporte hídrico do rio Perequê, condicionada pelos regimes pluviais e de maré, é pouco significativa, devido à sua baixa declividade e ao débito próprio reduzido (Lana *et al.*, 1989). Os manguezais do rio Perequê ocupam áreas baixas com sedimentos finos, como as margens do canal principal e áreas internas de bacia, até áreas de cotas mais altas com sedimentos mais arenosos, fazendo limite com a vegetação de restinga (CEM, 2002).

2.2. Planejamento amostral e coleta de dados

No início de março de 2010 foi realizada uma campanha piloto para reconhecimento da área de estudo. Neste período foram reconhecidas qualitativamente as principais feições dos bosques e tensores ambientais, como a presença de espécies vegetais de restinga e os vetores de impactos antrópicos recorrentes.

O Índice de Vulnerabilidade (IV) foi construído através de uma metodologia de levantamento e análise de dados desenvolvida com o propósito de estimar a exposição a vetores de impactos antrópicos, a sensibilidade e a capacidade adaptativa do manguezal do rio Perequê. Estes três fatores foram obtidos através de cálculos matemáticos e apresentados como sub-índices que, equacionados, compuseram o índice final de vulnerabilidade. Para a obtenção das variáveis utilizadas no cálculo dos três sub-índices foram

amostradas 51 parcelas de 10 por 10 metros, em uma distribuição aleatória estratificada, desde a zona de captação do lençol freático até a foz do Rio Perequê (Fig. 3). A área amostral corresponde a 2,8% da área total de estudo.

As variáveis amostradas em campo foram pré-definidas levando em consideração as especificidades do manguezal do Rio Perequê. Neste sentido, a replicação desta metodologia em outras áreas de manguezal também deverá definir *a priori* quais são as variáveis consideradas mais adequadas.

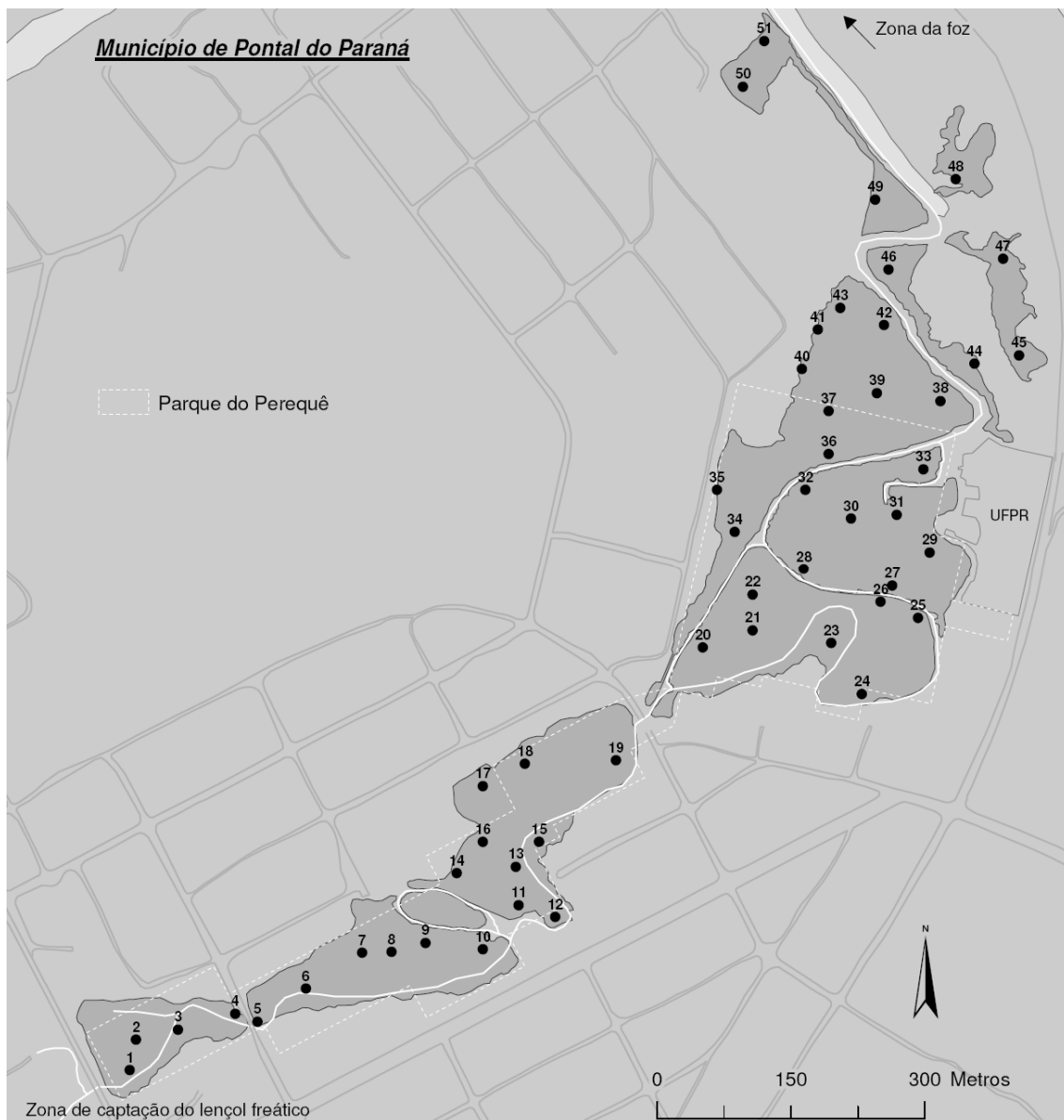


Figura 3 - Malha amostral com a localização das 51 parcelas amostrais, correspondentes a 2,8 % da área de estudo.

2.3. Tratamento dos dados brutos de campo para cálculo dos sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa

Após a amostragem das parcelas os dados brutos foram planilhados e tratados no software Excel. De acordo com Cavalli-Sforza (2007), a maneira apropriada de valorar os efeitos conjuntos de muitas variáveis, particularmente nas áreas da biologia e da economia, é através do uso de escalas multiplicativas e não aditivas. Seguindo esta lógica, os cálculos realizados neste trabalho procuraram respeitar esta premissa. Para evitar, no entanto, que a multiplicação de muitos “zeros” amostrais, usuais em levantamento desta natureza, acarretasse de forma correspondente valores nulos dos sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa, foram usados os valores médios das suas variáveis ambientais componentes (Equações 1, 2 e 3). Os valores dos três sub-índices foram plotados e analisados em gráficos de barra.

Para que todas as variáveis ambientais contribuíssem com mesmo peso para o cálculo dos sub-índices foi calculada, para cada variável, a média ponderada equilibrada, usada na composição do Índice de Vulnerabilidade de Subsistência (Hahn et al., 2009). Este procedimento foi realizado para todas as parcelas (exemplo da parcela 20 na tabela 1). As variáveis do sub-índice de exposição não sofreram este tratamento, sendo utilizados os valores originais amostrados em campo para o cálculo deste sub-índice. As variáveis que compuseram o sub-índice de capacidade adaptativa são três indicadores ecológicos, obtidos através de cálculos detalhados mais adiante. A variável relativa à ocorrência de vegetação de restinga foi calculada através da média dos valores das três espécies de plantas de restinga observadas (Tab. 1).

Tabela 1 – Valores amostrais brutos da parcela 20, valores máximos de cada variável ambiental e a média ponderada equilibrada.

Sub-índice	Variável	A	B	A/B
		Exemplo: Parcela 20	Valor máximo	Valor ponderado
Sensibilidade	Distância da gamboa (m)	19,64	127	0,155
	Altura do <i>Bostrychietum</i> (cm)	46	75	0,613
	Salinidade intersticial (ups)	20	31	0,645
	Ocorrência de <i>Hibiscus</i> sp	4	-	-
	Ocorrência de <i>Acrostichum</i> sp	3	-	-
	Ocorrência de <i>Dalbergia</i> sp	4	-	-
	Ocorrência de vegetação de restinga	3,6	4	0,917
Exposição	Resíduos sólidos	4	-	-
	Desmatamentos	1	-	-
	Trilhas	1	-	-
	Aterros	1	-	-
	Construções	1	-	-
Capacidade adaptativa	Potencial de recuperação	14,75	274,5	0,0537
	Potencial reprodutivo	0,10	246,8	0,0004
	Complexidade estrutural	0,58	2,98	0,1930

2.3.1. Sub-índice de sensibilidade (IS)

A sensibilidade foi calculada através da média aritmética simples das variáveis ambientais ponderadas: ocorrência de vegetação de restinga (VR), salinidade intersticial (SI), altura do *Bostrychietum* (AB) e distância da gamboa (DG) (Eq. 1).

$$IS = \frac{-AB + DG + SI + VR}{4} \quad (1)$$

A altura do *Bostrychietum* (AB) foi medida com uma trena (cm), no centro de cada parcela. O *Bostrychietum* (Post, 1968) é uma associação de algas presente nos troncos e raízes-escora de árvores de manguezais. Por se desenvolver entre o nível médio das marés baixas e o nível médio das marés altas (Alves, 2011), tem sido tradicionalmente usado para indicar os níveis

médios de inundação e as condições de oxigenação em manguezais. Considerando que as macroalgas são organismos marinhos, a situação de menor estresse seria a de maior tempo de submersão, situação em que poderia se desenvolver melhor. Espera-se, portanto, que em locais com maiores períodos e frequência de inundação, o *Bostrychietum* apresente maior desenvolvimento (Cunha, 2001). Portanto, a altura do *Bostrychietum* é inversamente proporcional à sensibilidade, o que justifica sua notação como valor negativo na fórmula.

A partir de imagens aéreas recentes da área de estudo, foram medidas as distâncias (m) de cada parcela ao leito principal da gamboa ou do corpo d'água mais próximo, utilizando-se o software Arcgis. Esta distância foi utilizada como uma expressão do potencial de aporte de nutrientes para cada parcela. De maneira geral, manguezais apresentam baixa eficiência na reciclagem de nutrientes, dependendo da sua importação de fontes externas (Lugo et al., 1999). As três fontes primárias de nutrientes em manguezais são a drenagem continental, as chuvas e a lavagem diária propiciada pelo regime de marés (Lugo et al., 1999; Mfilinge et al., 2002). A ação da maré regula o fluxo hídrico, proporcionando a recirculação da água e a oxigenação das camadas superficiais do solo periodicamente, e garantindo o aporte suficiente de nutrientes para o suprimento das demandas fisiológicas dos organismos (Sánchez-Carillo et al., 2009). Em locais mais ricos em nutrientes, estes serão alocados para crescimento, defesa e reprodução da planta (Krauss et al., 2008). Portanto, quanto maior a escassez ou distância das fontes potenciais de nutrientes, maior a sensibilidade de um manguezal.

Durante o período de maré baixa, foi cavado um buraco de aproximadamente 30 cm de profundidade com uma pá, no centro de cada parcela. Uma amostra da água de percolação do sedimento foi coletada e a salinidade intersticial foi medida (ups) em laboratório com refratômetro. Plantas de manguezais excluem pelo menos 90% do sal externo através de um processo físico com gasto energético para a planta, que ocorre via raízes, podendo levar a salinização do solo em torno das raízes (Krauss et al., 2008). A salinidade intersticial é um dos principais fatores reguladores do desenvolvimento de um manguezal (Ball, 1988). A exposição prolongada a altas salinidades pode resultar em menores taxas de crescimento das árvores

de manguezal devido a limitações à tomada de água. Nestas condições as folhas se tornam menores e mais finas e plantas passam a ter menor área foliar do que aquelas crescendo em salinidades menores (Krauss et al., 2008), levando a menores taxas fotossintéticas. Além disso, a exposição a salinidades elevadas exige da planta uma maior alocação energética para o controle osmótico, aumentando o nível de estresse (Takemura et al., 2000). Portanto, bosques com maiores valores de salinidade intersticial são, provavelmente, mais sensíveis a impactos ambientais.

Para avaliar a ocorrência da vegetação de restinga (VR) (*Hibiscus* sp, *Acrostichum* sp e *Dalbergia* sp), cada parcela foi classificada ordinalmente, de acordo com a distância de registro de cada variável: classe de sensibilidade 4 - presença de plantas de restinga dentro da parcela ou até 1 m de distância; classe de sensibilidade 3 – presença de plantas de restinga de 1 a 10 m de distância da parcela; classe de sensibilidade 2 – presença de plantas de restinga de 10 a 20 m de distância da parcela; e classe de sensibilidade 1 – presença de plantas de restinga a mais de 20 m de distância da parcela ou ausente. Existem relações de funcionalidade entre espécies vegetais associadas a manguezais e espécies vegetais típicas de manguezal. Um exemplo é o fenômeno de degradação ecológica críptica (Dahdouh-Guebas et al. 2005), que se refere ao fato de que a invasão de espécies associadas a manguezais, como *Acrostichum aureum* virá lentamente a dominar uma floresta, em detrimento de espécies nativas vulneráveis (degradação qualitativa) (Dahdouh-Guebas, 2011). De acordo com Soares (1999), a vegetação de *Hibiscus* sp está geralmente associada à destruição ou aterro dos manguezais, e deve ser constantemente monitorada para que não avance sobre estes bosques. Plantas oportunistas como o *Acrostichum* sp são indicadoras de degradação das espécies vegetais de manguezal, pois se desenvolvem rapidamente em áreas de clareira recém abertas e aterradas, indicando mortalidade de árvores de mangue (Soares, 1999). Além disso, impedem o recrutamento de plântulas de manguezal onde estão estabelecidas (Dahdouh-Guebas et al. 2005). Portanto, a maior ocorrência de vegetação de restinga pode ser considerada indicadora de maior sensibilidade ambiental em manguezais.

2.3.2. Sub-índice de exposição (IE)

A exposição a vetores de impactos antrópicos foi calculada pela média aritmética simples dos valores de exposição (E) de cada parcela aos vetores de impactos antrópicos amostrados em campo: resíduos sólidos, desmatamentos, trilhas, aterros e construções (Eq. 2).

$$IE = \frac{E_{\text{res. sólidos}} + E_{\text{desmat.}} + E_{\text{trilhas}} + E_{\text{aterros}} + E_{\text{construções}}}{5} \quad (2)$$

Para avaliar a exposição aos vetores de impactos antrópicos, cada parcela foi classificada ordinalmente de acordo com a distância de registro de cada vetor: classe de exposição 4 - presença de vetores de impactos dentro da parcela ou até 1 m de distância; classe de exposição 3 – presença de vetores de impactos de 1 a 10 m de distância da parcela; classe de exposição 2 – presença de vetores de impactos de 10 a 20 m de distância da parcela; e classe de exposição 1 – presença de vetores de impactos a mais de 20 m de distância da parcela ou ausente.

2.3.3. Sub-índice de capacidade adaptativa (ICA)

A capacidade adaptativa foi calculada através da média aritmética simples dos indicadores: potencial de recuperação (Prec), potencial reprodutivo (Prep) e complexidade estrutural (CE) (Eq. 3).

$$ICA = \frac{Prec + Prep + CE}{3} \quad (3)$$

2.3.3.1 Indicadores de potencial de recuperação, potencial reprodutivo e complexidade estrutural

Para o cálculo do potencial de recuperação (Prec), potencial reprodutivo (Prep) e da complexidade estrutural (CE), foi realizado um levantamento fitossociológico em cada parcela. A determinação do tamanho de plântulas e juvenis baseou-se na metodologia adaptada de Srivastava e Bal (1984) e Bosire et al. (2008). Indivíduos com mais de 30 cm de altura sem o desenvolvimento da primeira ramificação e os indivíduos com menos de 30 cm de altura foram considerados plântulas. Foram considerados juvenis os indivíduos entre 30 cm e 150 cm de altura. Acima de 150 cm os indivíduos foram considerados adultos. Todas as plântulas e juvenis de cada parcela foram contados. Baseando-se na metodologia de Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), foram feitas as seguintes observações para cada indivíduo com 130 cm ou mais de altura (indivíduos juvenis entre 30 e 130 cm foram excluídos desta etapa): 1) Espécie; 2) Número de ramificações; 3) Estágio de desenvolvimento (juvenil ou adulto); 4) CAP (circunferência do tronco à altura do peito, convencionada a 130 cm de altura), utilizando-se fita métrica. Este valor foi convertido posteriormente em valores de DAP (diâmetro a altura do peito), dividindo-se o CAP por 3,1416 ($DAP = CAP/3,1416$). A medida de CAP de *Rhizophora mangle* foi efetuada acima do último rizóforo, quando necessário. No caso dos indivíduos com menos de 150 cm de altura (juvenis), a CAP foi medida abaixo da primeira ramificação; 5) Estimativa da altura dos indivíduos, com uma vara telescópica de 3,6 m, um gabarito de madeira de 1,5 m de comprimento e/ou estimativa visual; e 6) Condição (vivo ou morto). Não foram considerados na amostragem os troncos caídos.

Modificações na composição da população ou na estabilidade populacional, a capacidade de reprodução e dispersão genética, as taxas de mortalidade e reposição de indivíduos, e o desenvolvimento estrutural das plantas, são respostas dos sistemas naturais a pressões evolutivas que dependem da disponibilidade e a capacidade de assimilação de variáveis ambientais essenciais. Estas repostas se caracterizam como adaptações em processos contínuos de modificação ao passo em que o ambiente se modifica. Diversos estágios de desenvolvimento podem ser observados em um manguezal. Seu desenvolvimento até a idade madura depende da intensidade e variabilidade das dinâmicas e condições ambientais locais. (Lugo, 1997). Fatores ambientais, físicos e/ou eco-fisiológicos, podem causar mortalidade em

massa de árvores de manguezais. Por exemplo, bosques de franja estão mais expostos a vetores de impactos físicos como ondas e tempestades, enquanto, bosques mais isolados ou internos, como em áreas de bacia, sujeitos a fluxos hídricos reduzidos, são mais susceptíveis devido à baixa oxigenação do sedimento. Em geral, a estrutura e composição específica das populações de árvores refletem ciclos de alta mortalidade, se recuperando (ou se restabelecendo) através de sucessivos períodos de recrutamento, desenvolvimento rápido, e mortalidade rápida (Jiménez *et al.*, 1985).

Segundo Cintrón e Schaeffer-Novelli (1985), apesar do baixo número de espécies, manguezais apresentam grande variabilidade estrutural, sendo que esta complexidade pode variar drasticamente ao longo de vários gradientes naturais (Lugo 1980). Esta variabilidade estrutural é o resultado da interação entre as espécies de árvores e os fatores ambientais atuantes, como flutuações de maré, grau de aporte de nutrientes e de água de drenagem continental, períodos de estiagem, salinidade intersticial e temperatura (Adaime, 1985; Lugo, 1997).

- ***Indicador do potencial de recuperação (Prec):***

Manguezais jovens apresentam maiores taxas de competição intra-específica por espaço (Jiménez *et al.*, 1985), recobrando rapidamente clareiras abertas por impactos. Portanto, considerou-se neste estudo que, quanto maior o número de juvenis maior será o potencial de recuperação (Prec) de um bosque. O Prec fornece, portanto, uma noção da possibilidade de reposição dos adultos mortos por novos indivíduos juvenis. Sendo o número de juvenis de um bosque diretamente proporcional ao seu potencial de recuperação, e o número de adultos mortos inversamente proporcional, o Prec é uma estimativa do potencial de reposição dos adultos mortos por novos indivíduos juvenis neste bosque (Eq. 4).

$$\text{Prec} = \frac{\text{(número de juvenis)}}{\text{(número de adultos mortos)}} \quad (4)$$

- **Indicador de potencial reprodutivo (Prep):**

Sendo o número de plântulas de um bosque diretamente proporcional ao seu potencial reprodutivo, e o número de adultos vivos, inversamente proporcional, o Prep estima o número médio de plântulas produzidas por adulto deste bosque (Eq. 5).

$$\text{Prep} = \frac{\text{(número de plântulas)}}{\text{(número de adultos vivos)}} \quad (5)$$

- **Indicador de complexidade estrutural (CE):**

Os fatores que contribuem para o aumento da complexidade estrutural de um bosque são a altura média, o DAP médio e o número de espécies. Inversamente proporcionais à complexidade estrutural são a densidade de troncos e o grau de ramificação média dos espécimes vegetais medidos (Eq. 6).

$$\text{CE} = \frac{\text{(altura média * DAP médio * número de espécies)}}{\text{(densidade de troncos * grau de ramificação médio)}} \quad (6)$$

2.4. Construção do índice empírico de vulnerabilidade ambiental (IV)

Os sub-índices de sensibilidade (IS), exposição (IE) e capacidade adaptativa (ICA) foram integrados para o cálculo do índice de vulnerabilidade ponderado de cada parcela, através da equação 7:

$$\text{IVpond} = \frac{\text{IVbruto}}{\text{IV máx}} \quad (7)$$

Onde:

IV máx = IV bruto máximo obtido entre todas as parcelas

e

$$*IV\ bruto = (IS\ pond + IE\ pond) - ICA\ pond$$

ou

$$*IV\ bruto = \left[\left(\frac{IS\ bruto}{IS\ máx} \right) + \left(\frac{IE\ bruto}{IE\ máx} \right) \right] - \left(\frac{ICA\ bruto}{ICA\ máx} \right)$$

O índice de vulnerabilidade foi ponderado para garantir a obtenção de valores dentro de uma escala de zero a um, a fim de facilitar comparações entre as parcelas. A estrutura do IV reflete os conceitos teóricos de vulnerabilidade apresentados, considerando a capacidade adaptativa não como o oposto da vulnerabilidade, mas como fator redutor desta (Smit & Wandel, 2006).

O software Arcgis contém uma ferramenta ou sub-rotina que utiliza a distância euclidiana entre dois pontos para definir agrupamentos próximos. Esta ferramenta foi utilizada para agrupar as parcelas em quatro categorias de vulnerabilidade: muito alta (0,77 – 1), alta (0,59 – 0,76), média (0,40 – 0,58) e baixa (0,08 – 0,39). Seguindo esta lógica, as parcelas foram espacializadas em um croqui da área de estudo, sinalizadas de acordo com suas respectivas categorias de vulnerabilidade.

3. RESULTADOS

3.1. Sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa

Os valores de sensibilidade foram muito variáveis ao longo da área de estudo, com as zonas medianas da gamboa caracterizadas pelas parcelas menos sensíveis. As parcelas 40, 41, 44 e 48, mais a jusante, foram as mais sensíveis. A distribuição dos valores de sensibilidade nas parcelas mais a montante, a exceção da parcela 5, se mostrou mais homogênea (Fig. 4).

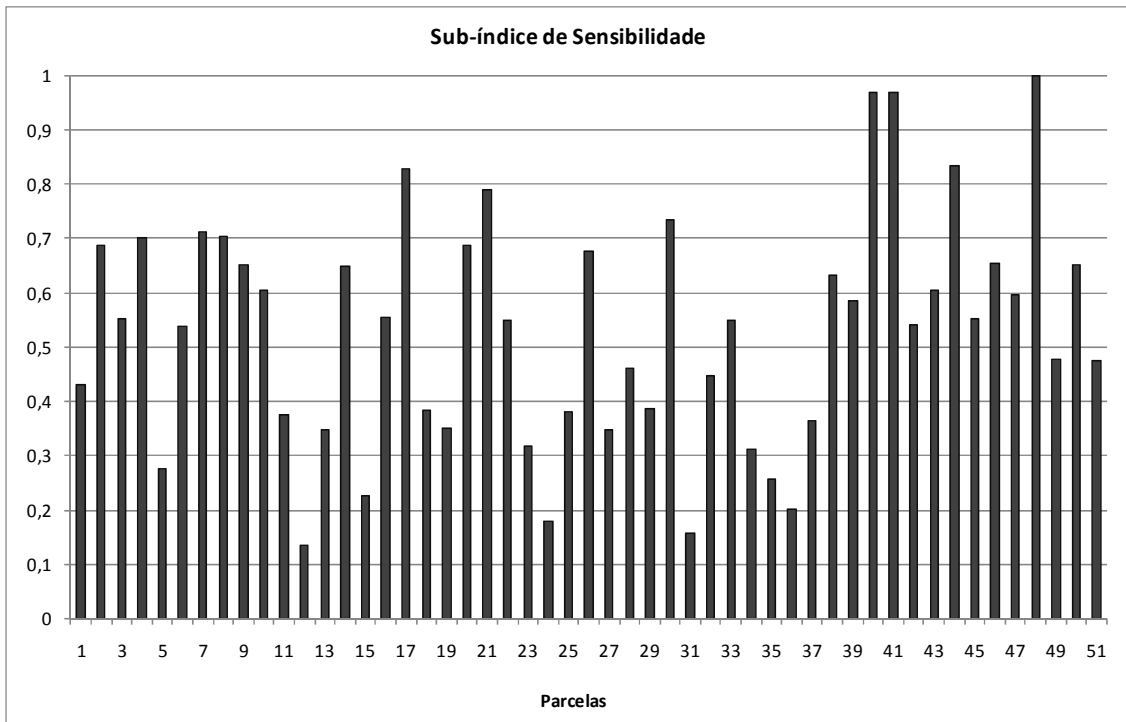


Figura 4 – Distribuição dos valores de sensibilidade ambiental para cada parcela amostral.

Devido à recorrência de vetores de impacto ao longo de toda a gamboa, os valores de exposição dos bosques estudados se mostraram mais homogêneos. Apesar disto, observam-se algumas parcelas mais expostas a vetores de impacto (Fig. 5). Estas informações poderão auxiliar nas ações de manejo do Parque do Perequê, auxiliando a identificação de áreas com maior urgência de intervenção e fiscalização.

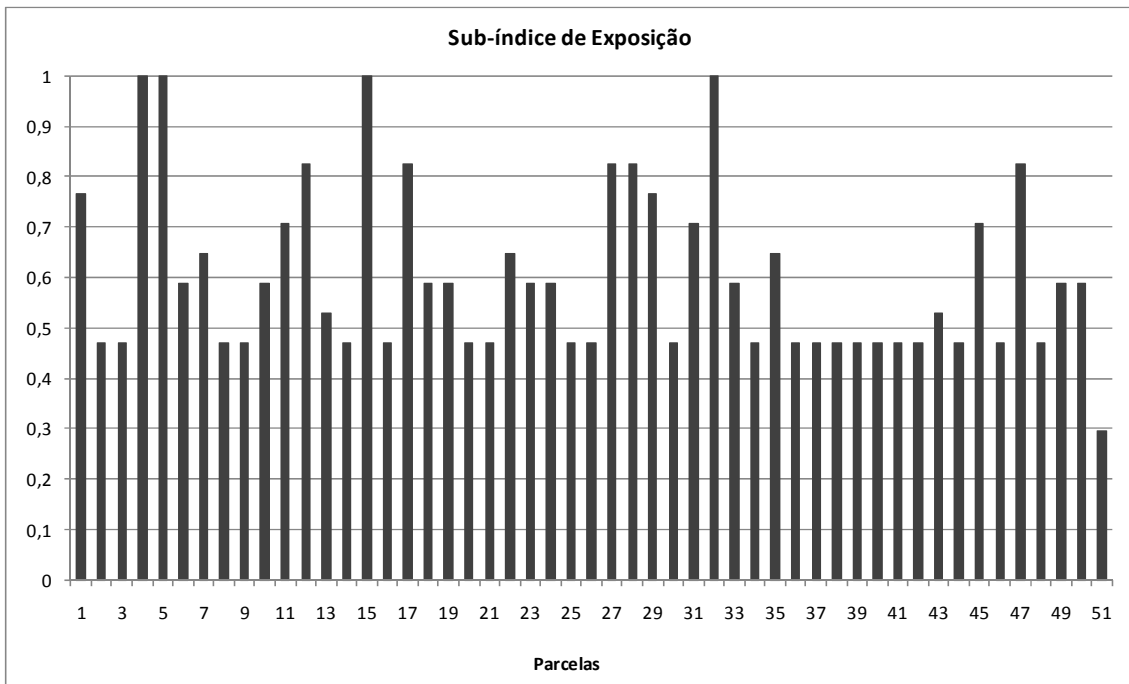


Figura 5 - Distribuição dos valores de exposição para cada parcela amostral.

De maneira geral, o manguezal do Rio Perequê mostrou baixa capacidade adaptativa. A maioria dos bosques estudados apresentou baixa complexidade estrutural e baixo potencial reprodutivo, levando a baixos valores de capacidade adaptativa. Poucos bosques se apresentaram estruturalmente mais complexos e potencialmente reprodutivos, geralmente a montante da gamboa (Fig. 6).

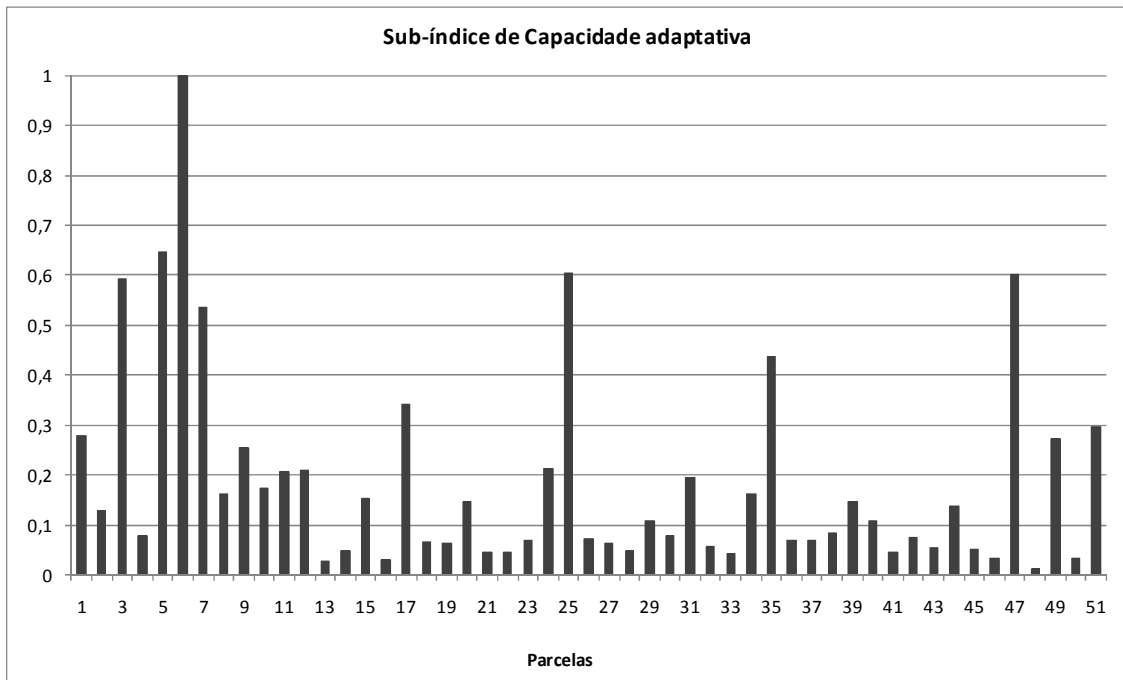


Figura 6 - Distribuição dos valores de capacidade adaptativa para cada parcela amostral.

3.2. Vulnerabilidade ambiental do manguezal do Rio Perequê

A heterogeneidade ambiental da área de estudo desde a zona de captação do lençol freático até a zona da foz se refletiu em situações de vulnerabilidade muito variáveis. O manguezal do rio Perequê se caracterizou como um mosaico de formações mais ou menos vulneráveis (Fig. 7). Das 51 parcelas estudadas, apenas nove apresentaram baixa vulnerabilidade (Fig. 7), algumas delas surpreendentemente, próximas da malha urbana, como é o caso das parcelas 3, 5 e 6 (Fig. 7).

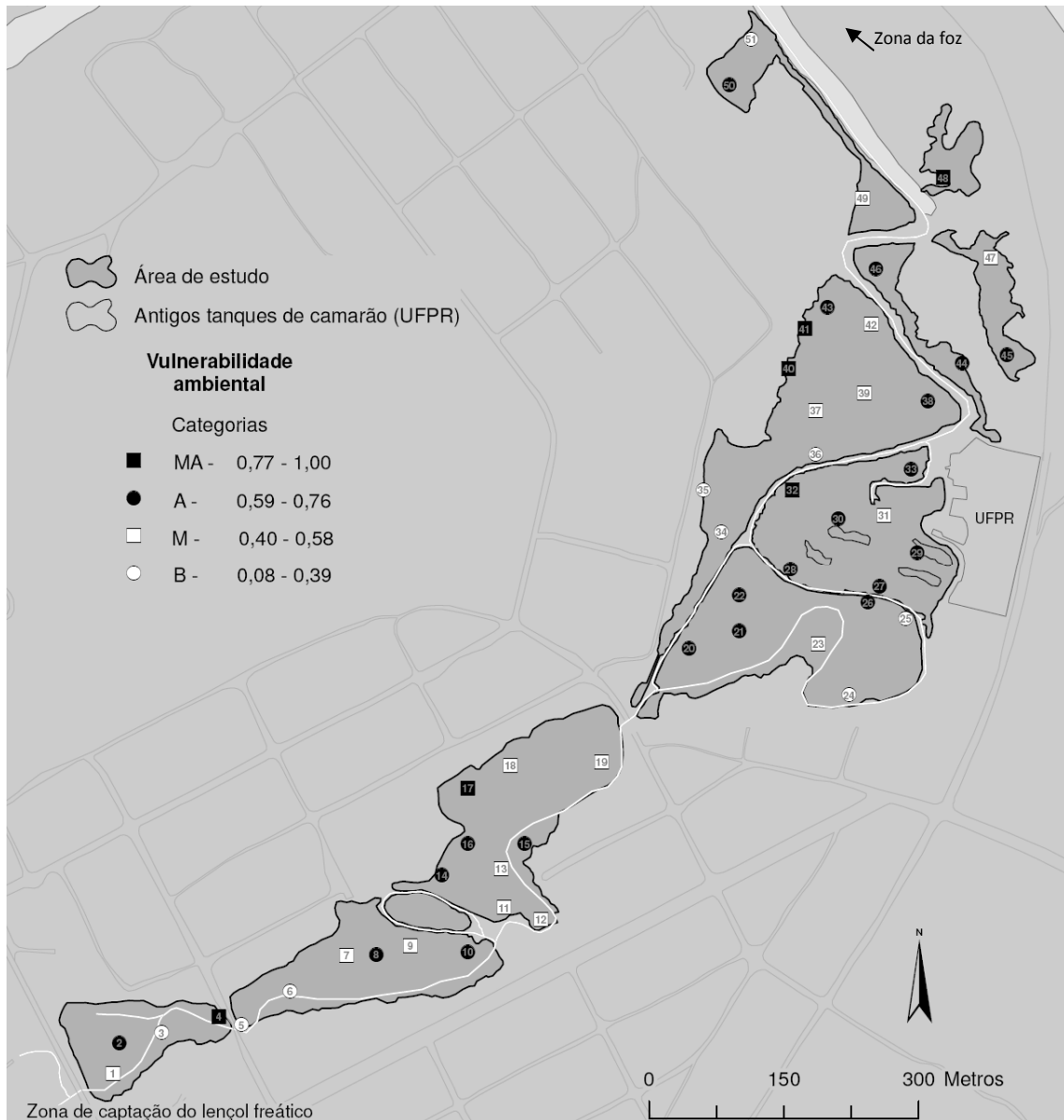


Figura 7 - Distribuição espacial das parcelas amostrais, simbolizadas de acordo com sua categoria de vulnerabilidade ambiental: muito alta (MA), alta (A), média (M) e baixa (B). Próximo a UFPR estão desenhados os resquíços dos antigos tanques de engorda de camarão do Centro de Estudos do Mar (CEM / UFPR).

4. DISCUSSÃO

A aplicação do índice de vulnerabilidade ambiental ilustra a eficiência esperada de uma ferramenta empiricamente desenvolvida para a gestão ambiental. A diversidade nos valores de vulnerabilidade condiz com, ou se aproxima, da realidade observada em campo: um ecossistema altamente

heterogêneo, com uma grande diversidade de feições ecológicas, que integram a variabilidade de vetores de impactos ambientais e forçantes ambientais que o moldam.

A metodologia para construção do índice aqui aplicado foi desenvolvida com o objetivo de se estimar a vulnerabilidade ambiental de um manguezal específico. Apesar disto, as variáveis ambientais utilizadas na composição dos sub-índices de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa, critérios chave para o cálculo da vulnerabilidade ambiental, podem ser aplicadas a outros manguezais urbanos. Aconselha-se, no entanto, que sempre seja feito um pré-reconhecimento das áreas a ser investigadas, a fim de identificar variáveis ambientais e necessidades de informação específicas para atender as demandas locais de gestão ambiental.

O manguezal do rio Perequê se localiza em uma área muito dinâmica, que recebe diversos aportes continentais e marinhos e influências antrópicas. Em conseqüência, os parâmetros ambientais que contribuíram para sua sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa foram bastante variáveis desde a sua zona de captação até a foz. Esta variabilidade se deve a fatores que moldam e transformam a sua paisagem, atuantes na escala de tempo presente e a fatores que atuaram toda sua história evolutiva. A oscilação diária de parâmetros físico-químicos, a presença de variados vetores de impactos, e a competição por recursos com outras espécies vegetais nas áreas de transição, são variáveis ambientais que moldam a paisagem do manguezal do rio Perequê, atuantes na escala de tempo atual. Por outro lado, fatores como o acúmulo dos efeitos das oscilações diárias das marés e as ocorrências de distúrbios ambientais estocásticos, sejam eles “naturais” ou causados por vetores introduzidos pelo homem, atuaram durante toda a história evolutiva deste sistema.

Manguezais distintos apresentam certamente distintas vulnerabilidades, na medida em que dinâmicas complexas podem gerar muitas diferenças entre sistemas ou locais, assim como as partes de um sistema também apresentam vulnerabilidades distintas devido à multiplicidade de escalas espaciais e temporais atuantes (Turner II *et al.*, 2003; Villa & McLeod 2002). A multiplicidade de condições ambientais observadas no manguezal do rio Perequê caracteriza o arranjo de sua paisagem como um mosaico de

bosques mais ou menos vulneráveis. Portanto, este sistema não se apresenta como uma entidade ou paisagem única. Neste sentido, a elaboração de diretrizes adequadas de manejo deveria considerar esta heterogeneidade. Qualquer zoneamento ambiental que pressuponha a existência de áreas homogêneas no manguezal do rio Perequê se tornará artificial, devido às distintas características dos bosques que o compõem. Porém, para uma gestão adequada e efetiva conservação de seus recursos e serviços ambientais faz-se necessária a criação de ferramentas práticas de manejo. Neste sentido, espera-se que a caracterização ambiental da área e a vulnerabilidade respectiva a seus bosques auxiliem no processo de elaboração de objetivos concretos de gerenciamento, assim como a detecção de áreas prioritárias ao manejo.

Embora o manguezal seja um habitat de limites e feições bem definidos, existem diferenças significativas nas suas características, tanto entre regiões como também dentro de seus bosques (Ewel *et al.*, 1998). Para garantir a viabilidade futura do manguezal do rio Perequê, sugere-se que seja realizada uma gestão que vá além da simples aplicação de conceitos teóricos de preservação e auto-recuperação, e planeje suas ações de manejo a partir do conhecimento das especificidades do sistema, como preconizado por Lacerda & Kjerfve (1995). Para tanto, tornam-se necessárias a apropriação e aplicação de uma gestão ocupada em incrementar a capacidade adaptativa e diminuir a sensibilidade e a exposição dos bosques locais. Neste sentido, o índice de vulnerabilidade pode contribuir não como único artifício para a formulação de diretrizes de manejo, mas como múltipla ferramenta de manejo, através da exploração de seus sub-índices ou componentes. O planejamento e execução de ações de manejo poderão considerar as informações relativas à sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa específicas de cada bosque estudado.

4.1. A gestão ambiental no município de Pontal do Paraná: propostas para um manejo mais adequado

Pontal do Paraná se desenvolveu rapidamente nos últimos cinquenta anos, período em que o manguezal do rio Perequê sofreu transformações

drásticas, principalmente devido à acelerada urbanização. Os padrões de uso da terra existentes e loteamentos consolidados ajudam a compreender as tendências de desenvolvimento urbano e necessidades reais de gerenciamento de áreas naturais do município. O modelo de parcelamento do solo municipal foi concretizado por terraplenagens de cordões arenosos e aterro de brejos e manguezais (Sampaio, 2006). Esta falta de planejamento ambiental tem levado à degradação dos recursos naturais do município.

Ao longo das margens do rio Perequê observam-se muitas barreiras físicas, como aterros e construções sobre ou muito próximos do manguezal. Estas barreiras reduzem a capacidade de expansão do sistema (Lovelock & Ellison, 2007). Segundo Lewis (2005), a limitação dos propágulos por bloqueios físicos é um dos fatores que impede a regeneração natural dos manguezais. Nas áreas a montante foram observadas muitas plântulas, porém um baixo número de juvenis. Provavelmente isto ocorre porque o entorno do sistema está bloqueado, levando as plântulas a serem recrutadas logo abaixo do dossel sombreado. Para mitigar este efeito, sugere-se a realocação das construções localizadas em áreas de preservação permanente (APP) e a recuperação do entorno, na forma de rebaixamento das áreas onde foram feitos aterros indevidos, possibilitando, desta forma, a migração do sistema.

De acordo com Taylor & Sanderson (2002), a ocupação humana afeta também o volume de água subterrânea e a descarga de poluentes, prejudicando a qualidade do aporte de água doce no sistema. Para que isto seja evitado deve-se exigir dos órgãos municipais competentes o cumprimento das leis relacionadas à ocupação em áreas de preservação permanente (APP) também a montante da zona de captação, para evitar o assoreamento e a contaminação de afluentes do rio Perequê. Sugere-se ainda, que sejam realizadas campanhas municipais de descontaminação do manguezal do rio Perequê, envolvendo as comunidades locais e os órgãos administrativos do município e do Parque do Perequê, desta forma contribuindo também ao processo de gestão participativa deste manguezal.

Outro aspecto da ocupação humana próxima aos bosques a montante é a presença de diversas ruas e estradas construídas sobre aterros transversais ao leito da gamboa. Estas construções (que suprimiram grande parte do fluxo hídrico) e dragagens para a sua retificação como a ligação da

desembocadura da gamboa ao canal de drenagem artificial aberto pelo DNOS (CEM, 2002) alteram o fluxo hídrico local e, por conseqüência, modificam dinâmicas essenciais a manutenção da saúde do sistema, como por exemplo, a drenagem continental, que fornece sedimento e nutrientes ao sistema. Alterações do fluxo hídrico em manguezais também podem ter efeitos sobre sua dinâmica reprodutiva. Dahdouh-Guebas *et al.* (2011) verificaram que a alteração artificial de fluxos hidrográficos pode resultar em um aumento significativo da predação dos propágulos das espécies de mangue, o que conseqüentemente altera a estrutura da vegetação local.

Atualmente parte do leito do rio Perequê se encontra isolado a montante do que é hoje a área de captação do lençol freático, que se localizava originalmente a alguns quilômetros a montante de sua posição atual. Esta porção perdeu o contato direto com o restante do rio devido à construção de uma estrada, e hoje se observam alguns meandros abandonados no local, onde plantas de manguezais já não se desenvolvem mais, e plantas ruderais como *Acrostichum* sp e *Hibiscus* sp são abundantes.

Fazendo limite com os bosques de mangue, principalmente nas áreas a montante, observou-se as espécies dos gêneros *Hibiscus* sp., *Dalbergia* sp. e *Acrostichum* sp. É provável que as espécies de restinga estejam se beneficiando das modificações causadas pelas intervenções antrópicas realizadas na área de estudo, principalmente a montante, onde ocorrem muitos bloqueios do fluxo hídrico da gamboa, aterramentos e construções. Estas intervenções alteraram o fluxo hídrico local (CEM, 2002) e provavelmente estão contribuindo para a mudança das condições edáficas locais. Geralmente a transição entre manguezais e comunidades terrestres, como pântanos de água doce, ocorre de forma gradual (Tomlinsom, 1986). Porém, durante as coletas de campo, observou-se uma mudança brusca logo a montante da zona de captação do lençol freático (local onde se encontram os meandros isolados). O manguezal termina neste local, exatamente onde foi construída uma estrada transversal ao leito da gamboa, tendo restado apenas uma pequena passagem de água, que liga a zona de captação com a região a montante desta estrada. Neste local, foi observada uma pequena mancha de *Crinum salsum*. Esta espécie indica a ocorrência de ambientes de transição, com maior influência de água doce (CEM, 2002b). Angulo & Muller (1990) também relataram a

ocorrência de *Crinum salsum* em áreas de baixa salinidade da Baía de Paranaguá ou de água doce. Todas estas características são naturais em áreas de transição com manguezais, porém, transformações podem estar acontecendo em uma velocidade maior devido às conseqüências de intervenções antrópicas no sistema. De acordo com Lugo & Snedaker (1974) manguezais são sensíveis a interações contínuas com ecossistemas adjacentes em contextos regionais. Portanto, os manguezais mais a montante sofrem maior pressão de competição, e podem estar lentamente sendo substituídos por outros ecossistemas. Propõe-se, portanto, que sejam melhoradas as condições de circulação hídrica na região, tanto relativa às ações das marés, quanto da drenagem continental. Para tanto seriam necessárias obras de implantação de infra-estrutura que permita a livre circulação de água sob as ruas, como pontes ao invés de aterros com manilhas, assim como fiscalização para o cumprimento das normas legais para áreas de preservação permanente nas áreas fora do manguezal, mas que têm influência no aporte hídrico do lençol freático e do manguezal.

Outro exemplo de intervenção antrópica que modificou profundamente a dinâmica do rio Perequê foi a escavação do canal do DNOS. Este canal atuou no local como um molhe hidráulico e a hidrodinâmica proporcionou o acúmulo de sedimento. Isto acelerou o processo de colmatção da desembocadura original da gamboa, que foi concretizada com a sua retificação. Relatos de pescadores locais sobre a abundância de peixes antes destas obras levam a especular se o fechamento da desembocadura original não foi responsável pela diminuição deste recurso.

Em resumo, a vulnerabilidade ambiental do manguezal do Rio Perequê é o resultado da interação entre os vários fatores ambientais que condicionam os distintos valores de sensibilidade, exposição e capacidade adaptativa. A magnitude desta vulnerabilidade depende, por um lado, de fatores internos que condicionam sua capacidade adaptativa e sensibilidade e, por outro lado, de fatores externos, que condicionam sua exposição a vetores de impactos. Enquanto sua capacidade adaptativa e sensibilidade dependem em grande parte do resultado da evolução de sua paisagem, proporcionada por uma longa história de transformações de seu sítio e expressas como respostas a estas transformações, seu grau de exposição depende da intensidade e natureza do

impacto e da proximidade (ou exposição física) a determinados vetores de impacto.

Atualmente, as intervenções e obras sem planejamento adequado no manguezal do Rio Perequê foram erradicadas pela implementação do Parque do Perequê. Porém, esta UC protege apenas uma parte do sistema, não solucionando problemas fundamentais relacionados à sua saúde, como a manutenção do fluxo hídrico e aporte de água doce continental. Estes problemas poderiam ser sanados se a administração exercesse sua jurisdição de direito para intervir em áreas fora da área do parque, realizando em parceria com a prefeitura, por exemplo, obras para a melhoria do fluxo hídrico dos canais que drenam o manguezal e áreas adjacentes, e obras para a modificação ou recuperação das áreas de possível recrutamento de alevinos, como supostamente seria a foz original da gamboa.

O Roteiro Metodológico de Planejamento (IBAMA, 2002) e o SNUC abordam o tema das Zonas de amortecimento de unidades de conservação. Segundo o Roteiro Metodológico, a Zona de Amortecimento se refere ao entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade. A criação de uma Zona de amortecimento não foi sequer mencionada na proposta técnica para o Plano de Manejo do Parque do Perequê (CEM, 2002), apesar de sua delimitação ser um aspecto essencial para o alcance dos objetivos de conservação desta UC. Sugere-se, portanto, que durante as etapas subseqüentes do processo de implementação do Plano de manejo do Parque do Perequê, sejam consideradas as possibilidades para a criação desta zona.

4.2. Uma avaliação crítica das Unidades de Conservação de Uso Indireto

Os parques nacionais e categorias similares são áreas geográficas extensas e delimitadas, dotadas de atributos naturais excepcionais, devendo possuir atrações significativas para o público, mantendo seus atributos livres de alterações causadas por interferência humana (Lei Federal 9985/00). Neles é permitida apenas a possibilidade de uso indireto (aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição) do espaço e de seus recursos naturais,

possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação e turismo ecológico.

A concepção de natureza selvagem que permeia a definição de Parques Nacionais leva à conclusão de que, para ser conservada, a natureza deve estar separada do homem. São lugares onde o ser humano pode reverenciar e admirar a natureza intocada e refazer suas energias materiais e espirituais, sem a sua intervenção perturbadora e degradante (Arruda, 1999). Hoje, começam a surgir questionamentos deste tipo de pensamento conservacionista mais radical, como a hipótese de que grande parte das paisagens, antes consideradas “virgens”, já tenham sido manejadas por populações tradicionais durante séculos, criando mosaicos de florestas transformadas e preservadas por estas mesmas populações tradicionais (Diegues, 2000).

Principalmente em sistemas sócio-ecológicos, onde existe interdependência de subsistemas naturais e sociais, as decisões sobre opções de manejo em UCs deveriam passar pelas comunidades do entorno, o que requer um profundo conhecimento de como a população utiliza os recursos do mangue e suas relações com este meio (Traynor & Hill, 2008). Apesar disto, não existem estratégias claras de integração das UCs brasileiras com as populações humanas do entorno, o que levou, historicamente, à criação de áreas protegidas de forma autoritária e pouco negociada com os diferentes segmentos da sociedade (Medeiros *et al.*, 2004). Isto mostra que muitas vezes a aplicação da legislação ambiental é realizada de maneira dissociada da realidade social na qual deveria estar inserida (Martin & Lana, 1993).

O manguezal do Rio Perequê sofreu muitas modificações em sua história, seja por dinâmicas “naturais”, seja por intervenções antrópicas. Porém, sua conformação atual é o resultado preponderante de ações humanas em um passado recente. No intuito de mitigar ou corrigir os danos causados por intervenções mal planejadas, privilegiaram-se concepções conservacionistas, como a criação do Parque do Perequê, e formas de manejo indiretas, como a auto-recuperação ecossistêmica. Desta forma, dinâmicas originadas por intervenções antrópicas inadequadas realizadas no passado são perpetuadas.

A relação dinâmica entre sociedade e natureza faz com que sistemas sócio-ambientais não possuam estados de equilíbrio estáticos, como pressuposto pela legislação ambiental; nestes casos, a gestão de recursos naturais deve ser pautada em procedimentos adaptativos e não procedimentos normativos (Weber, 1997). A “intocabilidade” dos manguezais brasileiros, gerada por uma legislação homogeneizante e engessante, inviabiliza projetos de desenvolvimento sustentável de pequena escala. O manejo sustentável dos recursos do manguezal do rio Perequê poderia proporcionar o desenvolvimento sócio-econômico e a melhoria na qualidade de vida das comunidades locais, conciliando desenvolvimento econômico com a conservação desse ecossistema. As ferramentas para se enfrentar problemas ambientais de maneira minimamente responsável não devem ser utópicas. Os órgãos ambientais e gestores de diversos setores governamentais compartilham a concepção de que a legislação ambiental brasileira é adequada. Porém, isto se baseia em um ideal de preservação que dificilmente pode ser alcançado, pois desconsidera características ambientais e demandas sociais na escala local.

A legislação atual muitas vezes abre margem a interpretações ambíguas e duvidosas. É o caso das diversas incongruências nas leis que regem a proteção das Áreas de Preservação Permanente e suas formas de uso e ocupação, nas quais os manguezais estão inseridos (Bezerra, 2009). Além disso, a lei vigente criminaliza igualmente qualquer intervenção, independente de sua natureza. Por exemplo, atividades de subsistência e uso em pequena escala dos recursos madeireiros do mangue por comunidades locais não são diferenciados na legislação da extração de madeira para fins comerciais, o que enfraquece o potencial de gestão sócio-ambiental destas áreas (Glaser et al., 2003).

Equalizar o desenvolvimento sócio-econômico com a conservação da natureza deve ser o principal desafio de uma gestão ambiental eficiente e, sobretudo, responsável. Para isto, diversas alternativas de manejo estão disponíveis (Lana, 2004), e devem ser amplamente discutidas.

As categorias de unidades de conservação Parque Nacional, Estadual e Municipal não permitem o consumo, extração ou produção de recursos naturais, impedindo procedimentos de manejo mais eficazes para o uso sustentável destes recursos. Decorre de todos estes fatos a necessidade de

considerar a possibilidade e viabilidade de recategorização de diversas UCs, como forma de flexibilização e aprimoramento do desenvolvimento social conciliado a conservação dos recursos naturais brasileiros.

4.3. O manguezal do Rio Perequê como Unidade de Conservação de Uso Sustentável: propostas para um desenvolvimento viável

O interesse pela preservação dos manguezais se origina na crença de que os manguezais possuem alta produtividade primária e sustentam as redes tróficas estuarinas, exportando para as vizinhanças a matéria orgânica resultante da transformação do material foliar em partículas de detrito, que seriam utilizadas como alimento por um grande grupo de organismos consumidores (Odum & Heald, 1975). Portanto, os manguezais passaram a ser considerados imprescindíveis para a produtividade pesqueira nos estuários. Estes fatos tornavam plenamente justificável a restrição de uso desse ecossistema na época (Pulner, 2006).

Avanços científicos mais recentes mostram que manguezais distintos funcionam de maneiras distintas, tanto no que se refere à produção de serapilheira quanto das próprias taxas de exportação de material particulado e dissolvido (Lana, 2004). A presumida alta produtividade dos manguezais, apropriada pela legislação ambiental e por cientistas mais ortodoxos, torna difícil a aceitação de que este ecossistema possa ser “explorado”, principalmente porque, para os defensores da restrição total, a falta de controle ou o controle deficiente por parte dos órgãos ambientais poderia trazer danos irreversíveis (Pulner, 2006). Porém, devem-se considerar as demandas das populações que dependem dos recursos dos manguezais para sua sobrevivência e, mesmo atividades extrativistas tradicionais e atividades produtivas de pequena escala podem e devem ser controladas ou gerenciadas de forma racional.

A presença da variabilidade, da incerteza e da irreversibilidade nas dinâmicas dos sistemas coloca a questão do desenvolvimento em termos de gestão das interações que se processam entre as variabilidades econômicas e sociais, por um lado, e as variabilidades naturais, por outro. Pensar um desenvolvimento viável em longo prazo implica visualizar, com base em

objetivos estrategicamente colocados, as melhores modalidades possíveis de gestão das interações entre diferentes fontes de variabilidade (natural e social) (Weber, 1997). Sistemas de propriedade comunal são encontrados em praticamente todo o mundo, e as evidências mostram que os seus mecanismos de regulamentação do uso de recursos naturais em geral são eficientes (Berkes, 2005).

Mecanismos de gestão patrimonial dos recursos naturais poderiam ser institucionalizados e aplicados na prática, considerando todos os recursos renováveis passíveis de conciliação uso/conservação (com base nas melhores informações científicas). Estes “acordos sociais” poderiam se concretizar através de contratos formais entre os órgãos ambientais e as comunidades de usuários, que são as partes interessadas na conservação e utilização destes recursos, prevendo obrigações, direitos, e proibições, para ambas as partes, e critérios de exclusividade de acesso aos recursos para os usuários. Isto garantiria a conservação em longo prazo dos recursos, assim como a sustentabilidade sócio-ambiental e econômica das populações envolvidas. A elaboração de projetos participativos, além de promover o desenvolvimento sócio-econômico valorizaria culturalmente o ecossistema local, auxiliando na sua conservação pelos próprios comunitários. Os moradores locais poderiam ser encorajados a participar ativamente nestes projetos de desenvolvimento social, econômico e ecológicos, melhorando sua qualidade de vida de forma geral.

O manguezal do rio Perequê possui potencial para cultivo de espécies vegetais, que poderiam ser utilizadas para projetos de silvicultura. Foram observados na área de estudo, pequenos córregos meandantes onde flui água doce, possivelmente originada da captação do lençol freático de um paleoleito de gamboa. Ao longo destes córregos observou-se um número elevado de plântulas. Bonilla *et al.* (2011) avaliaram o plantio de plântulas de espécies de mangue no Ceará e observaram um índice de sobrevivência de mais de 50 % das espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans*. Este dado mostra o potencial de replantio em manguezais, embora as técnicas atuais de cultivo ainda precisem ser aprimoradas (Menezes *et al.*, 2005; Paludo & Klonowski, 1999).

Áreas de manguezal são ideais para práticas de silviaqüicultura, pois não causam, necessariamente, danos ao ecossistema (Upadhyay *et al.*, 2002). Um projeto participativo voltado aos moradores e comunidades de pescadores locais, teria apoio comunitário, uma vez que a madeira é um dos recursos mais explorados em manguezais (Klapowitz, 2001; Walters, 2005). O aprendizado nas técnicas de silvicultura seria uma forma de qualificação profissional dos moradores locais, que ainda teriam uma fonte regular para exploração de madeira. Apesar do uso da madeira em grande escala causar a diminuição da extensão e qualidade dos manguezais (Paludo & Klonowski, 1999), a extração de madeira não é intensiva no manguezal do rio Perequê. Desta forma, esta atividade poderia ser vista como preventiva, pois se realizada em locais adequados e em pequena escala, aliviaria a pressão sobre este recurso em áreas de alta complexidade estrutural, com maiores potenciais reprodutivos, que seriam preservadas para manutenção de bancos genéticos

Em meados da década de 1980, o Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM/UFPR) possuía em suas dependências, tanques de engorda de camarão para pesquisas em aqüicultura. Para a instalação destes tanques foram realizadas modificações no leito original da gamboa. A direção do fluxo foi modificada por aterros, deixando uma grande área de manguezal isolada do leito principal da gamboa. A conexão com a gamboa se manteve apenas a jusante, através de um pequeno canal de drenagem, mantido para a manutenção dos tanques. Estes tanques foram abandonados e atualmente os manguezais se desenvolvem em quatro áreas artificiais de bacia. Devido à passagem de entrada de água da gamboa ser estreita, muitos resíduos sólidos trazidos pela maré ficam retidos no local. Esta área possui diversos potenciais de uso, como por exemplo, interpretação e educação ambiental, e aqüicultura não intensiva. Para tanto, faz-se necessário um programa de revitalização que contemple diversos tipos de ações, como limpeza, erradicação de plantas exóticas e reordenamento de trilhas. Para o desenvolvimento da atividade de aqüicultura, seria necessário abrir conexões a montante com a gamboa, propiciando maior troca e renovação de água e fluxo de nutrientes.

A implementação de projetos deste escopo favoreceria o aumento da capacidade adaptativa dos bosques locais, que é baixa em diversos locais da

área de estudo. Além disto, resgataria o valor cultural do manguezal do Rio Perequê, que atualmente é visto por muitos como um empecilho ao desenvolvimento do município.

REFERÊNCIAS

- Adaime, R.R. Produção do bosque de mangue da gamboa Nóbrega (Cananéia, 25º lat. S - Brasil). São Paulo, 1985. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- Adger, W.N. Vulnerability. *Global Environmental Change*, n. 16, p. 268-281, 2006.
- Alongi, D. M. (2002) – Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29(3): 331-349.
- Alongi, D.M. (2007) – Resilience of mangrove forests, tsunamis, and global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13: 1-13.
- Alongi, D.M. (2009) – Paradigm shifts in mangrove biology. In: Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R. & Brinson, M.M. (Eds.), *Coastal Wetlands: An integrated ecosystem approach*, pp. 616-640, Elsevier.
- Alves, D.S.M. (2011) – O papel das taxas de inundação na distribuição de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) e *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), espécies bênticas de interesse comercial em manguezais da Baía de Paranaguá. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR, Brasil.
- Angulo, R. J. & Müller, A. C. P. (1990). Preliminary characterization of some tidal flat ecosystems on The state of Paraná coast, Brazil. In: 2º Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Anais v. 2., p. 158-168.
- Angulo, R. J. 1992. Geologia da planície costeira do estado do Paraná. São Paulo, Tese (Doutorado), Instituto de Geologia, Universidade de São Paulo. 334 p.

- Arruda, R. (1999) – "Populações tradicionais" e a proteção dos recursos naturais em Unidades de Conservação. *Ambiente & sociedade*, 5: 79-93.
- Ball, M.C. (1988) – *Ecophysiology of mangroves*. *Trees*, 2: 129-142.
- Berkes, Fikret. Sistemas sociais, sistemas ecológicos e direitos de apropriação de recursos naturais. In: VIEIRA, P.F.; BERKES, Fikret & SEIXAS, Cristiana S. (orgs.). *Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências*. Florianópolis: Secco/APED, pp. 47-72, 2005.
- Bezerra, D.S. (2009) – A questão paradoxal das Áreas de Preservação Permanente (as APP's) em meio urbano. Estudo de caso: as formas de uso e ocupação em áreas de manguezais da bacia do Rio Anil, São Luís/MA. *Boletim CEDES*: 10-19.
- Bonilla, O.H., Major, I., Martins, M.O., & Neto, A.G.H. (2011) – Técnicas de plantio de Mangue num fragmento florestal degradado na reserva ecológica particular de Sapiranga - Fortaleza - Ceará, Brasil. *Management*, 8. In press.
- Bosire, J.O., Kairo, J.G., Kazungu, J., Koedam, N. & Dahdouh-Guebas, F. (2008) – Spatial and temporal regeneration dynamics in *Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Rob. (Rhizophoraceae) mangrove forests in Kenya. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 7: 69-80.
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J. M. & Abel, N.(2001) - From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems*, 4: 765–78.
- Cavalli-Sforza, Luigi Luca (2007), *La evolución de la cultura*, Barcelona. Editorial Anagrama.
- CEM (2002) – Plano de manejo do Parque Natural Municipal do Manguezal do Rio Perequê, Zoneamento, Fase-1. Desenvolvido pelo Centro de Estudos do Mar – Universidade Federal do Paraná. www.cem.ufpr.br/parque.htm. Acesso em: 6 de abril de 2009.

- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M. & Lysenk, I. (2005) - Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360: 443–455.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. (1985) - Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciênc. Interamericana*, v. 25, n. 1-4, p. 4-15, 1985.
- Côté, I. M., & Darling, E. S. (2010) – Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *Public Library of Science Biology*, 8(7): 1-5.
- Cunha, S.R. (2001) – Estrutura e produção das comunidades de macrófitos dos manguezais da baía da Babilonga, Santa Catarina. 174p. Tese de Doutorado, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brasil.
- 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.
- Dahdouh-Guebas, F. (2011) - World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). *Hum Ecol*, 39:107–109.
- Dahdouh-Guebas, F., Hettiarachchi, S., Lo Seen, D., Batelaan, O., Sooriyarachchi, S. Jayatissa, L.P. & Koedam, N. (2005) - Transitions in Ancient Inland Freshwater Resource Management in Sri Lanka Affect Biota and Human Populations in and around Coastal Lagoons. *Current Biology*, 15: 579–586.
- Dahdouh-Guebas, F., Koedam, N., Satyanarayana, B. & Cannicci, S. (2011) – Human hydrographical changes interact with propagule predation behaviour in Sri Lankan mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. In press.
- Diegues, A.C. (2000) – Qual conservação da natureza? Etnoconservação da Natureza: enfoques alternativos. In: Diegues, A.C. (org.), *Etnoconservação: Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos*, São Paulo, Nupaub/USP, Editora Hucitec.

- Dinerstein, E.; Olson, D.; Graham, D.; Webster, A.; Primm, S.; Bookbinder, M.; Ledec, G. (1995). "A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank & World Wildlife Fund". Washington, DC.
- Downing TE, Patwardhan A, Klein RJT, Mukhala E, Stephen L, et al. 2004. Vulnerability assessment for climate adaptation. Adaptation Policy Framework, Tech. Pap. 3, ed. B Lim. New York: UN Dev. Programme apud Eakin & Luers, 2006).
- Duke ,N. C., Meynecke, J.-O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I. & Dahdouh-Guebas, F. (2007) - A World Without Mangroves? *Science*, Vol. 317, p. 41.
- Eakin, H., Luers, A.L., 2006. Assessing human and biophysical vulnerability to global environmental change. *Annual Review of Environment and Resources* 31, in press.
- Ewel, K.C., Twilley, R.R. & Ong, J.E. (1998) – Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 83-94.
- Füssel, H.M. (2007) – Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research. *Global Environmental Change*, 17(2): 155-167.
- Gallopin, G. C. Linkages between vulnerability, resilience and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, n. 16, p. 293-303, 2006.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J. and Duke, N. (2011) - *Global Ecology and Biogeography*. *Global Ecol. Biogeogr*, 20: 154-159.
- Glaser, M., Berger, U., & Macedo, R. (2003). Local vulnerability as an advantage: mangrove forest management in Pará state, north Brazil, under conditions of illegality. *Regional Environmental Change*, 3: 162-172.

- Hahn, M. B., Riederer, A. M. & Foster, S. O. (2009) - The Livelihood Vulnerability Index: A pragmatic approach to assessing risks from climate variability and change - A case study in Mozambique. *Global Environmental Change*, 19(1): 74-88.
- Hassan, R.; Scholes R. & Ash, N. (2005) - Ecosystems and human well-being : current state and trends : findings of the Condition and Trends Working Group. The millennium ecosystem assessment series, v. 1. Island Press. Washington, Covelo, London. USA.
- Holling, C.S. Resilience and stability of ecological systems. *Annu Rev Ecol Syst.* 4:1-23, 1973.
- Holling, C. S. (2001) - Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems. *Ecosystems*, 4: 390–405.
- Holling, C.S., Gunderson, L.H. and Ludwig, D. Resilience and Adaptive Cycles. 2002. In Gunderson, L.H, and Holling, C.S, editors. *Panarchy: Understanding Transformations in Systems of Humans and Nature*. Island Press, Washington, D.C.
- IBAMA (2002) – Roteiro Metodológico de Planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica. 136p, Brasília, DF, Brasil.
- Jiménez, J. A., Lugo, A.E. & Cintrón, G. (1985) – Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, 17(3): 177-185.
- Kaplowitz, M. (2001) – Assessing mangrove products and services at the local level: the use of focus groups and individual interviews. *Landscape and Urban Planning*, 56: 53-60.
- Kathiresan, K. & Bingham, B.L. (2001) – Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81–251.
- Krauss, K.W., Lovelock, C.E., McKee, K.L., López-Hoffman, L., Ewe, S.M.L. & Sousa, W.P. (2008) – Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany*, 89: 105–127.
- Lacerda, L.D. & Kjerfve, B. (1995) – Biodiversidade e valor sócio-econômico dos mangues brasileiros. In: Workshop Nacional “Preservação da

Biodiversidade e do Valor Sócio-econômico dos Ecossistemas de Mangue na América Tropical, 20 p., MMA/UNESCO/PNUD.

Lana, P.C., Almeida, M.V.O., Freitas, C.A.F., Couto, E.G.C., Conti, L.M.P., Gonzales-Peronti, A.L., Giles, A.G., Lopes, J.S., Silva, M.H.C. (1989) – Estrutura espacial das associações macrobênticas sublitorais da gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). *Nerítica*, 4: 119-244.

Lana, P. C., Marone, E., Lopes, R. M. & Machado, E. C. (2001) - The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.

Lana, P.C. (2004) – Novas formas de gestão dos manguezais brasileiros: a Baía de Paranaguá como estudo de caso. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 10: 169-174.

Lee, S. Y., Dunn, R. J. K., Young, R. A., Connolly, R. M., Dale, P. E. R., Dehayr, R., Lemckert, C. J., Mckinnon, S., Powell, B., Teasdale, P. R. & Welsh, D. T. (2006) - Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31: 149–163.

Lewis III, R. R. (2005) – Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering*, 24(4): 403-418.

Lovelock, C. E. & Ellison, J. C. (2007) – Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change. In: Johnson, J. E. & Marshall, P. A. (Eds.), *Climate Change and the Great Barrier Reef: A Vulnerability Assessment*, pp.237-269, Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Australia.

Lugo, A. E. (1997) – Old-Growth Mangrove Forests in the United States. *Conservation Biology*, 11: 11-20.

Lugo, A. E., M. Sell and S. C. Snedaker, 1999. Mangrove ecosystem analysis, p. 345-366. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). *Ecossistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.

- Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. (1974) – The ecology of mangroves. *Annual Reviews of Ecology & Systematics*, 5: 39-64.
- Lugo, A.E., 1980. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Trop. Succession* 12: 65–72.
- Marone, E. & Camargo, R. de. 1993. A maré do Rio Perequê, PR: características e tempos de inundação. III Simpósio de Ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental. Serra Negra, São Paulo. 1: 34-36.
- Marone, E., Mantovanelli, A., Klengenfuss, M.S., Lautert, L.F.C. & Prata JR., V.P. (1997) – Transporte de água, sal, material particulado em suspensão e calor na Gamboa do Perequê num evento de maré de sizígia. Pp. 134-136. In: VII Congresso latino-americano sobre Ciências do Mar, Santos, São Paulo. Publicação ACIESP 2.
- Martin, F. & Lana, P. C. (1993) – Aspectos jurídicos relativos a proteção dos manguezais da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Pp. 107-112. Serra Negra, São Paulo.
- Medeiros, R., Irving, M. & Garay, I. (2004) – A proteção da natureza no Brasil: Evolução e conflitos de um modelo em construção. *Revista de Desenvolvimento Econômico*, 9: 83-93.
- Menezes, G.V., Schaeffer-Novelli, Y., Poffo, I.R.F. & Esyink, G.G.J. (2005) – Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9(1): 67-74.
- Mfilinge, P. L., Atta, N. & Tsuchiya, M. (2002) – Nutrient dynamics and leaf litter decomposition in a subtropic mangrove forest at Oura Bay, Okinawa, Japan. *Trees*, 16: 172-180.
- Miller, F., Osbahr, H., Boyd, E., Thomalla, F., Bharwani, S., Ziervogel, G., Walker, B. Birkmann, J., Van Der Leeuw, S., Rockström, J., Hinkel, J., Downing, T., Folke, C. & Nelson, D. (2010) – Resilience and

vulnerability: Complementary or Conflicting Concepts? *Ecology And Society*, 15(3). [http:// www.ecologyandsociety.org/vol15/iss3/art11](http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss3/art11).

Odum, W.E.; Heald, E.J. Mangrove forests and aquatic productivity. In: HASLER, A.D. (Ed.). *Coupling of Land and Water Systems. Ecological Studies V.10*. Berlin-Heidelberg-New York: Springer-Verlag, pp. 129-136, 1975.

Paludo D. & Klonowski V.S. (1999) – Barra de Mamanguape - PB: Estudo do Impacto do Uso de Madeira de Manguezal pela População Extrativista e da Possibilidade de Reflorestamento e Manejo dos Recursos Madeireiros. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 54 pp., MAB / UNESCO / MMA, Nº 16, São Paulo, Brasil.

Post, E. 1968. Zur Verbreitungs-Ökologie des *Bostrychietum*. *Hydrobiologia* 31: 241-316.

Pulner, Rita de Cássia Linhares. Análise crítica da cientificidade da legislação relativa a manguezais. 2006. 137f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento, Universidade Federal da Paraná, Curitiba.

Sampaio, R. (2006). Uso balneário, apropriação do espaço e meio ambiente em Pontal do Paraná, litoral paranaense. 239p., Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

Sánchez-Carillo, S., Sánchez-Andrés, R., Alatorre, L.C., Angeler, D.G., Álvarez-Cobelas, M. & Arreola-Lizárraga, J.A. (2009) – Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 654-662.

Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. (1986) – Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. *Caribbean Ecological Research*, 150 pp., São Paulo.

Smit, B. & Wandel, J. (2006) – Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. *Global Environmental Change*, 16: 282–292.

- Soares, M.L.G. (1999) – Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 503-515.
- Srivastava, P.B.L. & Bal, H.S. (1984) Composition and distribution pattern of natural regeneration after second thinning in Matang mangrove reserve, Perak, Malaysia. *Proc As Symp Mangr Env- Res & Manag.* p761-784.
- Takemura, T., Hanagata, N., Sugihara, K., Baba, S., Karube, I. & Dubinsky, Z. (2000) – Physiological and biochemical responses to salt stress in the mangrove, *Bruguiera gymnorrhiza*. *Aquatic Botany*, 68: 15-28.
- Taylor, D., Sanderson, P.G. (2002) – Global changes, mangrove forests and implications for hazards along continental shorelines. In: Sidle, R.C. (ed.), *Environmental Change and Geomorphic Hazards in Forests*, pp. 203-222, IUFRO Research Series, v. 9. New York: CABI.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. New York: Cambridge University Press, 170p.
- Traynor, C.H. & Hill, T. (2008) – Mangrove utilisation and implications for participatory forest management, South Africa. *Conservation and Society*, 6(2): 109-116.
- Tuler, S.; Agyeman, J.; da Silva, P.P.; Lorusso, K.R.; Kay, R. Assessing vulnerabilities: Integrating information about driving forces that affect risks and resilience in fishing communities. *Human Ecology Review* 15, 171–184, 2008.
- Turner II, B.L., Kasperson, R.E., Matsone, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Kaspersonb, J.X., Luerse, A., Martellog, M.L., Polskya, C., Pulsiphera, A. & Schiller, A. (2003) – A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14): 8074-8079.
- UNDP - GEF. *Effective Conservation and Sustainable Use of Mangrove Ecosystems in Brazil*. Washington, DC, USA, 2008. 196 p.
- Upadhyay, V.P., Ranjan, R. & Singh, J.S. (2002) – Human – mangrove conflicts: The way out. *Current Science*, 83(11): 1328-1336.

- Valiela, I., Kinney, E., Culbertson, J., Peacock, E. & Smith, S. (2009) – Global losses of mangroves and salt marshes. In: Duarte, C. M. (Ed.), *Global loss of Coastal Habitats: Rates, Causes and Consequences*, pp.108-142, Fundación BBVA, Bilbao, Espanha.
- Villa, F. & McLeod, H. (2002) – Environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-making: Guidelines and applications. *Environmental Management*, 29(3): 335-348.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R. & Kinzig, A. (2004) – Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2): 5. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- Walters, B. B. (2005) – Patterns of local wood use and cutting of Philippine Mangrove Forests. *Economic Botany*, 59(1): 66-76.
- Weber, J. (1997) – Gestão de recursos renováveis: fundamentos teóricos de um programa de pesquisas. In: Vieira, P.F. & Weber, J. (orgs.), *Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental*, pp.115-146, São Paulo, Editora Cortez.
- Zacharias, M.A. & Gregr, E.J. (2005) – Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conservation Biology*, 19(1): 86-97.