

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LINUS GHISI MENEZES DA SILVA

**ESTRUTURA ESPACIAL E VARIABILIDADE TEMPORAL DO MANGUEZAL DO
RIO PEREQUÊ (PONTAL DO SUL - PARANÁ)**

**PONTAL DO PARANÁ
2007**

LINUS GHISI MENEZES DA SILVA

**ESTRUTURA ESPACIAL E VARIABILIDADE TEMPORAL DO MANGUEZAL DO
RIO PEREQUÊ (PONTAL DO SUL - PARANÁ)**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia com habilitação em Gestão Costeira, Curso de Oceanografia, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo da Cunha Lana

PONTAL DO PARANÁ

2007

E eis que, ante a infinita Criação,
O próprio Deus parou, desconcertado e mudo!
Num sorriso, inventou o *homo sapiens*, então,
Para que lhe explicasse aquilo tudo...

Mário Quintana

AGRADECIMENTOS

Ao amigo e orientador Paulo Lana, pela dedicação, confiança e inesgotável paciência.

Aos pesquisadores Gisele Cristina Sessegolo, José Claro e Ricardo Krull pela disponibilidade e interesse em compor a banca de avaliação deste trabalho.

A todos do laboratório de Bentos, pelo agradável ambiente de trabalho e pelas boas risadas.

Aos colegas que me ajudaram na coleta de dados em campo. Sou profundamente grato aos amigos que se embrenharam no campo de batalha, muito obrigado a todos pela disposição e bom humor que ajudaram a tornar o trabalho em campo quase um prazer. A ajuda de todos foi fundamental para o trabalho e guardarei divertidas lembranças das saídas de campo.

À Ghisi, Bruno e Tinho pela imprescindível ajuda nas análises de sedimento.

Aos meus colegas de turma pela amizade e companheirismo e pelos ótimos momentos vividos durante estes cinco anos de convivência em Pontal do Sul. Foi uma experiência de vida gratificante e inspiradora.

Aos meus pais, Manoel e Margarida, e a minha irmã, Mila, pelo amor e apoio incondicional aos novos rumos que se firmaram na minha vida, direcionados pelas correntes marítimas e pela brisa do mar.

À Giovana pela compreensão, carinho e cumplicidade nos momentos fáceis e difíceis da vida.

À Maria Augusta pela alegria de viver.

RESUMO

Padrões de distribuição e zonação das árvores de manguezais são em geral difíceis de serem evidenciados, devido ao grande número de variáveis ambientais envolvidas. Apesar da pequena diversidade das espécies arbóreas dos manguezais brasileiros e da sua aparente homogeneidade florística, diversos estudos atestam a sua complexidade estrutural. O conhecimento das características estruturais de manguezais com marcada pressão antrópica, em pequena escala espacial, é cientificamente relevante por expressar de forma direta e indireta as interações entre o ecossistema e as comunidades humanas presentes. Este trabalho caracterizou a estrutura espacial do manguezal do rio Perequê, e analisou a variabilidade temporal do mesmo num período de 50 anos. A complexidade estrutural do bosque foi avaliada através da utilização de dois descritores-síntese. Análises multivariadas foram utilizadas para descrever as principais tendências de variação espacial do manguezal e a sua significância. A variabilidade temporal foi avaliada pela interpretação de imagens aéreas de quatro datas (1953, 1963, 1980, 2003). O manguezal do rio Perequê foi classificado como um mosaico de formações com distintos graus de complexidade. Os resultados mostraram uma marcada heterogeneidade estrutural do bosque, apesar da dominância da espécie *L racemosa* no local. Áreas de alta complexidade estrutural, com formações pluriespecíficas, foram associadas ao desenvolvimento dos bosques mais antigos do manguezal. Dentre os distúrbios antrópicos sobre o mangue local, as intervenções no rio Perequê foram os que mais condicionaram as mudanças estruturais do bosque. O conhecimento gerado sobre a estrutura espacial das formações locais permitiu o reconhecimento de categorias de bosques ao longo do Rio Perequê, com potencialidade de usos em unidades práticas de gestão em futuros planos de manejo do Parque.

Palavras-chave: caracterização estrutural, diversidade, manguezal, variabilidade espacial, intervenções humanas, manejo.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. OBJETIVOS	11
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 ÁREA DE ESTUDO	12
3.2 CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL DO BOSQUE LOCAL.....	19
3.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS	22
3.4 VARIABILIDADE TEMPORAL E SITUAÇÃO ATUAL DO BOSQUE	23
4. RESULTADOS.....	24
4.1 CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS.....	24
4.2 CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL.....	27
4.3 VARIABILIDADE TEMPORAL DO MANGUEZAL LOCAL.....	39
5. DISCUSSÃO.....	45
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
7. REFERÊNCIAS.....	56

1. INTRODUÇÃO

Padrões de distribuição e zonação das árvores de manguezais são em geral difíceis de serem evidenciados, devido ao grande número de variáveis ambientais envolvidas, que condicionam estruturas de bosques muito heterogêneas, mesmo em escala espacial reduzida. Estudos pioneiros de Odum (1975) sugeriram que a configuração final dos manguezais resultaria dos processos de sucessão ecológica e de sua presumida capacidade de “construírem” novos substratos, com a retenção de sedimentos. No entanto, esta hipótese foi refutada por estudos posteriores que descreveram padrões de zonação das espécies de manguezal não necessariamente resultantes de processos sucessionais (SMITH III, 1992).

Woodroffe (1992) classificou os manguezais em estuarinos, dominados por ondas, dominados por marés, misturados, de bacias e de carbonatos. Fatores ambientais como o nível de inundação, tipo do solo, salinidade intersticial, disponibilidade de nutrientes, pluviosidade, além de interações biológicas como competição, predação e tolerâncias fisiológicas das espécies envolvidas são tidos como responsáveis, em diferentes escalas de tempo e espaço, por distintos padrões de distribuição das plantas nos manguezais (LEE, 1999).

Estudos da variabilidade temporal de grande escala em manguezais são escassos em todo o mundo (ALONGI, 2007), mas absolutamente necessários para o reconhecimento de padrões de sucessão ecológica associados às dinâmicas costeiras. Fromard et al. (2004) propuseram um cenário compreensivo da dinâmica dos manguezais da Guiana Francesa, baseados nas informações estruturais e históricas da região, provenientes de levantamentos de imagens de satélite e aerofotogrametrias que englobaram um período de 50 anos.

Definidos como unidades ecológicas fundamentais da zona costeira, os manguezais brasileiros são constituídos por poucas espécies endêmicas, mas com uma elevada diversidade de espécies associadas, também encontradas nos sistemas adjacentes (LACERDA & KJERFVE, 1995). A distribuição dos manguezais ao longo da costa brasileira é desigual, com as formações mais extensas e desenvolvidas na região Norte, principalmente no litoral do Amapá, Pará e Maranhão, por causa, entre outros fatores, dos regimes locais de macro-marés e das elevadas taxas de precipitação anual (SCHAEFFER-NOVELLI et al, 2000).

Apesar da pequena diversidade das espécies arbóreas dos manguezais brasileiros e da sua aparente homogeneidade florística, diversos estudos atestam a sua complexidade estrutural (ADAIME, 1987; PERIA, 1990; SOARES, 1998; REISE, 1999; CUNHA-LIGNON, 2001; ALMEIDA, 2005). Na costa do Amapá, Costa Neto et al. (2003) identificaram mosaicos de vegetação com diversas estruturas delineadas. Na região sudeste, Bernini & Rezende (2003) mostraram a existência de marcadas diferenças estruturais entre manguezais do litoral fluminense. Soares et al (2003) observaram uma alta variabilidade estrutural de bosques de manguezais refletindo a ação de tensores, que determinaram diferentes graus de degradação e recuperação.

Os manguezais do Paraná estão distribuídos nos dois grandes sistemas estuarinos locais, a baía de Paranaguá e a baía de Guaratuba. Segundo Bigarella (1946), a distribuição das espécies de mangue não obedece a uma regra geral, com padrões de dominância específica variáveis nos diversos sítios de ocorrência. Na baía de Paranaguá, Martin (1992) reconheceu e delimitou 10 tipos fisiográficos de manguezais locais, distribuídos nos setores internos, médios e externos do complexo estuarino. Brogim (2001) distinguiu uma maior complexidade estrutural dos bosques no setor oligohalino das baías de Paranaguá e Antonina com padrões de zonação mais definidos nos manguezais dos setores médio e interno dos estuários.

Lana (2003) tipificou os manguezais do eixo leste-oeste da Baía de Paranaguá em três categorias principais: manguezais estressados do tipo I, considerados como formações monoespecíficas com baixo porte arbóreo e com sinais de tensores naturais; manguezais multiestratificados do tipo II, com bosques estruturalmente mais complexos com maior produção de serapilheira associada; e outras coberturas vegetais, associadas a ambientes transicionais com o continente. A distribuição dos três tipos ao longo do eixo se apresenta em forma de mosaico, como resposta aos fatores reguladores locais – topografia, proximidade de rios, fluxo do lençol freático e disponibilidade de finos, entre outros. Na gamboa do Maciel, Couto (1996) identificou a dominância de *Rhizophora mangle* nos bosques de manguezais locais, sem conseguir, no entanto, discriminar padrões definidos de zonação.

Além dos fatores naturais, tensores antropogênicos também são importantes condicionadores das características estruturais dos manguezais (ALONGI, 2002). Martin (1992) distinguiu diferentes causas e riscos de degradação sobre os

manguezais de Paranaguá, com graus de complexidade diversos que vão desde aterramentos em diversos pontos da baía até riscos industriais relacionados à atividade portuária. Nos bosques de manguezal do rio Baguaçu, na Baía de Paranaguá, Sessegolo (1997) atribuiu uma provável redução na cobertura das árvores mais desenvolvidas à extração de madeira pela população local. Já Miranda (2004), mostrou que a crise geral dos recursos naturais do litoral paranaense tem levado a uma intensificação das práticas extrativistas nos manguezais da região, com evidências de sobreexploração e degradação dos mesmos.

As leis referentes aos manguezais brasileiros datam do século XVIII, mas é a partir do Código Florestal de 1965 que eles passaram a ser considerados áreas de preservação permanente. Atualmente, a legislação proíbe o uso dos manguezais pelas comunidades humanas, salvo nos casos de utilidade pública ou interesse social (PULNER, 2006). A atual legislação ambiental e as políticas públicas derivadas tratam os manguezais como unidades homogêneas de paisagem, não distinguindo suas distintas características estruturais ou funcionais. O resultado mais evidente disso é um distanciamento entre os dispositivos legais de proteção e conservação dos manguezais e as práticas efetivas de uso e gestão, com agravamentos dos conflitos sócio-ambientais.

O conhecimento das características estruturais de um manguezal é fundamental para o estudo da sua dinâmica natural, bem como para estudos comparativos entre ambientes degradados e prístinos, podendo servir de ferramenta para planos de manejo de áreas estuarinas. De acordo com Lacerda & Kjerfve (1995), uma proposta de gestão de áreas de manguezais só é possível levando em consideração as suas especificidades locais. Neste sentido, o planejamento e a aplicação de políticas públicas deverão reconhecer as variabilidades estruturais e funcionais dos manguezais.

Os manguezais paranaenses podem ser considerados como ecossistemas relativamente preservados, se comparados com os manguezais de outras regiões como o Nordeste e o Sudeste brasileiros, devido ao histórico de ocupação da zona costeira (LANA, 1998). Às mudanças no desenvolvimento das cidades litorâneas e dos balneários do Paraná se seguiram transformações nos ecossistemas costeiros, notadamente nos manguezais estabelecidos perto dos centros urbanos. Um exemplo típico, segundo Martin (1992), são os chamados manguezais urbanos, que apresentam características de pressão humana intrínsecas a cada cidade ou centro

urbano próximo e por isso mesmo podem se mostrar adequados como estudo de caso, possibilitando a análise conjunta de tensores antrópicos e naturais.

O conhecimento das características estruturais de manguezais com marcada pressão antrópica, em pequena escala espacial, é cientificamente relevante por expressar de forma direta e indireta as interações entre o ecossistema e as comunidades humanas presentes. Essas interações são dinâmicas e não necessariamente previsíveis, condicionadas por fatores que atuam em intensidades e escalas espaciais e temporais muito variadas, sem expressar relações de causalidade explícitas. A compatibilização dessas distintas escalas espaciais e temporais é pré-requisito para levantamentos abrangentes e fidedignos. Neste sentido, análises da variabilidade temporal de manguezais associados a levantamentos estruturais de campo (FROMARD et al., 2004; BENFIELD et al., 2005) são relevantes por proporcionarem informações sobre o desenvolvimento dos manguezais e das suas respostas aos distúrbios naturais e tensores humanos. Informações desta natureza se tornam imprescindíveis para o eventual planejamento de unidades de conservação e para o seu subsequente manejo.

2. OBJETIVOS

O manguezal do Rio Perequê pertence a uma unidade de conservação, o Parque Municipal Natural do Manguezal do Rio Perequê, localizado no balneário de Pontal do Sul, município de Pontal do Paraná. O trabalho foi desenvolvido com o objetivo geral de caracterizar a estrutura do manguezal do Rio Perequê e sua evolução temporal recente, como base para eventuais atividades de manejo do Parque. Os objetivos específicos são:

- Caracterizar a estrutura espacial do manguezal com base nos índices de Valor de Importância e Complexidade de Holdridge modificado, correlacionando-a com variáveis ambientais (características texturais do sedimento, teor de matéria orgânica e carbonato, nível médio de inundação e distância do canal principal);
- Descrever a variabilidade temporal do manguezal nos últimos 50 anos, procurando relacioná-la com as dinâmicas naturais e com as intervenções humanas pretéritas e atuais.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O manguezal estudado está localizado ao longo do Rio Perequê, na porção sul da Baía de Paranaguá, no município de Pontal do Paraná. Com 2,6 km de extensão, o Rio Perequê apresenta um traçado meandrante dominado pelo regime de marés, podendo ser definido como gamboa ou canal de maré (LANA et al., 1989). O manguezal do Perequê apresenta uma área de aproximadamente 30 ha, estendendo-se ao longo de praticamente toda a extensão da gamboa.



Figura 1 – Delimitação do manguezal do Rio Perequê (área de cobertura vegetal demarcada em vermelho).

O Rio Perequê já sofreu diversas intervenções humanas, mais notadamente a partir da década de 1950, incluindo retificações e dragagens para navegação, aterramentos para construção civil e construção de tanques para aquicultura. Atividades conflitantes com a unidade de conservação, como o despejo de lixo, o descarte de esgotos domésticos e o derrame de óleo por pequenas embarcações foram relatadas no diagnóstico da área feito por pesquisadores do Centro de Estudos do Mar (CEM, 2002). Em 2005, um requerimento produzido por alunos de graduação do CEM e encaminhado ao então secretário municipal do meio ambiente de Pontal do Paraná, identificou, por levantamento fotográfico, as mesmas atividades listadas no diagnóstico de 2002, além das seguintes: descarte de material de saneamento, despejo de efluentes comerciais, construções abandonadas usadas como refúgios de andarilhos e desmatamento. Devido à forte pressão urbana sobre o rio e o manguezal adjacente, estudos que possibilitem um manejo adequado da área em questão se tornam absolutamente necessários.



Foto 1 – Emissão de efluentes sobre área de manguezal do Rio Perequê.



Foto 2 – Despejo de lixo e entulho de material de construção.



Foto 3 – Aterramento em área limítrofe ao Rio Perequê.

Histórico do Parque do Perequê

A primeira proposta para criação de uma área de proteção no entorno do Rio Perequê, que já registrava atividades conflitantes entre os usos correntes e a conservação do local, foi feita por uma equipe do Centro de Estudos do Mar (CEM), então Centro de Biologia Marinha, em 1986. Em 1999, foi publicado o decreto municipal 255/99, transformando a área em reserva biológica (RB) – categoria de unidade de conservação de uso indireto ou proteção integral. Em 2001, a Prefeitura Municipal de Pontal do Paraná publicou o decreto 706/01, criando um parque natural municipal (PNM), mantendo os mesmos limites estabelecidos pelo decreto 255/99 (Figura 2). Concomitantemente à criação do parque, foi firmado um convênio entre o

CEM, a Prefeitura Municipal de Pontal do Paraná, a FOSPAR, e o IBAMA para a elaboração do plano de manejo.



Figura 2 – Limite da Unidade de Conservação (em amarelo) segundo os decretos 255/99 (criação de Reserva Biológica) e 706/01 (criação do Parque Natural Municipal).

Em 2002, os limites do parque foram modificados devido a conflitos fundiários gerados na delimitação de 1999. Assim, através do decreto 1120/02, o limite passou a margear os lotes da planta urbana do balneário. Entretanto, o loteamento do balneário, aprovado nos anos 50, literalmente não considerou o rio e tampouco o manguezal adjacente, com a inclusão de vários lotes nessas áreas. Isso contribuiu para que os lotes já ocupados, mesmo com partes no rio ou no manguê, fossem

excluídos na nova delimitação. Ocorreram também a exclusão de uma área ao norte de aproximadamente 16 hectares – provavelmente por ser uma área passível de especulação imobiliária – e a inclusão de uma área ao sul de aproximadamente 8 hectares (figura 3).



Figura 3 – Limite da Unidade de Conservação (em branco) segundo o decreto 1120/02.

Por outro lado, a cessão de uso da área não foi requerida pela prefeitura junto à União e, portanto, a Gerência Regional do Patrimônio da União (GRPU) não reconhece a existência do parque.

Em 2005, com a criação do comitê gestor do Parque Natural Municipal do Manguezal do Rio Perequê (PNMMRP), foi feito um novo levantamento do parque estabelecendo como limite da unidade de conservação (UC) toda a faixa de

manguezal e o corpo aquoso do rio, mesmo que confrontando diretamente com edificações e ruas.

Junto com a nova delimitação do parque (figura 4), foi encaminhado pela prefeitura de Pontal do Paraná um pedido de projeto de lei e de cessão de uso da área junto ao GRPU, que se encontra em tramitação em Brasília no momento.



Figura 4 – Limites atuais do parque, segundo solicitação de cessão de área encaminhada pela Prefeitura de Pontal do Paraná à GRPU.

O Centro de Estudos do Mar efetuou um amplo diagnóstico da área do PMNMRP, seguido da primeira fase do plano de manejo para a UC. Dentre a caracterização dos ambientes naturais, CEM (2002) identificou diversos tipos estruturais de bosque de manguezal na área do parque, apontando um tipo predominante em planícies de inundação com cotas mais altas. LANA et al. (1989)

atribuíram o reduzido grau de desenvolvimento e baixa diversidade de espécies ao déficit hídrico local, típico do setor euhalino.

A salinidade é bastante variável ao longo dos diversos setores do rio, podendo alcançar valores de até 33 ups no inverno e valores de zero na época das chuvas (verão), principalmente próximo da zona de captação. A alta variação de salinidade num mesmo ciclo de maré de sigízia foi observado nas proximidades do CEM, com medições de 4 ups na maré baixa e 22 ups na maré alta.

LANA et al (1989) registraram profundidades entre 0,5 e 2,1 metros no Rio Perequê, com inundações periódicas das áreas de manguezais adjacentes seguindo o regime semidiurno da maré. MARONE et al (1997) descrevem forte assimetria do regime de marés, com marcada diferença nos tempos da maré enchente e vazante – com velocidades de $0,45 \text{ m s}^{-1}$ durante a vazante e $0,3 \text{ m s}^{-1}$ durante a enchente. A diferença de elevação entre a baixa-mar e a preamar é da ordem de 120 cm nos períodos de sigízia e de 60 cm nos períodos de quadratura, e de acordo com MARONE et al (1997), o Rio Perequê é um importador de sal e material particulado em suspensão e exportador de calor e água.

Além dos manguezais, o Rio Perequê drena áreas de restinga – nas cotas mais elevadas – e marismas. As restingas do Perequê foram classificadas em campo aberto, frutíceto aberto e floresta baixa fechada. Já as marismas ocorrem em faixas estreitas de *Spartina alterniflora* ou em manchas inseridas dentro dos bosques de manguezais, com tamanho não superior a 50 cm de altura (LANA & GUISS, 1992).

Diversos estudos sobre a macrofauna bêntica dos manguezais, marismas e fundos sublitorais do Perequê foram feitos, através de levantamentos taxonômicos e trabalhos de ecologia experimental. BROGIM (2001) referiu-se à dominância de crustáceos braquiúros na epifauna e de anelídeos, poliquetas e oligoquetas na infauna dos manguezais. BLANKENSTEYN (1994) analisou efeitos da predação epibêntica, da atividade de *Ucides cordatus* e da complexidade estrutural de *Spartina alterniflora* sobre a infauna. A recolonização de bancos de marismas por espécies oportunistas de alta resiliência foi estudada por LANA & GUISS (1991) e NETTO & LANA (1994).

3.2 CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL DO BOSQUE LOCAL

Para a caracterização estrutural do bosque foram delimitadas 27 parcelas de 10 por 10m, distribuídas ao longo da gamboa (figura 5). A localização de todas as parcelas foi determinada com base numa imagem IKONOS da região. As parcelas foram estabelecidas e numeradas em função do principal gradiente ambiental, desde a zona de desembocadura (números mais baixos) até a zona de captação (números mais altos). Levantamentos preliminares de campo foram feitos para identificar eventuais diferenças estruturais dentro da área, o que ajudou a definir os locais mais representativos para uma caracterização ampla do bosque.



Figura 5 – Localização das vinte e sete parcelas ao longo do Rio do Perequê.

Todo o trabalho de caracterização do bosque foi realizado de março a julho de 2007. Dentro de cada parcela foi feita a identificação específica e contagem de todas as árvores com mais de 80 cm de altura, consideradas como adultas (com mais de 25 mm de DAP- diâmetro à altura do peito) ou juvenis (com menos de 25 mm de DAP). O DAP (diâmetro à altura do peito) foi medido a 1,30 m de altura com paquímetro digital e a altura do dossel (distância entre o solo e o nível superior da copa da árvore), com telêmetro digital de precisão, com visada laser. No caso dos indivíduos juvenis com menos de 1,30 m de altura, o DAP foi substituído pelo diâmetro do tronco logo abaixo da primeira ramificação. Os valores de DAP foram utilizados para o cálculo da área basal de cada parcela.

As plântulas – definidas como indivíduos com altura menor que 80 cm – foram identificadas, contadas e medidas, em cinco quadrantes de 50 por 50 cm, previamente aleatorizados dentro de cada parcela.

Valores de área basal, altura do dossel, número de espécies, densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa foram utilizados para o cálculo do Índice de Valor de Importância (I.V.I.) e do Índice de Complexidade de Holdridge modificado (I.C.H.m), tratados como descritores-síntese da complexidade estrutural do bosque local.

O I.V.I. é um excelente índice para quantificar a contribuição relativa de cada espécie de árvore dentro das parcelas. É calculado pela fórmula:

$$\text{I.V.I.} = \frac{\text{D.R.} + \text{Dom.R.} + \text{F.R.}}{3}$$

Onde:

D.R.= Densidade Relativa

$$\frac{\text{n}^\circ \text{ ind. de uma espécie} \times 100}{\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos}}$$

Dom.R.= Dominância Relativa

$$\frac{\text{Soma de áreas basais de uma espécie} \times 100}{\text{Soma total de áreas basais}}$$

F. R.= Frequência Relativa

$$\frac{\text{Número de ocorrências de uma espécie} \times 100}{\text{Número de parcelas (27)}}$$

O I.C.H. é um índice quantitativo que fornece uma medida mais objetiva da fisionomia das florestas do que a análise das variáveis estruturais isoladas (KALACSKA et al, 2007). No entanto, a adoção da fórmula original deste índice deve ser feita com cautela, já que foi desenvolvido para florestas tropicais mais diversificadas e não especificamente para bosques de manguezais, que tem menor diversidade de espécies. Para melhor atender as necessidades deste trabalho, o índice foi modificado. A fórmula do índice original é:

$$\text{I.C.H.} = \text{Altura máxima do dossel} \times \text{Área basal} \times \text{Densidade de troncos} \times \text{Número de espécies}/1000.$$

No presente trabalho optou-se por excluir da fórmula a variável “densidade de troncos” por ela ser uma possível fonte de distorção nos valores do índice. A densidade de um bosque de manguezal se correlaciona negativamente com seu amadurecimento, ou seja, a densidade se reduz com o desenvolvimento do bosque (“*natural thinning*”). Um maior desenvolvimento do bosque reflete-se em um maior índice de complexidade, o que motivou a modificação da fórmula para:

$$\text{I.C.H.M.} = \text{Altura do dossel} \times \text{Área basal} \times \text{Número de espécies}/1000.$$

Os parâmetros abióticos medidos em cada parcela foram a temperatura do ar, temperatura da água de percolação, temperatura do sedimento (a 5 cm de profundidade) e salinidade da água de percolação. A temperatura do ar foi medida em área sombreada com termômetro de mercúrio. A temperatura do sedimento foi aferida com termômetro digital na camada subsuperficial do sedimento. Uma amostra de água percolada foi coletada para medir a temperatura e a salinidade. O nível médio de inundação de cada parcela foi indiretamente estimado pela altura média de algas do gênero *Bostrychia* presentes nas raízes e troncos das árvores.

Com o auxílio de um corer de PVC com 1,6 litros de volume, foi coletada uma amostra de sedimento em cada parcela para a determinação da granulometria e dos teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio. As análises granulométricas foram feitas pelo método de pipetagem e peneiramento (SUGUIO, 1973) e os dados brutos foram tratados no software Sysgram 3 (CAMARGO, 2006). Para a análise de matéria orgânica, uma alíquota de 5 gramas de cada amostra, previamente seca em estufa a

90°C, foi queimada em mufla, em temperatura de 400°C por uma hora. O peso foi aferido e a porcentagem de matéria orgânica foi calculada com base na diferença entre o peso inicial e final de cada alíquota. Para a estimativa do teor de carbonato de cálcio, alíquotas de 10 gramas, previamente secas em estufa a 90°C, foram tratadas com ácido clorídrico e pesadas. As porcentagens de carbonato foram calculadas com base nas diferenças entre pesos iniciais e finais.

Além do trabalho de caracterização estrutural por meio de técnicas fitosociológicas, foi feita de forma complementar uma caracterização genérica do bosque de manguezal do Rio Perequê com registro fotográfico infra-vermelho da área de manguezal, por meio de dois sobrevôos com ultraleve. As fotos foram feitas com uma máquina Nikon F3 e uma objetiva Nikkor de 50 mm. Os filmes utilizados foram Kodak HIE e Kodak Ektachrome EIR. Ambos os filmes foram revelados em laboratório profissional e posteriormente digitalizados em alta resolução.

3.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS

Representações gráficas univariadas convencionais (histogramas e gráficos de pizza) foram utilizadas para descrever a variabilidade espacial de parâmetros físicos e biológicos ao longo do rio do Perequê.

Análises multivariadas foram utilizadas para descrever as principais tendências de variação espacial e a sua significância. Foram realizadas análises de proximidade ou escalonamento multidimensional não métrico (n-MDS) sobre valores do Índice de Valor de Importância, estimados para adultos e juvenis. Esta técnica baseia-se em um algoritmo iterativo que busca a configuração espacial que melhor reflete a matriz de distância/dissimilaridade entre as parcelas, apresentando o resultado em um gráfico. Uma análise complementar de agrupamentos (*cluster analysis*) foi utilizada para evidenciar o nível de similaridade entre as parcelas, gerando como resultado um dendrograma (gráfico de agrupamento). A sua interpretação foi feita em conjunto com a análise de proximidade (n-MDS).

A análise de proximidade foi complementada por uma análise de similaridade (ANOSIM), que procurou avaliar a maior ou menor similaridade entre grupos de parcelas, com base nos fatores salinidade, teor de matéria orgânica, teor de carbonatos, percentagem de argila, distância do canal principal e nível médio de inundação. Os mesmos fatores foram empregados em uma análise do tipo

Biological–environmental (BIO-ENV) que buscou correlacionar as matrizes das variáveis abióticas e biológicas, reconhecendo os fatores abióticos que melhor explicam a variabilidade dos dados biológicos.

Na impossibilidade de serem trabalhados por análises multivariadas, os valores de I.C.H.m foram correlacionados através de uma regressão linear com os valores de I.V.I.

Os dados biológicos não foram transformados e os dados abióticos foram transformados e normalizados de acordo com as normas da rotina BIO-ENV. Todas as análises foram efetuadas no software Primer v6 (PLYMOUTH MARINE LABORATORY, 2006).

3.4 VARIABILIDADE TEMPORAL E SITUAÇÃO ATUAL DO BOSQUE

Fotografias áreas da área de estudo, datadas de 1953, 1963, 1980 e 2003, foram digitalizadas em alta resolução. A escala das fotos utilizadas foi de 1:25 000, com exceção da foto aérea de 1963 com escala de 1:75 000. Os contornos do canal principal e dos canais secundários do Rio Perequê, da área de manguezal, da linha de costa, do arruamento e das edificações foram desenhados no programa Coreldraw 11.

Os diferentes mapas temporais assim gerados permitiram a avaliação visual das principais alterações no rio e na distribuição da vegetação de manguezal, resultantes das dinâmicas naturais e das intervenções humanas nos últimos 50 anos.

A carta de 2003 foi adicionalmente utilizada para a plotagem espacializada de todos os tensores antropogênicos reconhecidos durante o estudo. Isto não pôde ser feito para as imagens em infra-vermelho mais recentes, que não se mostraram adequadas por terem sido tomadas em ângulos oblíquos.

4. RESULTADOS

4.1. CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS

Os valores de salinidade da água de percolação variaram de 10 a 32 UPS, com média de salinidade em 26,3 UPS. As maiores salinidades foram registradas nas parcelas mais próximas à desembocadura do Rio Perequê, enquanto que as menores foram registradas a montante do rio, em áreas de inundação laterais.

As temperaturas apresentaram variações similares, com valores de 18 a 25,5°C para temperatura do ar, de 19 a 29°C para temperatura da água de percolação e de 20 a 28,5°C para temperatura do sedimento.

Os teores de matéria orgânica apresentaram uma marcada variabilidade entre as parcelas, com valores de 2,55 a 22,2 %, já os teores de carbonato de cálcio foram mais homogêneos, com valores de 1,57 a 7,49% (figura 6). Não foi observado um padrão definido de variação entre a zona de captação e a zona da foz.

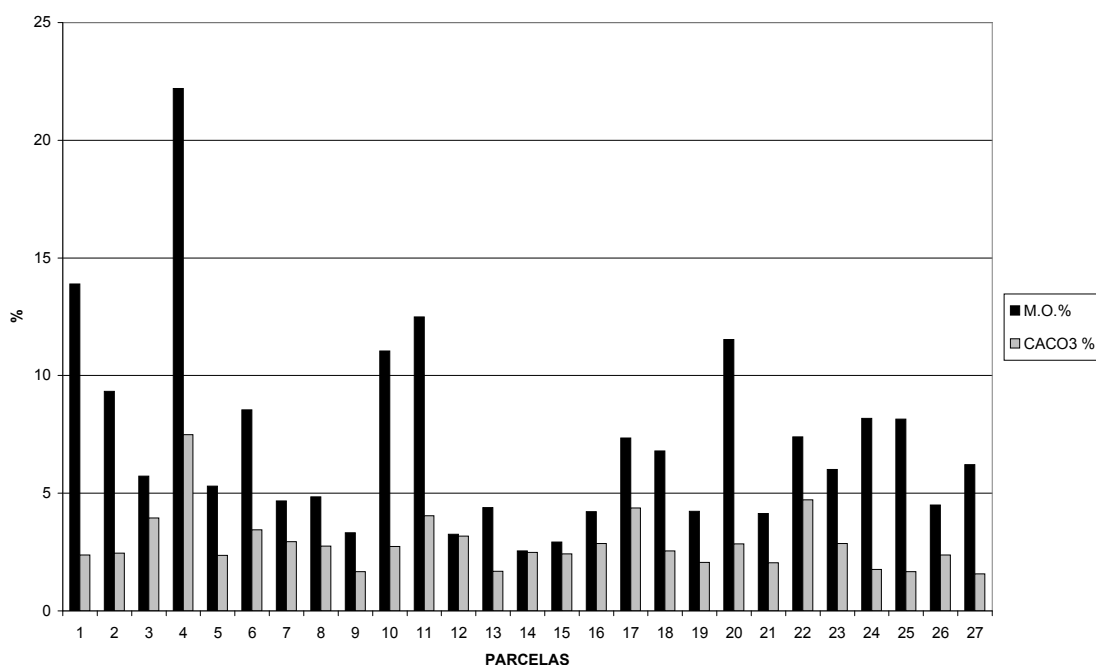


Figura 6 – Variação nos teores de matéria orgânica (M.O.) e de carbonato de cálcio (CaCO₃) no sedimento ao longo do Rio Perequê.

A granulometria dos sedimentos da gamboa não variou entre as parcelas, havendo predominância de areia fina e areia muito fina. Os sedimentos variaram de pobremente selecionados (44%), moderadamente selecionados (19%) bem selecionados (33%) e muito bem selecionados (4%) (figuras 7, 8 e 9).

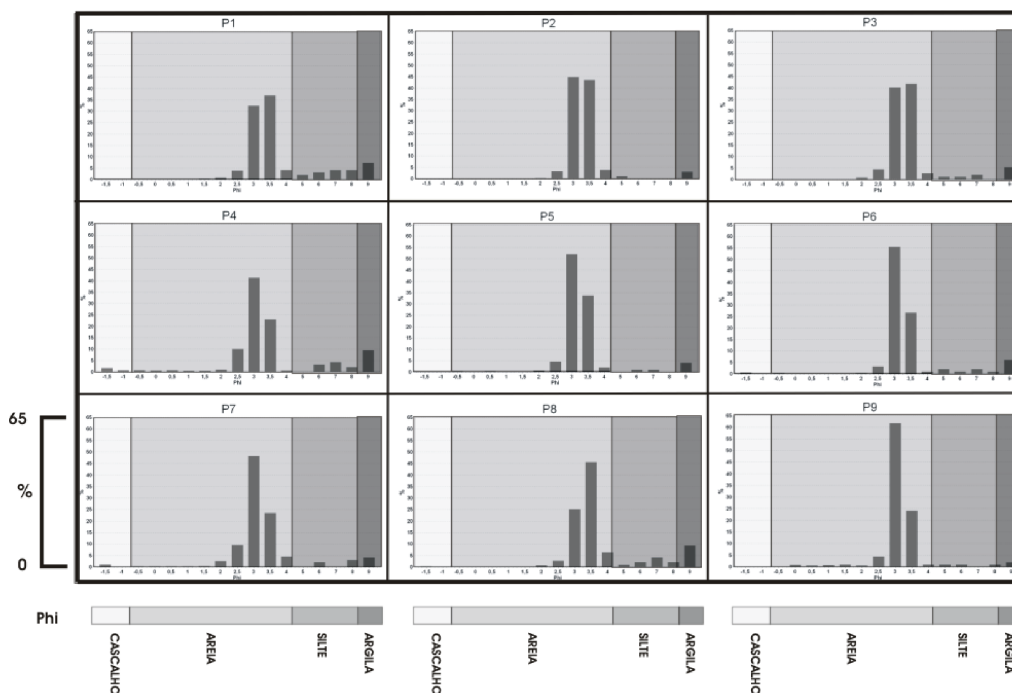


Figura 7 – Histogramas de freqüência granulométrica em phi para as parcelas P1 a P9, com classificação nominal por classe de tamanho de grão.

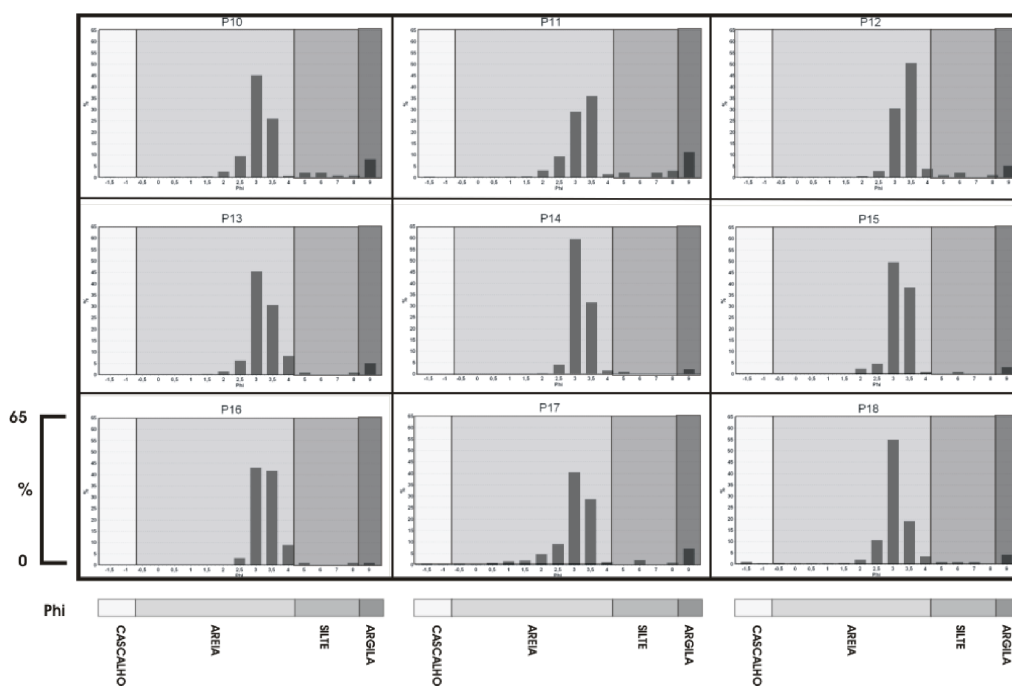


Figura 8 – Histogramas de freqüência granulométrica em phi para as parcelas P10 a P18, com classificação nominal por classe de tamanho de grão.

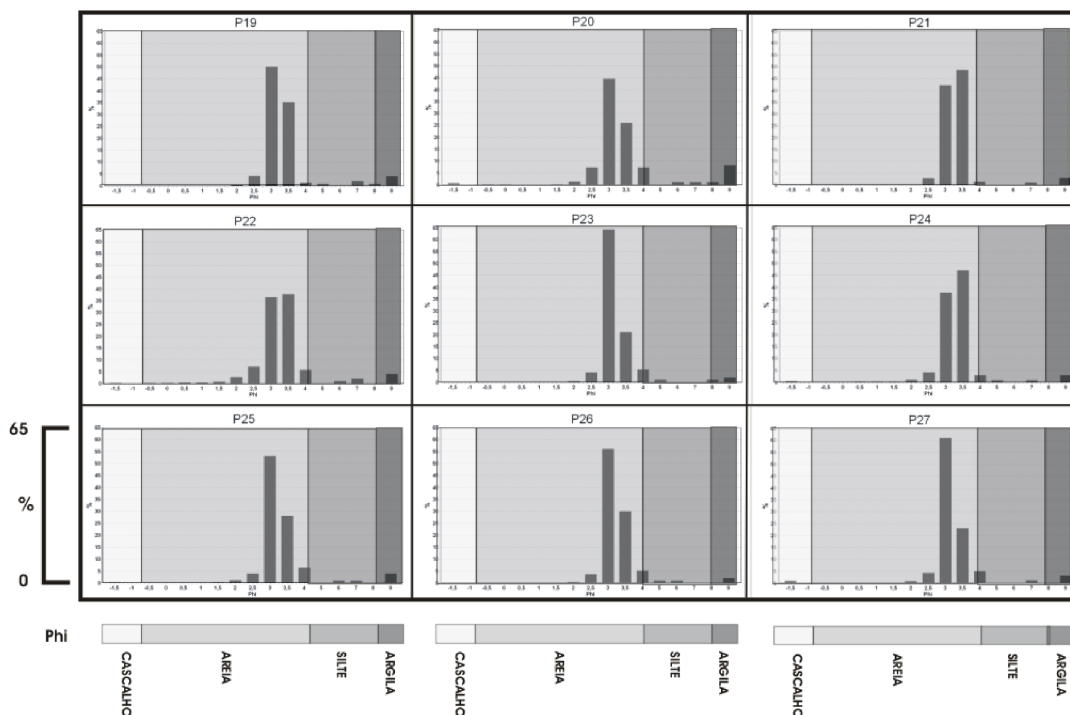


Figura 9 – Histogramas de freqüência granulométrica em phi para as parcelas P19 a P27, com classificação nominal por classe de tamanho de grão.

O nível médio de inundação, expresso indiretamente pela altura média das incrustações de *Bostrychia* em troncos e raízes, variou de 30 a 55 cm, com os menores valores representando topografia mais elevadas e os maiores, áreas com topografia rebaixada (Figura 10).

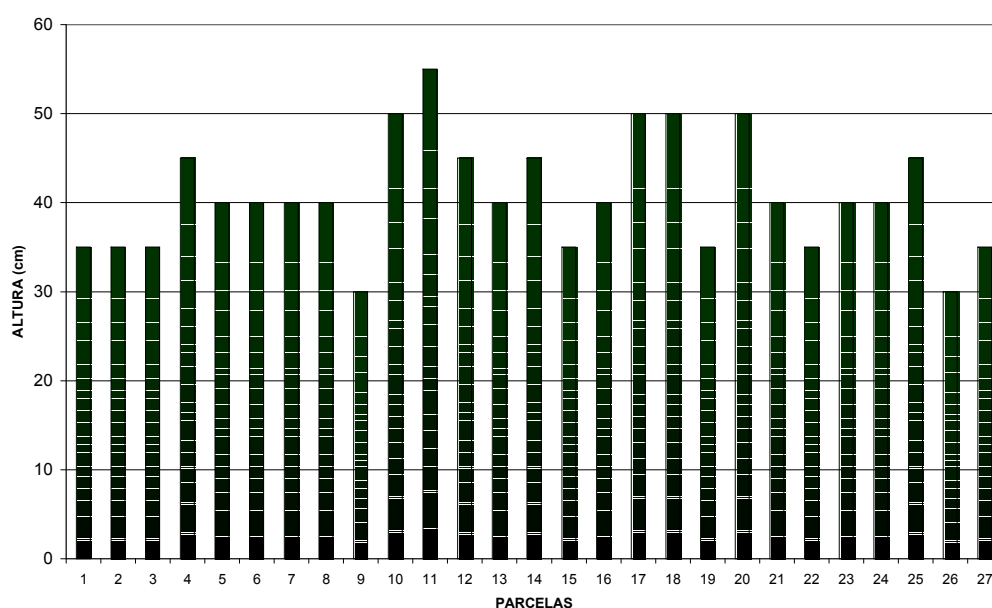


Figura 10 – Variação do nível médio de inundação, expressa pela altura da camada de *Bostrychia* nas parcelas.

4.2. CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL

No manguezal do Perequê foram encontradas as seguintes espécies de árvores: siriúba (*Avicennia schaueriana* Stapf. e Leechman, Verbenaceae.), canapuva ou mangue-vermelho (*Rhizophora mangle* L., Rhizophoraceae) e mangue-branco ou mangue-manso (*Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f., Combretaceae). Marismas monoespecíficas de *Spartina alterniflora* Loisel estão restritas às margens do canal principal, com apenas três formações no interior do bosque em áreas de clareira. Foi encontrado o algodoeiro da praia (*Hibiscus pernambucensis*) em bermas dentro dos bosque ou em zonas de transição com a restinga. Nessas áreas também foram identificados, com ocorrência mais restrita, exemplares de samambaia do mangue (*Acrostichum aureum* L.). Na área em torno da cabeceira da gamboa, também foram encontradas duas formações de *Crinum sp*, espécie vegetal mais associada a ambientes de água doce. Estas espécies vegetais associadas não foram incluídas nas análises posteriores da estrutura dos agrupamentos.

As parcelas foram classificadas como formações monodominadas ou pluriespecíficas de acordo com o Índice de Valor de Importância (I.V.I.) de cada espécie. Foram consideradas formações monodominadas as parcelas com o I.V.I. de uma espécie igual ou maior do que 70. Valores de I.V.I. menores que 70 definiram as formações pluriespecíficas, com a distinção entre pluriespecíficas co-dominadas por uma espécie – com mais de 50 de I.V.I. para uma espécie – e completamente misturadas – com menos de 50 de I.V.I. para todas as espécies.

Das vinte e sete parcelas, quinze foram consideradas monodominadas, sendo quatorze de *L. racemosa* – com duas monodominadas puras (ou monoespecíficas), cada uma com 100 de I.V.I. para a espécie – e uma de *R. mangle*. Das doze parcelas pluriespecíficas, oito apresentaram co-dominância – sendo seis co-dominadas por *L. racemosa*, uma por *R. mangle* e uma por *A. schaueriana* – e quatro foram consideradas pluriespecíficas misturadas (Figura 11).

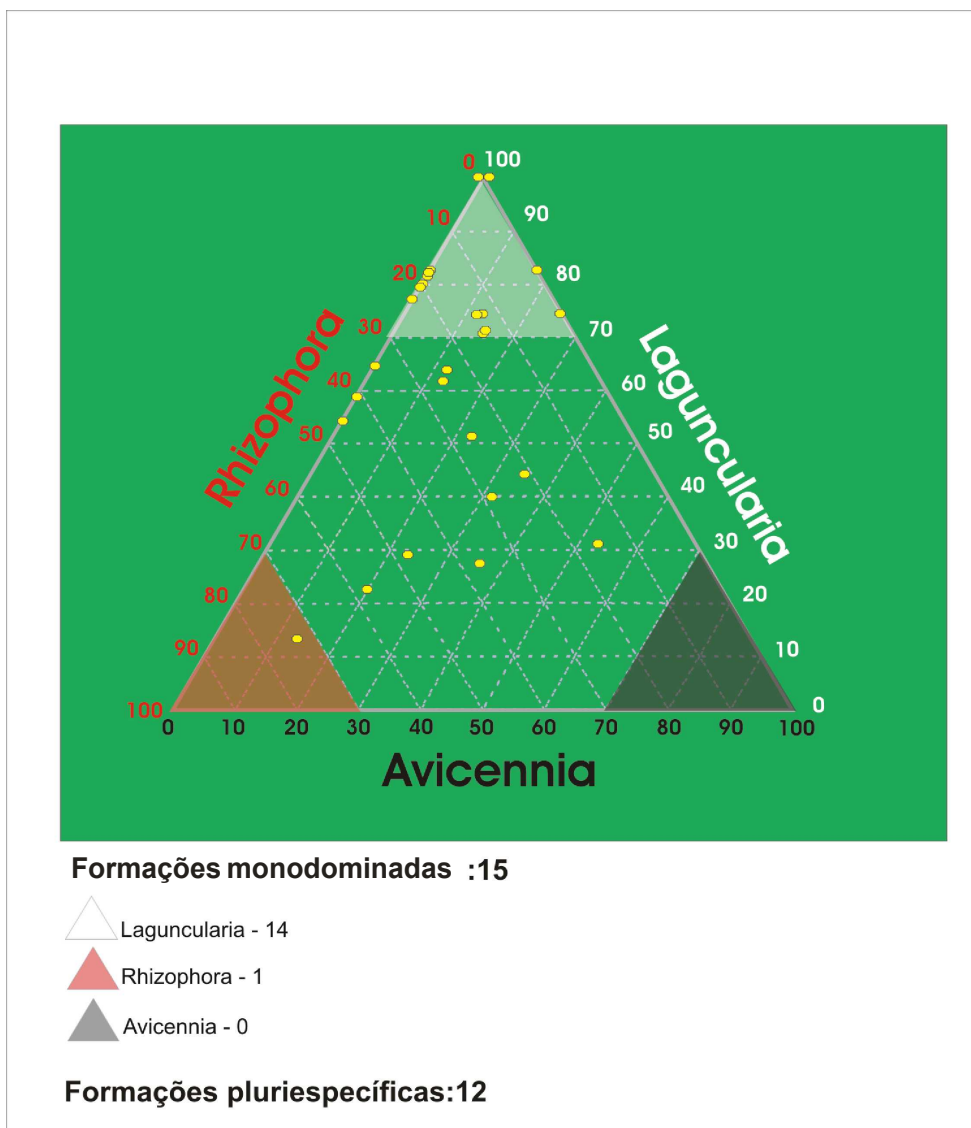


Figura 11 – Triângulo de Shepard, ilustrando a distribuição do Índice de Valor de Importância para as árvores adultas (DAP>25mm).

As parcelas monodominadas de *L. racemosa* se concentraram em uma área próxima da cabeceira do rio que englobou mais de 50% dessas formações (P19, P21, P22, P23, P24, P25, P26, P27). Próximo à foz do rio também ocorreram parcelas monodominadas da espécie (P1 e P2). As parcelas pluriespecíficas distribuíram-se de forma dispersa, sem formar grupamentos contíguos (Figura 12).

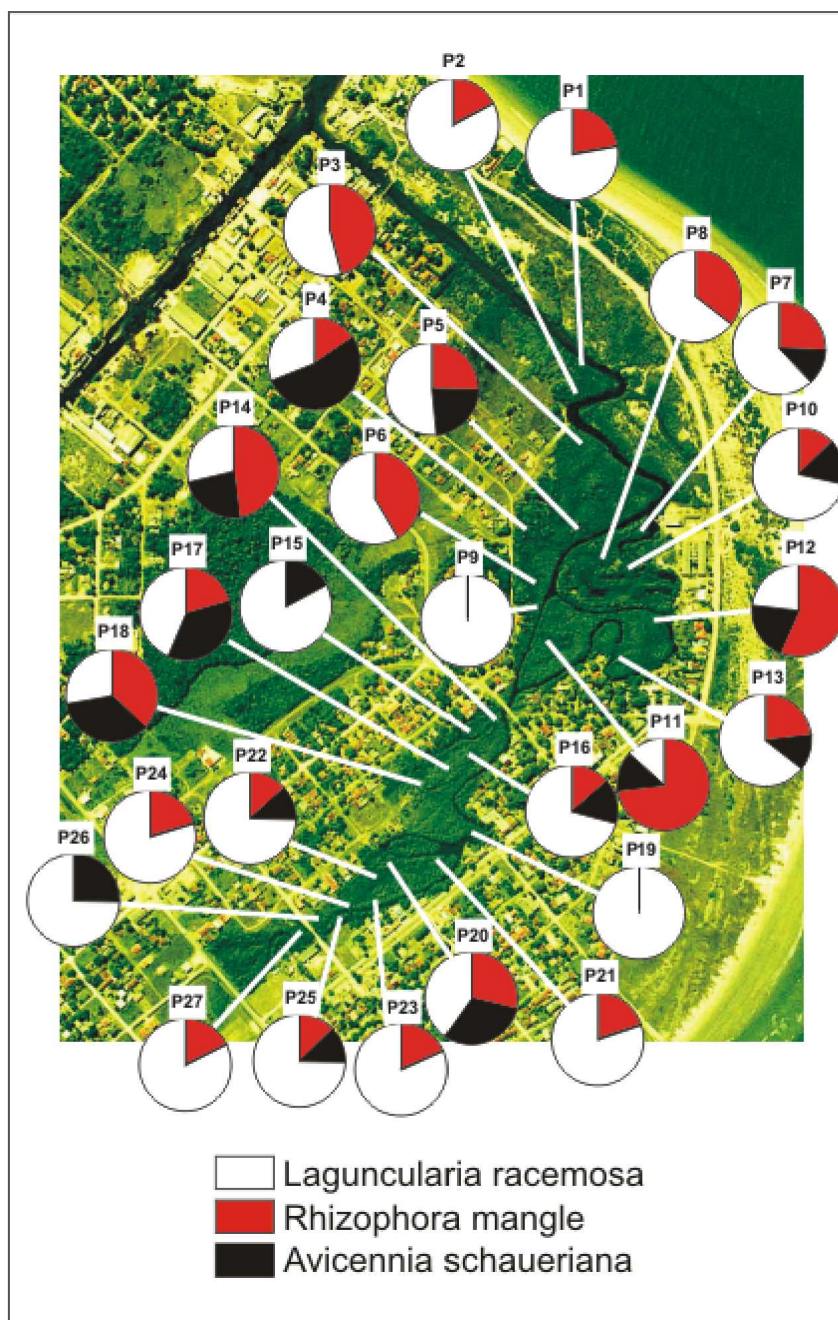


Figura 12 – Distribuição espacial dos valores de I.V.I. dos indivíduos adultos.

Os valores do I.V.I. baseados nos juvenis foram, de uma maneira geral, distintos dos valores encontrados para os adultos. Juvenis de *L. racemosa* foram registrados em vinte e duas parcelas e de *R. mangle*, em vinte. Juvenis de *A. schaueriana* foram menos freqüentes, ocorrendo em apenas oito parcelas. Das vinte e sete parcelas estudadas, quatorze foram consideradas monodominadas – sendo oito por *L. racemosa*, cinco por *R. mangle* e uma por *A. schaueriana*. Das treze pluriespecíficas, dez apresentaram co-dominância – sendo seis co-dominadas por *R.*

mangle e quatro por *L. racemosa* – e apenas três foram classificadas como pluriespecíficas misturadas. As parcelas pluriespecíficas dos juvenis foram majoritariamente compostas por duas espécies (Figura 13).

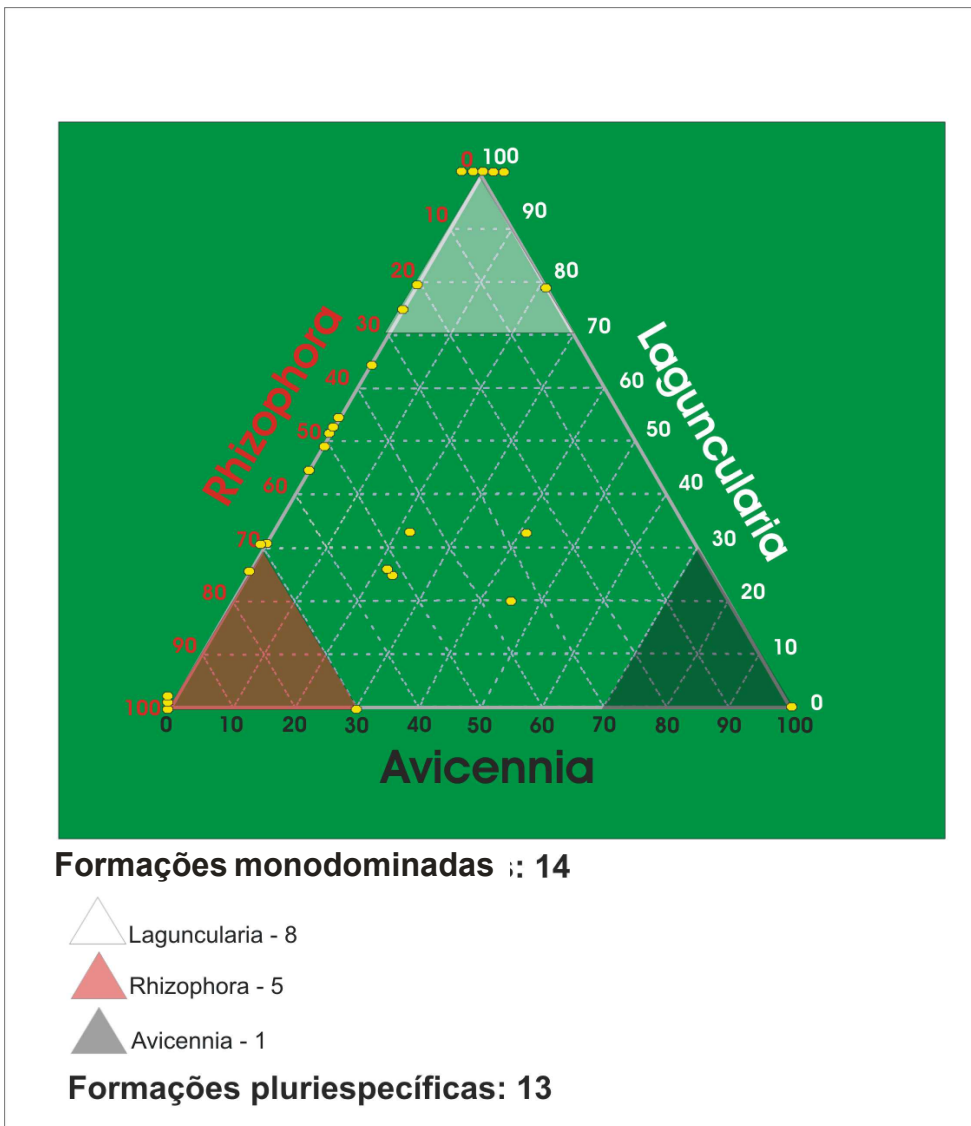


Figura 13 - Triângulo de Shepard ilustrando a distribuição do Índice de Valor de Importância para os juvenis (DAP < 25mm).

Os agrupamentos monodominados e pluriespecíficos de juvenis distribuíram-se de maneira homogênea ao longo da gamboa, como na área da cabeceira onde ocorreram três parcelas monodominadas de *L. racemosa* (P19, P21 e P23), três parcelas monodominadas de *R. mangle* (P20, P22 e P26) e três parcelas

pluriespecíficas (P24, P25 e P27). Em outras áreas, também ocorreu a mistura de formações monodominadas e pluriespecíficas, com exceção da parte média da gamboa, em que houve a ocorrência exclusiva de formações pluriespecíficas (P7, P8, P10) (Figura 14).

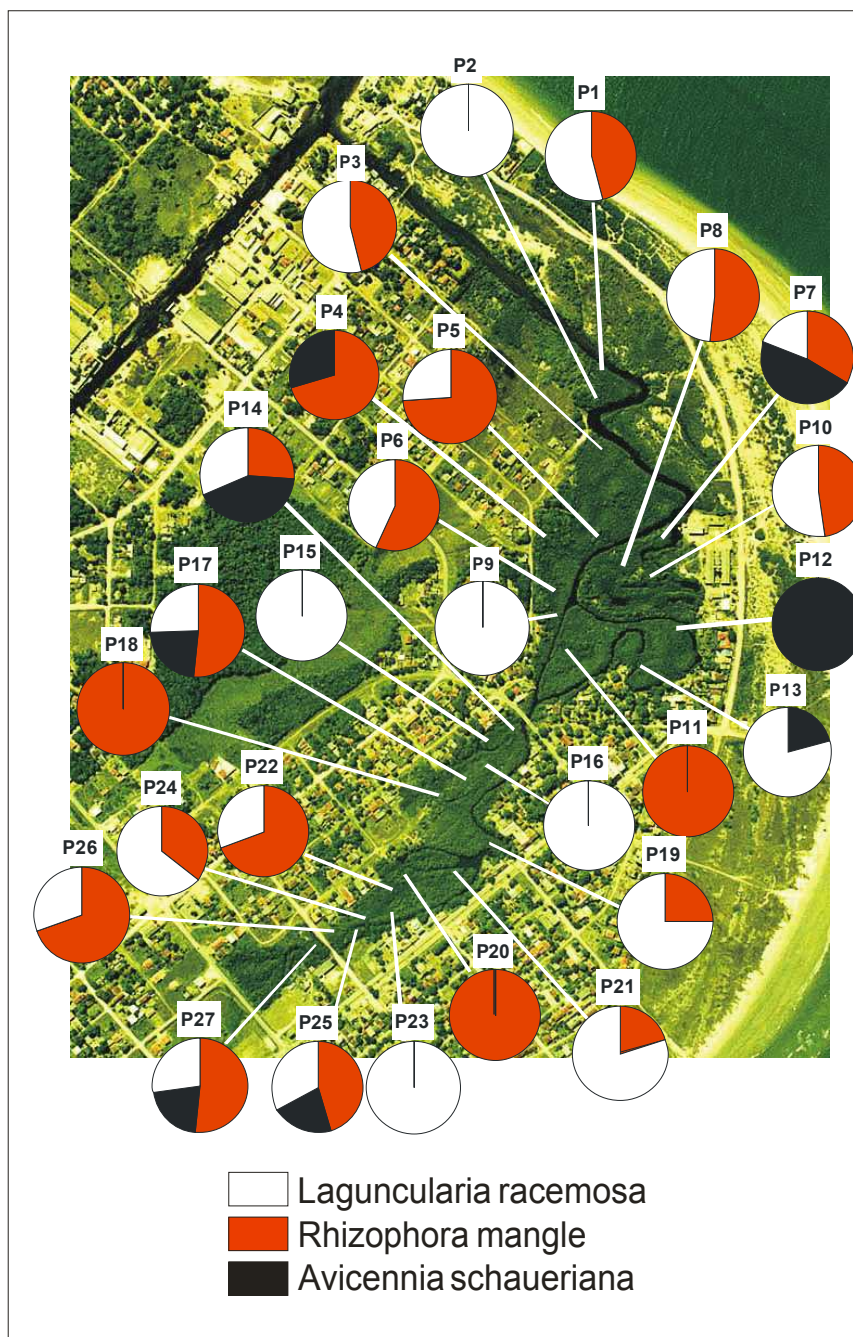


Figura 14 – Localização das parcelas com as porcentagens de I.V.I. para os indivíduos juvenis.

A densidade absoluta de plântulas variou de 0 a 128 por parcela (figura 15). Plântulas não foram registradas em 10 parcelas. Quatorze das parcelas foram dominadas por plântulas de *L. racemosa* e apenas uma por *R. mangle*. Foi constatada uma nítida divisão entre dois setores do rio, um com alta densidade de plântulas e outro com densidade baixa ou nula.

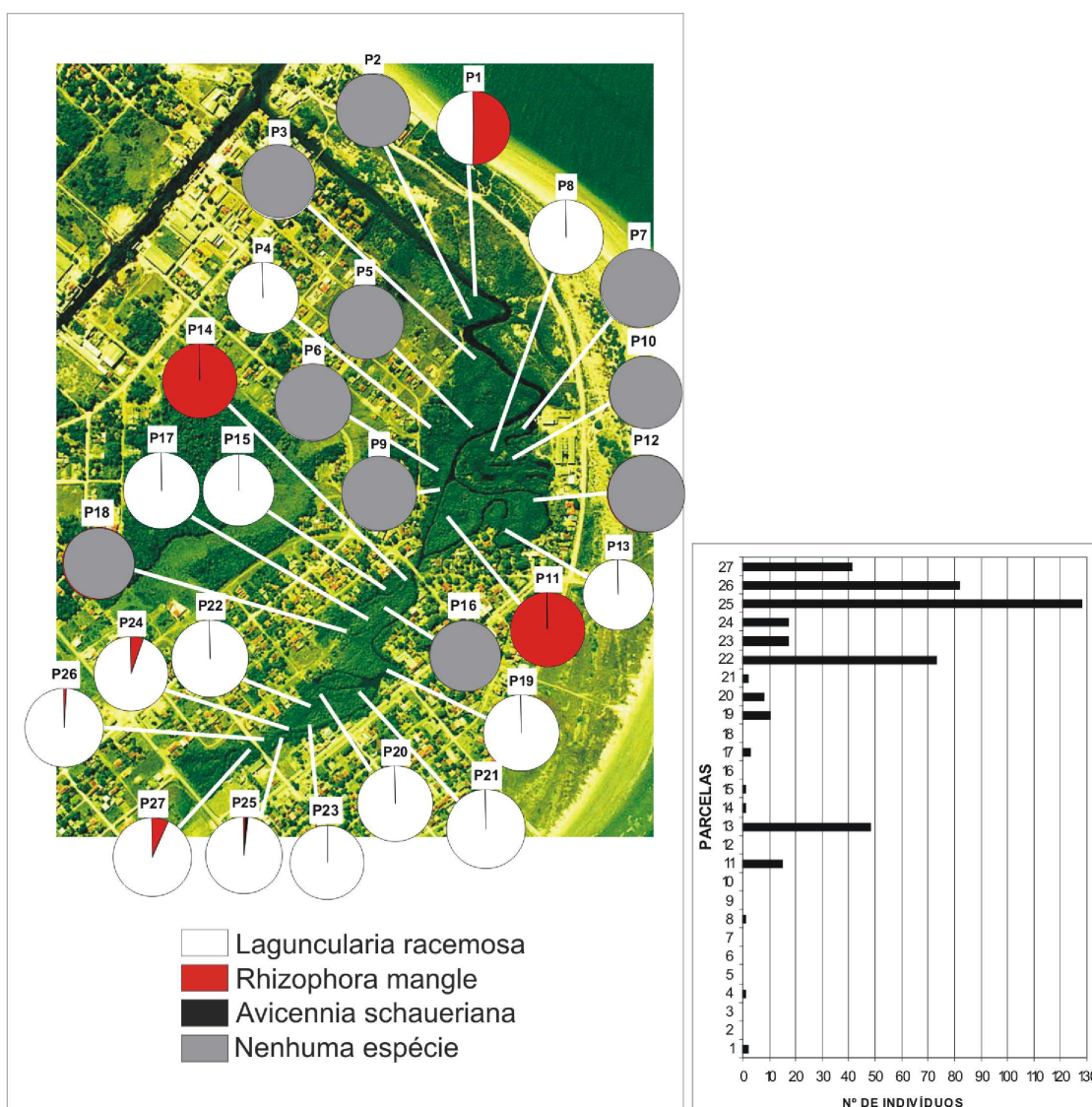


Figura 15 – Distribuição das densidades relativas das plântulas, com variação da sua densidade absoluta à direita.

Os valores do Índice de Complexidade de Holdridge modificado (I.C.H.m) variaram de 0,06 a 1,45 nas vinte e sete parcelas. Partindo-se do pressuposto de que deve haver uma relação de dependência entre altos valores do I.C.H.m. e a ocorrência de formações pluriespecíficas, foi efetuada uma análise de correlação

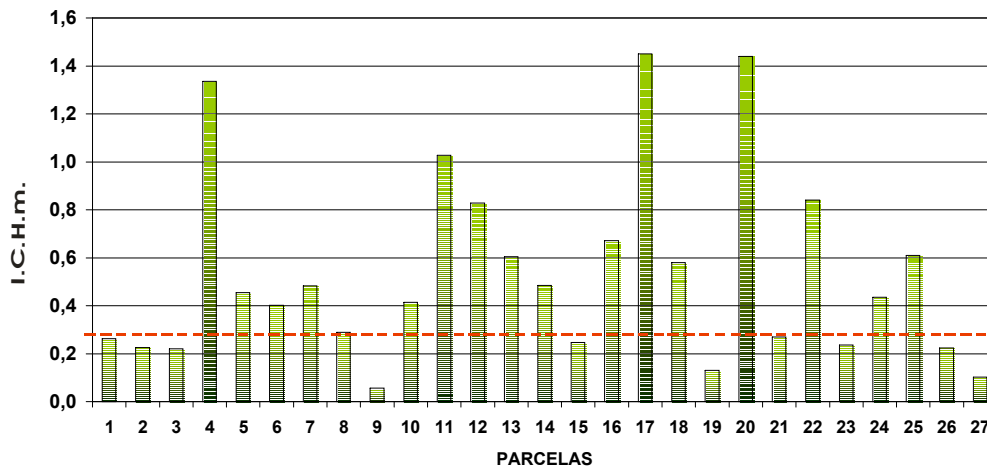


Figura 17 – Variação do Índice de Complexidade de Holdridge mod. ao longo do rio, com linha de corte entre formações mais e menos complexas em vermelho tracejado (I.C.H.m. = 0,28).

A análise de agrupamentos dos índices de I.V.I. baseados em árvores adultas (Figura 18) evidenciou a distinção de dois grandes grupos no nível de corte de 60% de similaridade, fortemente condicionados pela dominância de *L. racemosa racemosa*: 1) todas as parcelas monodominadas e co-dominadas por *L. racemosa racemosa* (grupo 1); 2) um grupo mais heterogêneo, com as parcelas pluriespecíficas misturadas, além de uma única parcela monodominada por *R. mangle* (grupo 2).

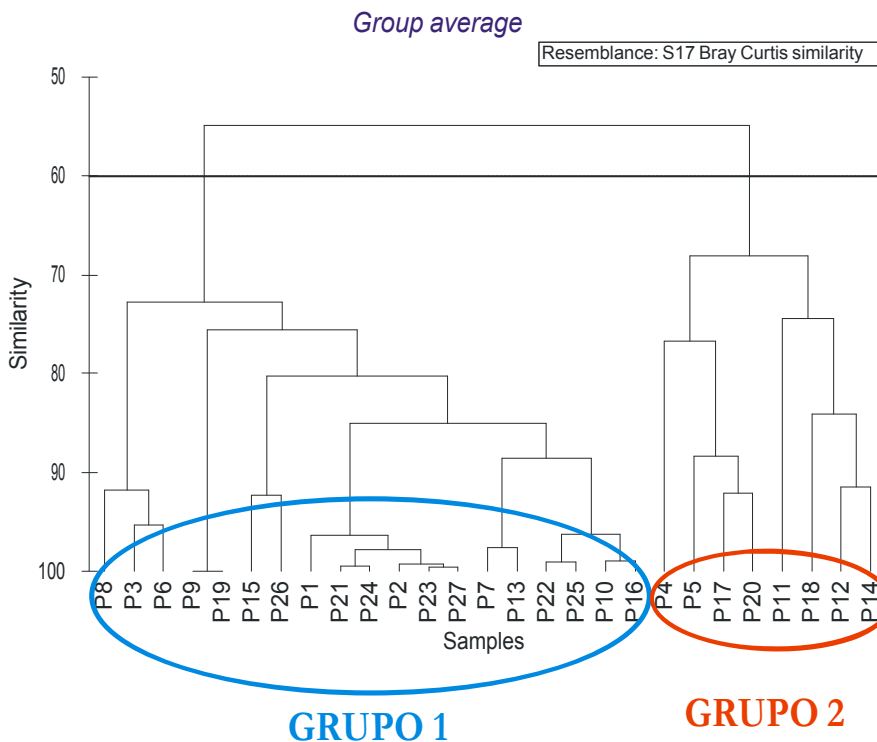


Figura 18 – Dendrograma para agrupamento das vinte e sete parcelas, usando índice de similaridade de Bray-Curtis, calculado sobre os valores de I.V.I. para as árvores adultas.

Na comparação dos grupos formados no dendrograma com os índices de complexidade, ficou evidente a clara distinção entre: complexidades mais baixas para o grupo 1 e complexidades mais altas para o grupo 2. Apesar do grupo 1 apresentar a maioria das parcelas com índices de complexidades baixos (abaixo de 0,28), um número significativo de parcelas (9) apresentaram índices acima da linha de corte. O grupo 2 apresenta uma alta complexidade com todas as parcelas respondendo por elevados valores de I.C.H.m.

A análise de proximidade ou escalonamento multi-dimensional permitiu a visualização dos mesmos grupos formados na análise de agrupamentos (Figura 19).

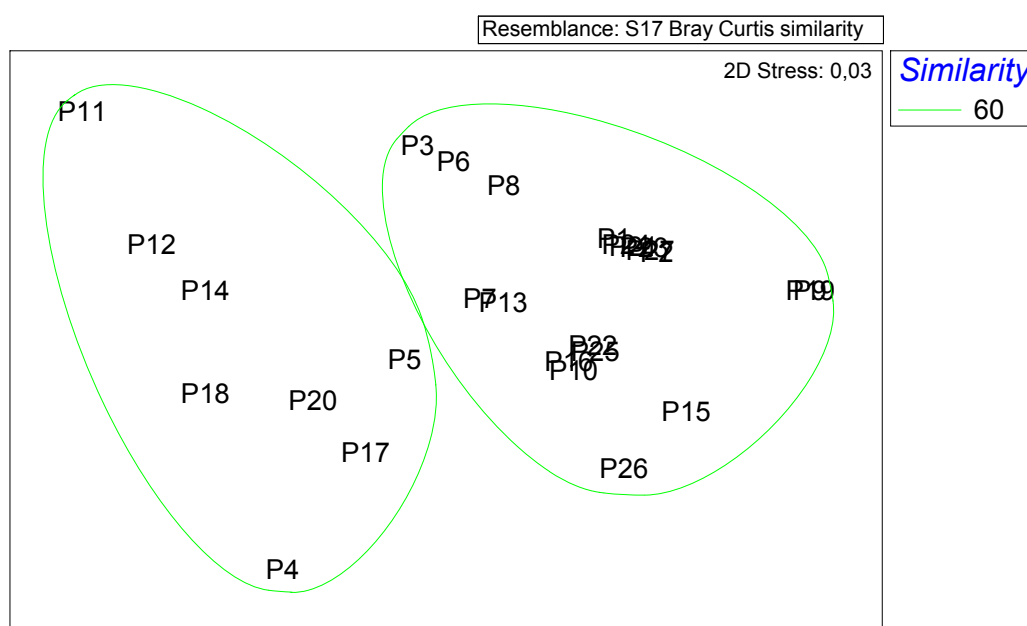


Figura 19 – Ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (n-MDS) das vinte e sete parcelas baseada nos valores de I.V.I. para as árvores adultas.

Das variáveis ambientais utilizadas como fatores para discriminar a formação de grupos, apenas o “nível médio de inundação” foi significativo para a diferenciação de grupos. De acordo com a planilha do ANOSIM, o R global foi igual a 0,455, com um nível de significância de 0,1% (Tabela 1).

Global Test

Sample statistic (Global R): 0,455

Significance level of sample statistic: 0,1%

Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)

Number of permuted statistics greater than or equal to Global

R: 0

Tabela 1 – Resultados da ANOSIM para as parcelas, tendo como fator “altura média de inundação”.

Constatadas diferenças significativas entre grupos para o fator nível médio de inundação, foi feito um teste de porcentagens de similaridade (SIMPER) para avaliar a contribuição relativa entre os grupos. A maior média de dissimilaridade (79,75) ocorreu com os grupos 30 cm (menores valores de inundação) e 55 cm (maiores valores de inundação). A espécie que mais contribuiu para a separação de grupos foi *L. racemosa* com 46,36% da contribuição, seguida de *R. mangle* com 45,71%.

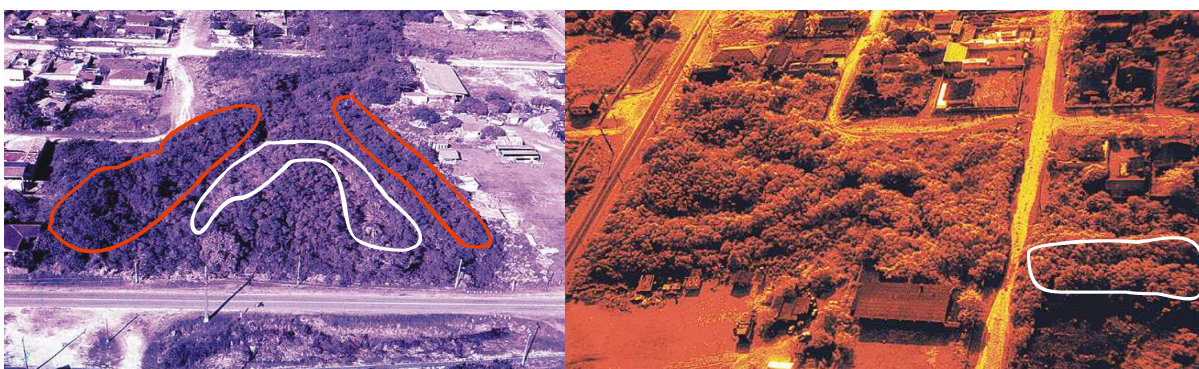
A análise BIO-ENV apontou um Rho de 0,476, com um nível de significância igual a 0,2%. O valor de Rho pode variar de -1 a 1, demonstrando o grau de correlação entre variáveis ambientais e biológicas. Novamente, o fator nível médio de inundação foi o que melhor explicou a variabilidade biológica (Tabela 2).

Global Test		
Sample statistic (Rho): 0,476		
Significance level of sample statistic: 0,2%		
Number of permutations: 999 (Random sample)		
Number of permuted statistics greater than or equal to Rho: 1		
Best results		
No. Vars	Corr.	Selections
1	0,476	6
2	0,452	3;6
3	0,445	3;5;6
2	0,442	4;6

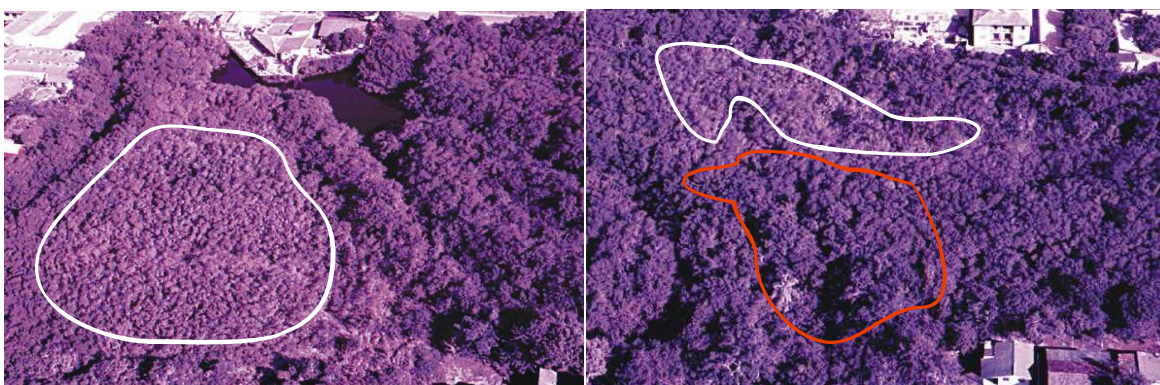
Variables	
1	DIST. FOZ
2	DIST. RIO
3	% M.O.
4	log(% CACO3)
5	SALINIDADE
6	BOSTRYCHIA
7	% ARGILA

Tabela 2 – Resultados da BIO-ENV para as parcelas com os melhores resultados em ordem decrescente e a seleção das melhores variáveis.

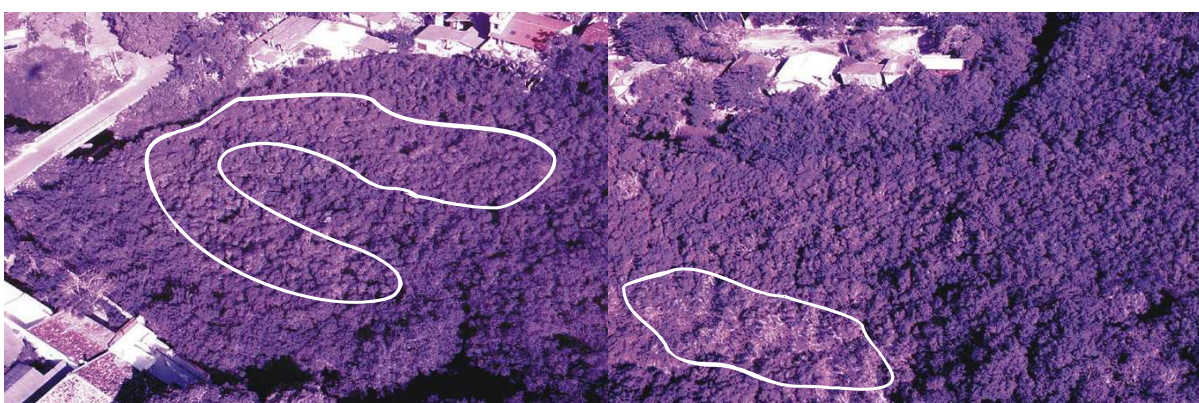
Fotografias áreas com infra-vermelho



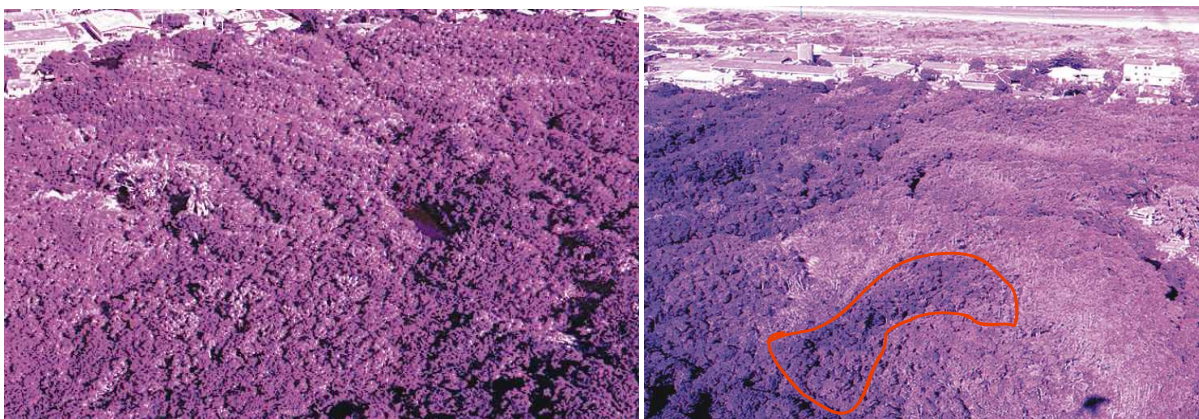
Fotos 1 e 2 – Duas fotos de diferentes ângulos da zona de captação. As áreas mais escuras na primeira foto (delineadas em vermelho) mostram as árvores antigas e frondosas, enquanto que as duas zonas claras (delineadas em branco) no interior mostram bermas com a ocupação por espécies transicionais. Na segunda foto, aparece o corredor de árvores mais altas associadas ao canal principal (delineada em branco).



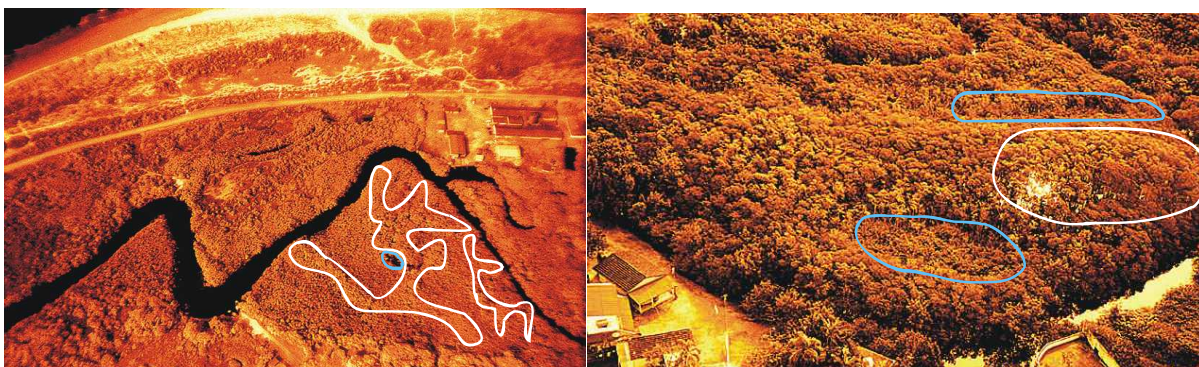
Fotos 3 e 4 – Composição panorâmica com duas fotos de um local um pouco mais a jusante da zona de captação. As áreas claras representam bosques de baixa complexidade estrutural (delineadas em branco), enquanto que áreas mais escuras, como na área à direita da ilha de mangue, representam bosques com alta complexidade estrutural, associados as áreas mais alagadas (delineadas em vermelho).



Fotos 5 e 6 – Composição panorâmica com duas fotos de área de transição entre setor superior e médio do rio. As áreas claras representam bosques de baixa complexidade estrutural com a formação de pequenas manchas ou clareiras na cobertura vegetal (delineadas em branco). Na parte inferior da primeira foto, nota-se em tom escuro um canal secundário. Uma mancha escura partindo da maior área visível do canal segue beirando as casas até a ponte. Essa mancha escura representa uma zona de inundação lateral.



Fotos 7 e 8 – Duas fotos de locais dentro do setor médio do rio. A primeira foto é do manguezal localizado atrás do CEM, a segunda engloba praticamente toda a ilha de mangue situada ao lado do CEM. Na primeira foto, a composição de mosaico é bem evidente com distintas alturas de dossel. As áreas mais claras estão relacionadas a áreas de terraços, com ocupação de árvores típicas de restinga e presença de *H. pernambucensis*. A segunda foto mostra uma zona de alto desenvolvimento estrutural na porção inferior da foto (delineada em vermelho). Nessa zona foi constatada, por levantamento de campo, a dominância de árvores bem desenvolvidas de *R. mangle*.



Fotos 9 e 10 – A primeira foto abrange uma grande área de manguezal com formato triangular, localizada nos fundos do trapiche do CEM. As manchas claras representam zonas de inundação laterais, com uma maior complexidade estrutural nessas áreas (delineadas em branco). A mancha negra em formato curvo no centro da área (delineada em azul) é uma clareira com a ocupação por *Spartina alterniflora*. A segunda foto mostra um detalhe de uma das bordas do manguezal da ilha situada ao lado do CEM, com a marcada dominância de indivíduos bem desenvolvidos de *R. mangle* no lado direito da foto (delineada em branco). Na parte central da foto a dominância passa a ser da espécie *L. racemosa*. Manchas de ocupação de *H. pernambucensis* são identificadas ao lado dos bosques altos (delineadas em azul).

4.3. VARIABILIDADE TEMPORAL DO MANGUEZAL LOCAL

As fotos mais antigas disponíveis para a área datam de 1953. No entanto, BIGARELLA (1946) havia percorrido o Rio Perequê em meados dos anos 40, já registrando variabilidade na distribuição das espécies de mangue entre os leitos superior e inferior, numa faixa de 2 a 3 km a partir da foz. O mapa então produzido por Bigarella pode ser considerado o registro mais antigo das características prístinas do Rio Perequê (Figura 20).

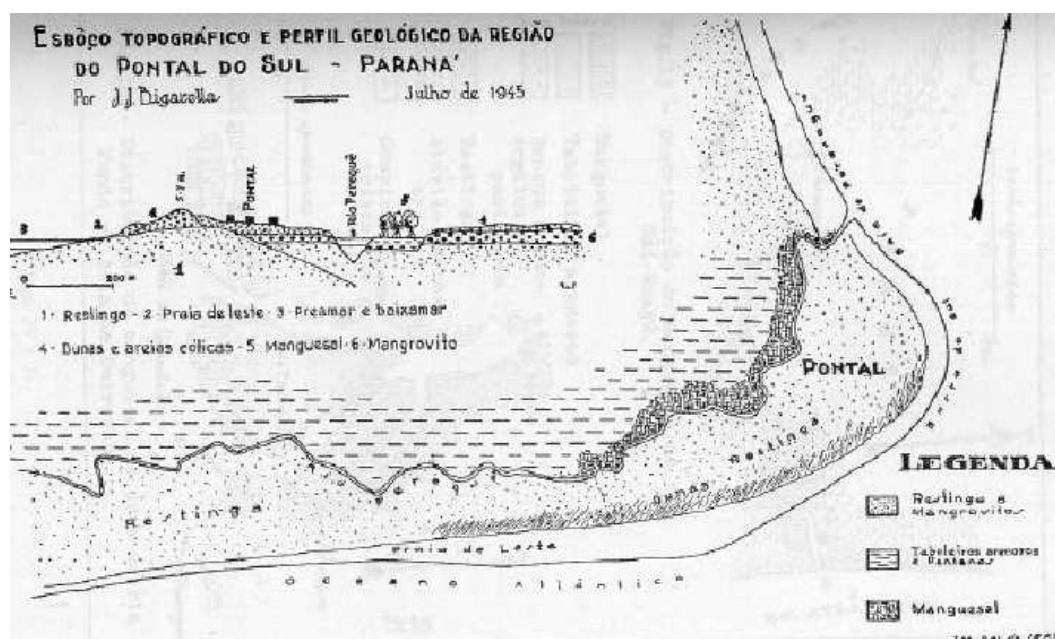


Figura 20 – Esboço topográfico e perfil geológico da região do Pontal do Sul por Bigarella (1945).

Com base nas fotografias aéreas de 1953, 1963, 1980 e 2003, foram feitos mapas com os contornos do Rio Perequê, as formações de manguezais, as linhas de costa e as ruas e construções para cada data (Figuras 21 e 22).

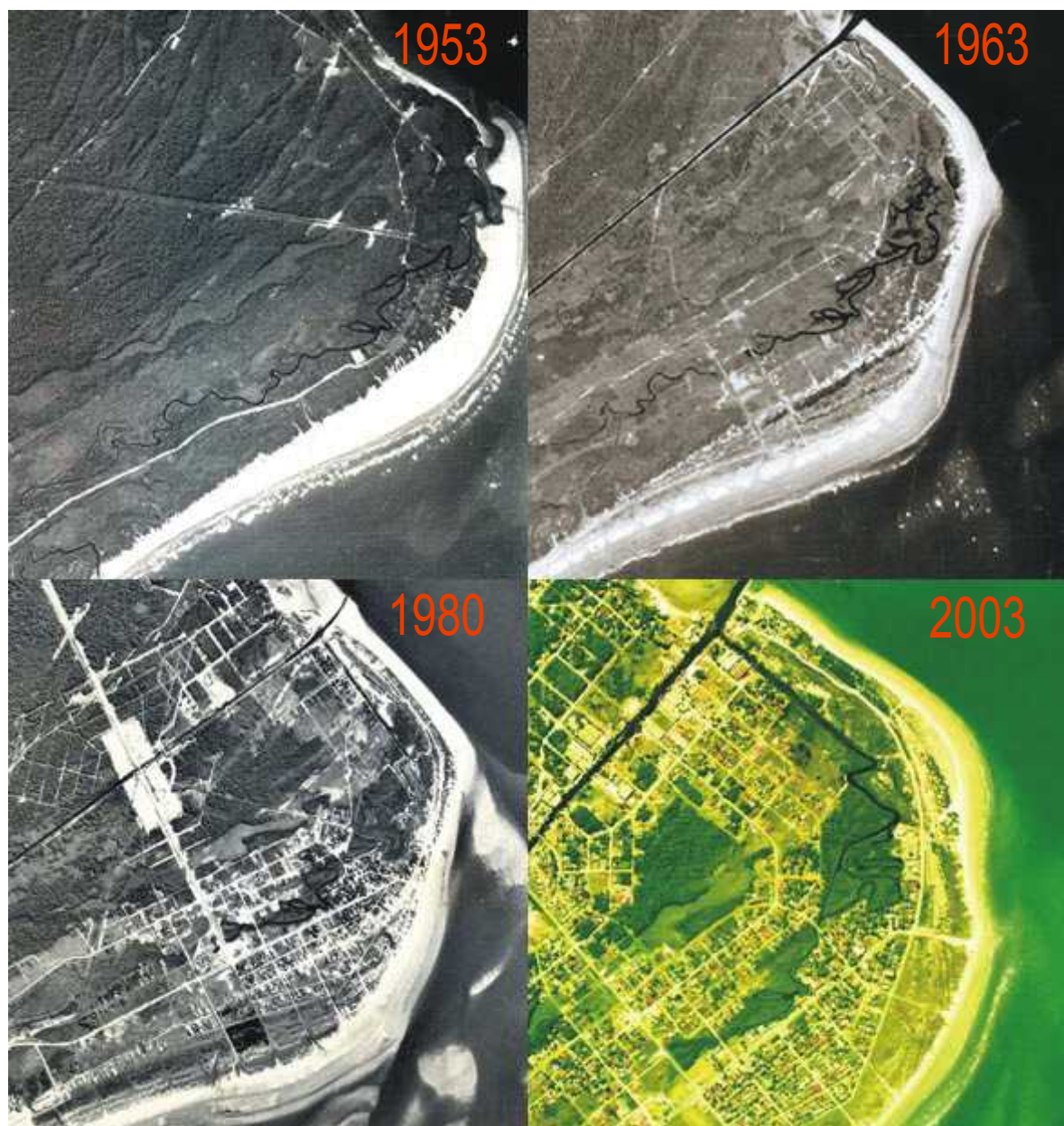


Figura 21 – Fotografias aéreas da área de estudo para as datas de 1953, 1963, 1980 e 2003.

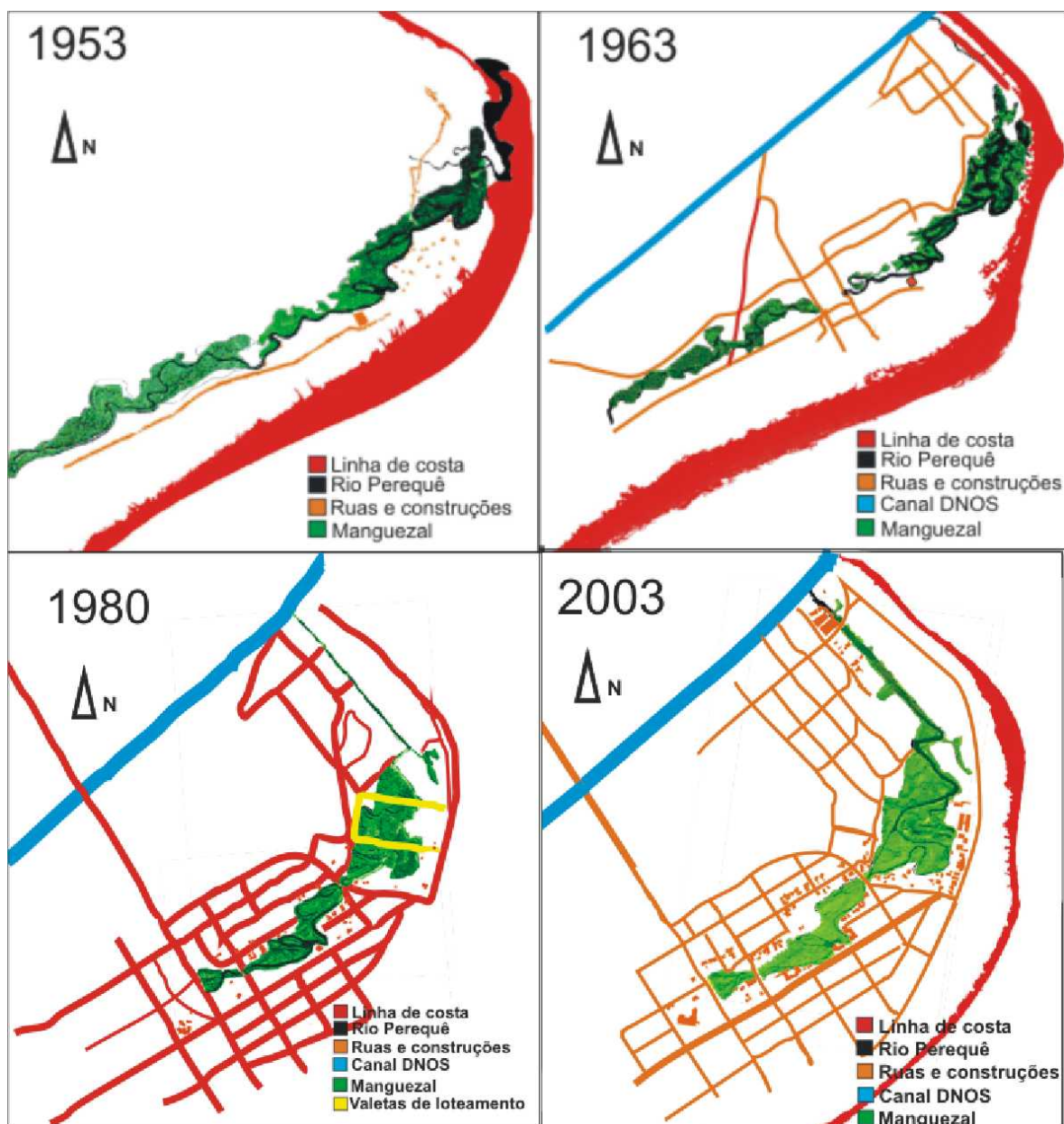


Figura 22 – Variações temporais da área de Pontal do Sul entre os anos de 1953 e 2003, com destaque para os cursos d'água e canais artificiais, as áreas de cobertura de manguezal e os arruamentos.

No ano de 1953, o Rio Perequê tinha sua foz na porção nordeste da praia de Pontal do Sul, com sua cabeceira situada mais ao sul, distante alguns quilômetros da foz. Os manguezais eram mais desenvolvidos principalmente na margem direita do rio, com maiores áreas de cobertura no leito inferior do Perequê. A ausência de intervenções humanas ao longo do corpo d'água, a presença de pouquíssimas estradas, arruamento reduzido e a concentração das construções na pequena área da vila localizada entre o rio e praia, também são inferidas do mapa.

No ano de 1963, importantes mudanças foram identificadas. A mais evidente de todas é o completo isolamento de parte do rio, tanto a montante – com a interrupção do canal pela construção de duas estradas transversais ao leito –, como a jusante – com o desaparecimento da foz do rio. O canal do DNOS, construído nos anos 50, é identificado no mapa, assim como um incipiente canal que posteriormente iria ligar o canal do DNOS ao Rio Perequê. Há um decréscimo artificial do número das construções desenhadas no mapa de 1963 devido à maior escala da fotografia aérea de 1963 (1: 75 000), que impossibilitou a identificação de casas e pequenas construções. Outra ocorrência importante foi o alagamento da porção isolada do Rio Perequê, identificado pelo aumento no número de canais secundários e pelo alargamento dos canais já existentes (figura 11). Os manguezais certamente sofreram alterações entre 1953 e 1963, mas a redução sugerida pela análise visual é até certo ponto especulativa, na medida em que a baixa resolução da foto prejudica a análise detalhada dos agrupamentos.

Em 1980, o crescimento urbano do balneário já era evidenciado pelo aumento do número de ruas e casas (só foram identificadas no mapa as casas contíguas ao manguezal). O Rio Perequê já estava completamente ligado ao canal do DNOS e sua zona de captação e desembocadura já apresentavam as localizações atuais. Ao mesmo tempo, o rio era cortado por mais duas ruas, nos trechos em que os manguezais eram mais estreitos. A pressão urbana era mais evidente do leito médio para o superior do rio, com uma maior concentração de casas nas proximidades do manguezal. Na porção inferior ou norte do rio, a densidade de casas em torno do mangue é menor, com construções mais distanciadas do mangue em relação à porção superior. Há uma demarcação, em formato de U, de uma área extensa, que engloba uma parte do rio e uma significativa área de manguezal. Essa demarcação é atribuída à área concedida pelo Município de Paranaguá (na época Pontal do Sul era um distrito deste município) ao antigo Centro de Biologia Marinha, atual Centro de Estudos do Mar (CEM). Dentro dessa área foram desenvolvidos, em meados dos anos 80, projetos de aquicultura que reconfiguraram o leito do rio, com a retificação de boa parte do leito médio (construção do chamado canal do Vernalha) e a construção de tanques de cultivo de camarão.

Em 2003, o aumento significativo do número de casas em torno do manguezal era particularmente evidente da área próxima ao CEM até a cabeceira do rio. A área de manguezal que vai do CEM à foz permanecia sem vestígios de

construções, com exceção das faixas estreitas de mangue perto da foz, onde já eram visualizadas construções de pequeno e grande porte (casas e marinas respectivamente). Uma nova área de manguezal podia ser identificada na margem côncava do primeiro meandro a montante do rio, além de outra na margem oposta, de tamanho bem menor. Reduções de áreas de manguezal não eram evidentes na comparação dos mapas de 1980 e 2003, apesar da nítida mudança no curso do canal principal na área adjacente ao CEM. Nessa mesma área foi identificado um outro canal, transversal ao canal do Vernalha – responsável pelo isolamento e transformação de uma área de manguezal em uma ilha. Também eram identificadas pequenas áreas inundadas, correspondentes aos antigos tanques de aquicultura abandonados. Nas proximidades do canal do Vernalha, os canais secundários apareciam mais estreitos e quase indistinguíveis da vegetação adjacente de manguezal.

Na foto área de 2003, também foram identificadas e espacializadas as principais pressões antropogênicas atuais sobre o manguezal do Rio Perequê (Figura 23).

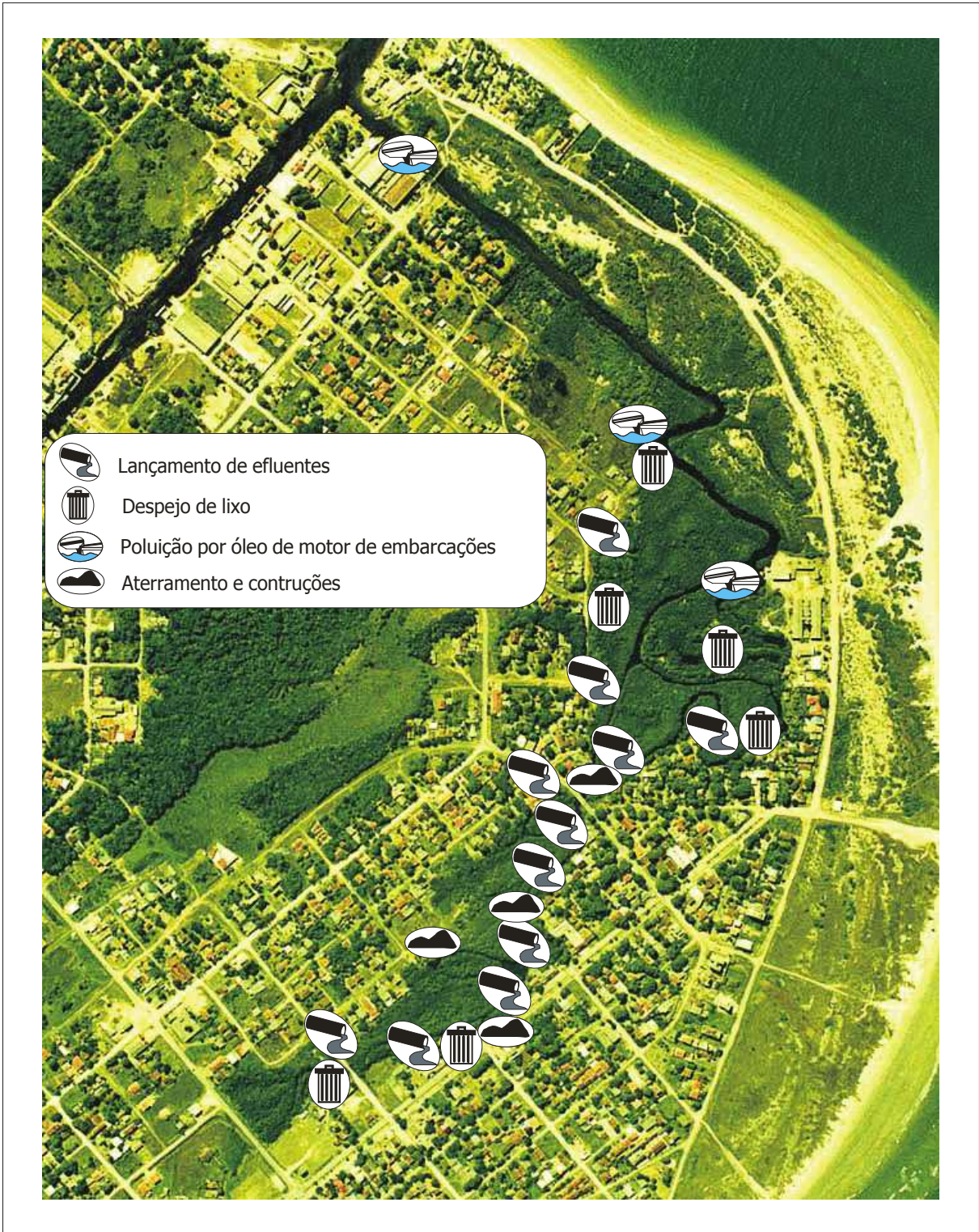


Figura 23 – Identificação e localização dos principais tensores antropogênicos sobre o manguezal do Rio Perequê.

5. DISCUSSÃO

As características estruturais dos manguezais ao longo do espaço e do tempo derivam da complexa interação entre as características fisiológicas das espécies de árvores e processos biológicos, como competição e predação, moduladas por gradientes físico-químicos e por eventos previsíveis ou estocásticos.

A alta variabilidade dos bosques de manguezal, expressa por características fisiográficas muito distintas e detectáveis mesmo em pequenas escalas espaciais, contrasta com a sua baixa diversidade florística. Por exemplo, LUGO & SNEDAKER (1974) reconheceram seis diferentes tipologias de bosques estruturadas por apenas quatro espécies de árvores na Flórida. Devido a esta elevada variabilidade espacial, a classificação das formações de manguezais em manchas ou mosaicos (*patch phase mosaic*) é recorrente na literatura científica (TOMLINSON, 1986; SMITH III, 1992; ALONGI, 2007). Neste contexto, o manguezal do Rio Perequê pode ser classificado como um mosaico de formações mais ou menos complexas, padrão evidente mesmo na pequena escala espacial adotada.

Caracterizações sistemáticas da estrutura espacial de manguezais com base em índices ecológicos, como o I.V.I. e o índice de complexidade de Holdridge, são particularmente interessantes por agregarem variáveis biológicas de forma objetiva e pragmática, possibilitando comparações em diferentes escalas geográficas dentro de uma mesma região. POOL et al. (1977) diferenciaram, através da utilização de um índice de complexidade, bosques mais ou menos complexos, com os primeiros sendo comuns em regiões úmidas e os últimos em regiões áridas. Na escala regional, MARTIN (1994) e LANA (2003) adotaram o mesmo procedimento para tipificar os manguezais da Baía de Paranaguá.

O desenvolvimento de metodologias sistemáticas para a caracterização espacial dos manguezais, com base em atributos estruturais, é essencial para o seu manejo e gestão, como preconizado por LACERDA & KJERFVE (1995), que sugeriram a criação de unidades de gestão como as reservas de manguezais, florestas nacionais, reservas de pesca e reservas degradadas. A divisão simplificada dos bosques estudados em formações monodominadas e pluriespecíficas possibilitou uma caracterização estrutural do manguezal do Perequê com base na diversidade de espécies e no desenvolvimento dos agrupamentos. Portanto, mais do que identificar os tipos fisiográficos a partir de categorizações previamente estabelecidas, como é objetivo das análises

fitossociológicas, buscou-se aqui uma categorização das formações locais, com finalidades práticas de gestão ambiental. Em escala regional mais ampla, uma tipificação semelhante foi adotada por LANA (2003), que reconheceu categorias como manguezais estressados ou manguezais estruturalmente complexos, visando a aplicação imediata desta tipificação para fins de manejo.

Com base nas considerações sobre a gênese e geomorfologia dos rios meandantes de regiões litorâneas (CHRISTOFOLETTI, 1974), é possível desenvolver um modelo teórico a respeito do desenvolvimento do manguezal local. Neste modelo, formações mais antigas e complexas deveriam ser esperadas nas zonas de captação ou nos setores marginais de baixa energia, representados pelas zonas de inundação laterais. Em linhas gerais, este modelo é compatível com a situação atual do manguezal do Perequê. A zona de captação é particularmente demonstrativa de alta complexidade estrutural representada pela mistura de agrupamentos de diferentes idades. Grandes árvores maduras, com sinais de senescência, remanescentes de formações antigas, se associam com uma maior diversidade de plantas típicas de ambientes transicionais de água doce (formações contemporâneas). A recolonização do local por espécies distintas daquelas que eram dominantes há 50 anos, evidencia o alto dinamismo do manguezal local, dentro de um curto espaço de tempo.

As zonas de inundação laterais, com as suas distribuições determinadas pela ocorrência de meandros secundários ligados ao canal principal, também são, de acordo com o modelo teórico proposto, locais de alta complexidade estrutural. A ocorrência de árvores adultas altas e frondosas nesses locais é sinal, assim como na zona de captação, de agrupamentos antigos, porém, as tendências de recolonização dessas áreas são marcadamente distintas do que ocorre nas zonas de captação. Portanto, de maneira geral, a alta complexidade estrutural evidente nas duas zonas caracteriza os agrupamentos antigos, que certamente atingiram fases de bosques maduros (clímax). As principais diferenças entre as zonas dizem respeito aos seus distintos tensores e às suas dinâmicas futuras. Enquanto a zona de captação tende a se transformar num ambiente transicional entre mangue e restinga, as zonas de inundação laterais mantêm padrões de sucessão ecológica primariamente condicionados por dinâmicas ou distúrbios naturais dos bosques.

Embora as espécies associadas a manguezais não tenham sido incluídas na tipificação proposta, podem ser secundariamente utilizadas para a caracterização estrutural do manguezal do Perequê. A presença de *Hibiscus pernambucensis* no interior

de muitas formações locais esteve claramente relacionada com a elevação das cotas topométricas, expressas por bermas ou barrancos. Estas elevações podem derivar de pelo menos três fatores: ocorrência de *cheniers*, erosão diferenciada e intervenções humanas. Os *cheniers* são feições geomorfológicas típicas de zonas costeiras que podem ser formadas pelo direcionamento dos sedimentos presentes na coluna d'água em direção ao mar (shoreward) ou em direção à costa (landward) (AUGUSTINUS, 1989; ANGULO, 1992). Condições hidrodinâmicas extremas (marés meteorológicas) podem empurrar os sedimentos continente adentro, que acabam invadindo ambientes de planície de maré, como os manguezais. Essas migrações de sedimento manguezal adentro possivelmente ocorreram no Perequê, associados à intensidade de ocorrência de frentes frias em épocas de inverno. A erosão diferenciada dentro de um manguezal pode ser ocasionada pela interação entre as velocidades de correntes de maré atuantes nos bosques com a vegetação do manguezal (FURUKAWA et al, 1997). A assimetria das correntes de maré pode gerar comportamentos de turbulência no transporte de sedimentos que por sua vez reconfiguram as margens dos meandros e bancos próximos (WOLANSKI et AL, 2004). No Perequê essa assimetria possivelmente contribuiu para o delineamento das bermas encontradas. Finalmente, as intervenções humanas, como as retificações dos canais – e conseqüente entulhamento de sedimento nas margens – e o déficit hídrico causado pelo isolamento da porção superior do rio – com a diminuição do transporte de sedimentos na cabeceira do rio –, possivelmente foram determinantes para a formação de bermas.

A presença de *Acrostichum aureum* nestas áreas é indicadora de áreas perturbadas (SOARES, 2003), enquanto que a presença de dois agrupamentos de *Crinum* na cabeceira do rio sugere a existência de uma área transicional entre o manguezal local e alagadiços de água doce (ANGULO, 2004). Nesse caso, a própria fragmentação do manguezal local, pelo isolamento da zona de captação e demais intervenções antrópicas, aumentou a importância relativa das espécies transicionais ou oportunistas, como evidência da degradação ambiental generalizada.

Segundo Lana (2003), os bosques próximos da desembocadura da Baía de Paranaguá, correspondendo ao setor euhalino de alta energia, tenderiam a ser menos complexos, principalmente por causa do estresse fisiológico causado pelos elevados valores de salinidade, pelo baixo teor de finos e pelo aporte reduzido de nutrientes, devido à ausência de cursos d'água verdadeiros. Em termos gerais, as características estruturais do manguezal do Rio Perequê seguem este padrão. As formações locais

foram dominadas por *Laguncularia racemosa*, particularmente nas parcelas marginais ao canal e nos locais de recolonização recente, como as áreas acrescidas nos últimos 50 anos. A espécie foi a única presente em todas as parcelas e os bosques monodominados por ela responderam por mais de 50% do total. Diversos autores já haviam se referido à dominância dessa espécie em manguezais da região sul do Brasil, padrão igualmente constatado por BIGARELLA (1946), há mais de 50 anos, neste setor do litoral do Paraná. Este padrão de dominância certamente se manteve, na medida em que MARTIN (1993) observou a presença de *L. racemosa* em 88,23% dos locais amostrados no complexo estuarino de Paranaguá. CUNHA-LIGNON (2001) também identificou *L. racemosa* como a espécie dominante nas regiões de manguezais em progradação em Cananéia-Iguape. BROGIM (2003) registrou, nas baías de Paranaguá e Antonina, a maior densidade da espécie nos níveis marginais de regiões com progradação de bancos de maré. Esta dominância é certamente reflexo das estratégias de pioneirismo ou oportunismo do gênero *Laguncularia* nos processos de formação ou recolonização dos manguezais regionais, principalmente por causa do grande número, pequeno tamanho e peso reduzido dos propágulos que produz.

Rhizophora mangle foi dominante em áreas restritas, geralmente associadas à margem do canal principal e secundários ou às áreas de inundação laterais ao longo da gamboa. Este padrão de distribuição reflete, em um primeiro momento, as características fisiológicas da espécie, mais tolerante a condições de inundação e a sedimentos mais finos (CUZUOL & CAMPOS, 2001; MARCHAND et al., 2004; LINARES et al., 2007). Na gamboa do Maciel, localizada no setor euhalino da baía de Paranaguá, COUTO (1996) já havia registrado a predominância de formações bem desenvolvidas de *R. mangle* justamente nos pontos com a presença de canais de escoamento. Já BROGIM (2001) registrou a dominância de *R. mangle* nos bosques mais estáveis dos setores intermediários da Baía de Paranaguá, presumidamente por causa das menores taxas de herbivoria e predação em comparação com as outras espécies.

Parcelas com elevados valores de I.V.I. para *R. mangle* também apresentaram altos valores de complexidade, caso de P11, única parcela monodominada pela espécie, com o quarto maior índice de complexidade do manguezal local. Neste caso, a complexidade estrutural do bosque monodominado resultou da elevada área basal e elevada altura do dossel de *R. mangle*, naturalmente esperadas em uma área mais frequentemente inundada e com sedimentos mais finos. Devido à conjunção destes fatores, *R. mangle* impediu a expressão da dominância de *L. racemosa*, ao contrário do

que ocorre ao longo de quase todo o rio. Com base na interpretação das imagens, estas áreas correspondem aos setores mais antigos do manguezal local, já claramente evidenciados há 50 anos.

Avicennia schaueriana teve ocorrência e distribuição muito restritas em comparação com as outras duas espécies, não dominando qualquer das parcelas estudadas. Por outro lado, a única parcela co-dominada por esta espécie (P4), novamente em área alagadiça, apresentou o terceiro maior índice de complexidade.

Apesar da esperada dominância de *L. racemosa* e da baixa complexidade estrutural do bosque como um todo, ainda persistem formações mais complexas próximo da zona de captação e em áreas de baixa energia. A comparação dos valores de I.V.I. com os dados de complexidade (I.C.H.m.) evidenciou uma correlação significativa entre bosques pluriespecíficos e de alta complexidade estrutural. De fato, os três maiores índices de complexidade estiveram associados a formações pluriespecíficas, com a presença de *A. schaueriana* e *R. mangle*. Para MARTIN (1993), a presença de *A. schaueriana* tem um peso considerável na complexidade estrutural dos manguezais da baía de Paranaguá.

Os índices de I.V.I., baseados em plantas juvenis, mostraram uma dominância das espécies *L. racemosa* e *R. mangle* e uma baixa expressão de *A. schaueriana*. Este padrão certamente reflete o maior sucesso do recrutamento das duas primeiras espécies no manguezal como um todo. O recrutamento de juvenis *A. schaueriana* está restrito a áreas muito localizadas. MARTIN (1993) sugeriu que as espécies *L. racemosa* e *R. mangle* ocupam nichos ecológicos muito semelhantes, apresentando comportamento de espécies pioneiras na baía de Paranaguá. A mesma autora supõe que a restrição da distribuição de *A. schaueriana* a zonas particulares do estuário se deve à maior habilidade competitiva das outras duas espécies, que tendem a excluí-la.

Processos de recrutamento mais recente, expressos pela densidade de plântulas, repetiram os padrões descritos acima, com uma marcada dominância por *L. racemosa*. A dominância numérica de plântulas de *L. racemosa* pode ser novamente atribuída à sua maior habilidade competitiva, como espécie pioneira, cujos propágulos apresentam maior potencial de dispersão. McKEE (1995) identificou diferentes potenciais de crescimento, aquisição de recursos, tolerância a estresse e suscetibilidade a herbívoros nas plântulas de *L. racemosa*, *R. mangle* e *A. germinans*. CAVALCANTI et al. (2006) mostraram que a viabilidade de propágulos de *L. racemosa* e *A. schaueriana* diminui em condições ambientais estressantes, mas que os propágulos de *L. racemosa* germinam mais

rapidamente. A alta densidade de plântulas de *L. racemosa* em parcelas do leito superior do rio contrastou com a sua quase total ausência no leito inferior. Os diferentes estágios de desenvolvimento estrutural do bosque do Perequê podem também condicionar a abundância e diversidade de plântulas, com maior disponibilidade de luz e substrato sendo esperadas naquelas áreas mais degradadas, a montante do rio, onde os adultos foram removidos. Neste sentido, clareiras ou manchas na cobertura (*light gaps*) de bosques adultos, por exemplo, podem favorecer a fixação de plântulas. De fato, SMITH III (1987) encontrou uma maior taxa de sobrevivência de plântulas em manchas expostas do que em áreas cobertas para quatro espécies de manguezais na Austrália.

A complexidade de um ecossistema é, também, resultado da incidência e intensidade de distúrbios causados pelas atividades humanas (OLIVER & LARSON, 1990). SOARES et al (2003) correlacionaram a variabilidade estrutural e o baixo desenvolvimento dos bosques da Baía de Guanabara à grande pressão exercida sobre os manguezais locais, atribuindo o atual mosaico estrutural à variabilidade espaço-temporal dos distúrbios. BERGER et al. (2006) descreveram os processos de sucessão ecológica de áreas desmatadas em um manguezal do Pará, relatando em uma escala temporal de 10 anos, uma seqüência de ocupação, iniciada pela ocupação de espécies não típicas de mangue, passando pela dominância de *L. racemosa* e consolidando-se com a dominância de *A. germinans*.

Neste sentido, a análise da variabilidade temporal do bosque do Perequê, apesar do importante papel desempenhado pelas dinâmicas naturais prevaletes em um rio meandrante de maré, não pode ser conduzida sem uma compreensão das intervenções humanas ao longo das últimas décadas.

De acordo com a análise dos mapas temporais, cobrindo mais de 50 anos, da área de estudo, as mudanças estruturais mais evidentes estão de fato claramente associadas às intervenções no Rio Perequê. Grande parte do curso do rio foi suprimida com a construção de uma primeira estrada transversal ao canal, seguida pelo desaparecimento ou redução da área de cobertura do manguezal.

A análise da imagem aérea de 1953 evidenciou a elevada dinâmica natural do Rio Perequê, com a identificação de meandros abandonados do rio com características texturais distintas (associadas ao tipo de cobertura vegetal sobre os meandros). BIGARELLA (1946) já havia se referido aos manguezais locais como paisagens em constante modificação. Inferiu que a progressiva deposição de areias finas e muito finas provocaria gradativamente a exclusão das espécies típicas de mangue e o

desenvolvimento de *H. tiliaceus*. Essa teoria poderia ser utilizada para explicar a complexidade estrutural da zona de captação do bosque do Perequê se a área não tivesse sofrido intervenções humanas, o que não foi o caso. Portanto, ao mesmo tempo em que a presença significativa de mais de uma espécie típica de ambientes transicionais poderia enfatizar a importância da dinâmica natural, a presença complementar de árvores senescentes na zona evidencia uma dinâmica conjunta de tensores naturais e antropogênicos. A quantificação das importâncias relativas de cada tensor para explicar os padrões atuais de distribuição e complexidade desta zona não é, entretanto, de fácil mensuração, pois esses tensores não são linearmente previsíveis.

Ao contrário do ocorrido na zona de captação, as dinâmicas naturais se sobrepuseram aos tensores antrópicos nas zonas de inundação laterais, caracterizadas por formações de manguezal estruturalmente mais complexas. Mesmo com impactos humanos significativos, como acontece no setor próximo ao canal do Vernalha, a complexidade estrutural destas formações tem se sustentado ao longo das últimas décadas. Pelo contrário, é possível inferir que intervenções humanas teriam mesmo induzido ou favorecido o pleno desenvolvimento desses locais. Isto parece evidente na área de conexão do canal do Vernalha com algumas zonas de inundação que, pela relativa distância do curso natural de 1953 poderiam ter sido “abandonadas” como alças de meandro pelos processos naturais de erosão e acreção típicos de rios meandrantés. Não se pode também descartar o papel da eutrofização induzida por esgotos. Nesse caso, estudos detalhados sobre o papel dos nutrientes na dinâmica estrutural do manguezal do Perequê seriam necessários para melhor entender a relação entre uma fonte crônica de distúrbio, como o despejo de efluentes domésticos, e a complexidade estrutural do bosque.

O manguezal do Perequê foi classificado no presente estudo como sendo um manguezal urbano, com base no histórico das intervenções e na situação atual dos tensores humanos. Essa classificação, no entanto, distingue os manguezais urbanos de Paranaguá do manguezal urbano do Perequê, principalmente no que diz respeito aos tipos e escalas de distúrbios humanos presentes nas duas regiões. Enquanto que em Paranaguá a atual pressão urbana sobre o manguezal pode ser considerada como crônica (CANEPARO, 1999), o manguezal do Perequê apresenta uma pressão marcada pela sazonalidade dos distúrbios, associada ao perfil turístico do balneário de Pontal do Sul. Se nas décadas de 50 e 60, as principais intervenções humanas eram obras de infraestrutura feitas pelo DNOS para promover o desenvolvimento econômico do município, a

partir dos anos 80 as intervenções se concentraram no investimento da iniciativa privada na construção de áreas comerciais (marinas, restaurantes, imobiliárias) e casas de veraneio em áreas próximas ao manguezal.

As mudanças hidrológicas são os impactos mais evidentes da urbanização sobre manguezais, por influenciarem fortemente a qualidade da água, além das variáveis hidrodinâmicas (LEE, 2006). A conversão de áreas úmidas para diferentes usos pelas comunidades humanas pode causar expressivas mudanças nestes sistemas, como por exemplo, alterações na ciclagem de nutrientes, que por sua vez podem causar efeitos deletérios na diversidade de espécies presentes (FAULKNER, 2004). Ao mesmo tempo, a retenção de sedimentos dentro de um manguezal, que é uma característica de áreas úmidas urbanizadas, pode ser responsável pelo processo de assoreamento do manguezal, reduzindo sua área ou mesmo provocando a sua extinção (HORNER, 2000). Neste contexto, a alta incidência de barrancos internos no manguezal do Perequê, aliada ao atual déficit hídrico do rio, também induzido por intervenções humanas, afeta claramente a distribuição das espécies de árvores.

O conhecimento aqui gerado sobre a estrutura espacial das formações locais já permite o reconhecimento de categorias de bosques ao longo do Rio Perequê. Estas categorias, que se sobrepõem parcialmente à Proposta do plano de manejo do Parque do Perequê (CEM, 2002), podem ser vistas potencialmente como unidades práticas de gestão em futuros planos de manejo do Parque:

Bosques Complexos (BC) – são os agrupamentos estruturalmente mais desenvolvidos, com dossel superior a 8 metros e presença significativa de árvores adultas das três espécies. Os BC deveriam ser destinados basicamente para conservação, por causa do seu grande interesse biológico na manutenção da complexidade local, além do seu potencial de refúgio para espécies endêmicas ou visitantes. Outras atividades, de caráter restritivo, incluiriam pesquisas científicas, turismo e projetos educacionais. Uma pequena área de manguezal, localizada entre o rio e a praia, imediatamente a jusante do Centro de Estudos do Mar, foi tratada como BC, apesar de sua menor complexidade, por apresentar um típico padrão de zonação das espécies encontradas. Ao mesmo tempo, apresenta um interesse histórico elevado por ser o local da antiga desembocadura natural do Rio Perequê.

Bosques Complexos com sinais de Estresse (BCE) – são os agrupamentos bem desenvolvidos da zona de captação do Rio Perequê, caracterizados pela presença de árvores maduras, com sinais de senescência, além de uma ampla diversidade de

espécies transicionais com ambientes de água doce. Os BCE deveriam ser destinados à recuperação e preservação estrita, por causa da importância estratégica da zona de cabeceira do manguezal na manutenção das dinâmicas do bosque como um todo. Não deveriam ser previstas quaisquer outras atividades ou intervenções, com exceção de estudos científicos, para monitoramento das dinâmicas atuantes na zona.

Bosques de baixa complexidade estressados por tensores naturais e/ou antropogênicos (BE) – são os agrupamentos com baixa complexidade estrutural, com dominância de uma espécie (*L. racemosa*) e ocorrência marcada, em determinadas áreas, de grandes formações de *H. pernambucensis*. Os BE poderiam ser tratados como zonas passíveis de usos tradicionais, como a retirada manejada de madeira, caso a demanda e a utilização da madeira tornassem a exploração viável, e a exploração de recursos pesqueiros, como o caranguejo do mangue, mediante a aprovação das condições ambientais e sanitárias adequadas para a sua exploração.



Figura 22 – Localização das categorias de unidades de gestão de acordo com a proposta do trabalho. As linhas amarelas representam zonas de inundação laterais e as manchas marrons representam bosques com elevada complexidade estrutural.

A hidrodinâmica do Rio do Perequê é o condicionador primário dos processos de sedimentação e/ou erosão nas áreas de manguezais adjacentes, com evidentes reflexos na configuração atual do bosque de manguezal, apesar do papel desempenhado pelas intervenções humanas. Neste contexto, além da gestão das áreas vegetadas propriamente ditas, a análise contínua e sistemática das variáveis hidrodinâmicas deve ser incorporada a quaisquer planos de manejo e monitoramento ambiental desta unidade de conservação.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo classificou o manguezal do Rio Perequê como um mosaico de formações com distintos graus de complexidade estrutural. Esse mosaico é resultado da interação entre as dinâmicas naturais e os tensores antropogênicos atuantes em escalas espaciais e temporais variadas. A dominância da espécie *Laguncularia racemosa* no manguezal do Rio Perequê segue o padrão de dominância da espécie dentro da Baía de Paranaguá. O modelo teórico proposto para o desenvolvimento do manguezal do Rio Perequê delimitou as formações mais antigas e complexas nas áreas da zona de captação e nos setores marginais de baixa energia, representados pelas zonas de inundação laterais.

A influência dos distúrbios humanos é um fator preponderante para a configuração atual do manguezal local e ela está notadamente associada às intervenções no Rio Perequê. Com base no histórico e na situação atual desses distúrbios, o manguezal do Rio Perequê foi classificado como um manguezal urbano. A criação de uma unidade de conservação no local (parque natural) foi estabelecida com o intuito de proteger e restabelecer uma área natural degradada. No entanto, a proibição do uso estabelecida legalmente não se reflete, na prática, na mitigação dos distúrbios humanos ou na conservação do manguezal local.

No presente trabalho, a formulação de categorias de unidades de gestão foi adotada com vista a uma leitura crítica do caráter excessivamente restritivo da legislação ambiental em relação aos manguezais. A adoção das unidades de gestão do manguezal do Rio Perequê adotada no presente trabalho, mais do que tentar categorizar o manguezal em usos fixos, se destina à reavaliação crítica da unidade de conservação existente.

REFERÊNCIAS

- ADAIME, R. R. Estrutura, produção e transporte em um manguezal. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE: SÍNTESE DE CONHECIMENTOS, 1987, Cananéia, São Paulo, **Vol. 1**, 1987, p. 80-99.
- ALMEIDA, R. **Ecologia de manguezais**: dinâmica da serapilheira e funcionamento do ecossistema, Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. 183 fol. Tese (doutorado em Oceanografia Biológica – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, Inglaterra, v. 29, n 3, p 331-349, 2002.
- ALONGI, D. M. Resilience of mangrove forests, tsunamis, and global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** xx (2007), p. 1-13, 2007.
- ANGULO, R. J. **Geologia da Planície Costeira do Estado do Paraná**. 334 fol. Tese (doutorado em Geologia Sedimentar) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.
- ANGULO, R. J. Mapa do cenozóico do litoral do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, n. 55, p. 25-42, 2004.
- AUGUSTINUS, P. G. E. F. **Marine Geology**, vol 90, n 4, p. 219-229, 1989.
- BERGER, U.; ADAMS, M.; GRIMM, V.; HILDENBRANDT, H. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Zurich, vol 7, p. 243-252, 2006.
- BENFIELD, S. L; GUZMAN, M. H.; MAIR, J. M. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. **Journal of Environmental Management**, vol 76, p. 263-276, 2005
- BERNINI, E.; RESENDE, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta botânica brasileira**, VOL 18, No. 3, p. 491-502, 2004.
- BIGARELLA, J. J. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 1, p. 75-111, 1946.
- BLANKESTEYN, A. **Estrutura e análise experimental do funcionamento das associações da macrofauna bêntica do manguezal e marisma da gamboa Perequê, Pontal do Sul, PR**. 178 fol. Tese (doutorado em zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994.
- BROGIM, R. A. **Variabilidade espaço-temporal da macroinfauna bêntica de manguezais das Baías de Paranaguá e Antonina (Paraná – Brasil)**. 121 fol. Tese

(doutorado em zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

CAMARGO, M. G. Sysgran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 345-352, 2006.

CANEPARO, S. C. **Manguezais de Paranaguá uma análise da dinâmica espacial da ocupação antrópica – 1952-1996**. 289 fol. Tese (doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

CAVALCANTI, V. F.; ANDRADE, A. C. S.; SOARES, M. L. G. Germination of *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* from two physiographics types of mangrove forest. **Aquatic Botany**, n. 86, p. 285-290, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo, Edgard Blucher, Ed da Universidade de São Paulo, 1974.

CLARKE, P.J. Effects of experimental canopy gaps on mangrove recruitment: lack of habitat partitioning may explain stand dominance. **Journal of Ecology**, Inglaterra, v 92, p. 203-213, 2004.

COSTA-NETO, S. V.; VIEIRA, I. M.; SARQUIS, R. S. F. R.; TOSTES, L. C. L.; VIANA, A. F. Dinâmica e estrutura dos manguezais do rio Sucuriçu, Amapá, Brasil. In: BARROS, H.; QUEIROZ, A. F.; FERNANDEZ, L. G.; OLIVEIRA, O. M. C.; NASCIMENTO, I.(orgs) **Mangrove 2003: Connecting Research and Participative Management of Estuaries and Mangroves**, Salvador, Livro de resumos, 2003,p 60.

COUTO, E. C. G.. Caracterização estrutural do manguezal da foz da gamboa do Maciel (Paranaguá – PR). **Arq. Biol. Tecnol.** , Curitiba, v 39, n 3, p. 497-507, 1996.

CUNHA-LIGNON, M. **Dinâmica do manguezal no sistema de Cananéia- Iguape, estado de São Paulo – Brasil**. 57 fol . Dissertação (mestrado em oceanografia biológica) – Instituto Oceanográfico de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, V.24, n.2, p. 227-234, 2001.

FAULKNER, S. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. **Urban Ecosystems**, v 7, p. 89-106, 2004.

FROMARD, F.; VEGA, C.; PROISY, C. Half century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. **Marine Geology**, v 208, p. 265-280, 2004.
FURUKAWA, K.; WOLANSKI, E.; MUELLER, H. Currents and Sediment Transport in Mangrove Forests. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v 44, p. 301–310, 1997.

HORNER, R. R. Introduction. In: AZOUS, A. L.; _____. **Wetlands and Urbanization Implications for the Future**. Boca Raton, lewis publishers, 2000, p. 1- 21.

KALACSKA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; RIVARD, B.; CAELLI, T.; PETER-WHITE, H.; CALVO-ALVARADO, J. C. (2007). Ecological fingerprinting of ecosystem sucession: Estimating secondary tropical dry forest structure and diversity using imaging spectroscopy. **Remote Sensing of Environment** 108, p. 82-96.

LACERDA, L. D.; KJERFVE, B. Biodiversidade e valor sócio-econômico dos mangue brasileiros. In: **Workshop Nacional “Preservação da Biodiversidade e do Valor Sócio-econômico dos Ecossistemas de Mangue na América Tropical**. MMA/UNESCO/PNUD, 20 p, 1995.

LANA, P. C. Estrutura espacial de associações macrobênticas da Gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). **Nerítica**, v. 4, n. ½, p. 119-136, 1989.

LANA, P. C.; GUISS, C. Macrofauna – plant-biomass interactions in a euhaline salt marsh in Paranaguá Bay (SE Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf/Luhe ,v 80, p. 57-64, 1992.

LANA, P. C. Manguezais: diagnósticos, conflitos e prognósticos. In: LIMA, R. E.; NEGRELLE, R. R. B. (orgs). **Meio Ambiente e Desenvolvimento no Litoral do Paraná**: Diagnóstico. Curitiba, Editora da UFPR,1998, p. 105-115.

LANA, P. C. Manguezais, legislação e gestão de áreas costeiras: o caso da Baía de Paranaguá. In: VIEIRA, P. F. (org.). **Conservação da Diversidade Biológica e Cultural em Zonas**. Florianópolis: APED Editora, 2003, p. 313-331.

LEE, S.Y. Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. **Austral Ecology**, Australia, v 31, p. 149-163, 2006.

LINARES, A. P. M.; LÓPEZ-PORTILLO, J.; HERNÁNDEZ-SANTANA, J. R.; PÉREZ, M. A. O.; OROZCO, O. O.(2007). The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical–geographic zonation. **CATENA**, vol 70, n. 2, p. 127-142, 2007.

LUGO , A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v 5, p. 39-64, 1974.

MARCHAND, C.; BALTZER, F.; LALLIER-VERGE’S, E.; ALBE’RIC, P. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). **Marine Geology**, v 208, p. 361–381, 2004.

MARONE, E. ; MANTOVANELLI, A.; KLINGUENFUS, M S.; LAUTERT, L. F. C.; PRATA JR, V. P. Transporte de água, sal, material particulado em suspensão e calor na Gamboa do Perequê num evento de maré de sizígia. In: VII COLACMAR, Santos, v. 2, 1997,p. 134-136.

MARTIN, F. **Étude de l'écosystème mangrove de la baie de Paranaguá (Paraná, Brésil):** analyse des impacts et propositions de gestion rationnelle. 289 f. These de doctorat de l'Université Paris VII, UFR de Biologie, Paris, 1992.

McKEE, K. L. Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: an exception to the dominance-predation hypothesis. **Biotropica**, v 27, p. 334-345, 1995.

MIRANDA, R. B. **Dinâmicas de apropriação e saberes comunais dos manguezais e de seus recursos bênticos de interesse econômico no complexo estuarino da Baía de Paranaguá, Paraná.** 349 fol. Tese (doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

NETTO, S. A.; LANA, P. C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf/Luhe, v 106, p. 239-247, 1994.

ODUM, W.E.; HEALD, E.J. Mangrove forests and aquatic productivity. In: HASLER, A. O. (ed.). **An Introduction to land-water interactions.** Berlin: Springer-Verlag, 1975. p.129-136.

OLIVER, C. D.; LARSON, B. C. **Forest Stand Dynamics.** New York, McGraw-Hill, 1990..

PERIA, L.C.S.; FERNANDES, P.P.C.P.; MENEZES, G.V.; GRASSO, M.; TOGNELLA, M.M.P. Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal da Bertiooga) e não impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA: ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO. Águas de Lindóia, São Paulo, **Vol. 2**, 1990, p. 183-193.

PLYMOUTH MARINE LABORATORY. **PRIMER**, versão 6. Plymouth, UK. 2006.

POOL, D. J.; SNEDAKER, S. C.; LUGO, A. E. Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. **Biotropica**, v 9 , n 3, p. 195-212, 1977.

PULNER, R. C. L. **Análise crítica da cientificidade da legislação relativa a manguezais.** 132 fol. Tese (doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

REISE, A. Forest structure, litter production, and turnover in basin/fringe mangroves of north Brazil. In: MADAM PROJECT 5TH INTERNATIONAL CONFERENCE. MADAM, 1999, 93 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management** v 3, p. 561-570, 2000.

SESSEGOLO, G. C. **Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do rio Baguaçu, Baía de Paranaguá – Pr.** 110 f. Dissertação (mestrado em Engenharia

Florestal) – Setor de ciências agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.

SMITH III, T. J. Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forests. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v 110, n 2, p. 133-146, 1987.

SMITH III, T. J. Forest structure. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (eds). **Tropical Mangrove Ecosystems**. Washington DC, USA: American Geophysical Union, 1992. p. 101-136.

SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CORRÊA, F. M.; JÚNIOR, C. M. G. S. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica; o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências**, Rio de Janeiro, vol 26, 2003.

SUGUIO, K. **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, 1973.

TOMLINSON, P. B. **The botany of Mangroves**. Cambridge, Cambridge University Press, 1986.

WOLANKSI, E.; WILLIAMS, D.; SPAGNOLA, S.; CHANSON, H. Undular tidal bore dynamics in the Daly Estuary, Northern Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v 60, p. 629-636, 2004.

WOODROFFE, C. D. Mangrove sediments and geomorphology. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (eds). **Tropical Mangrove Ecosystems**. Washington DC, USA: American Geophysical Union, 1992. p. 7-41.