

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE**  
**ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS**

**MARCELO AMÉRICO DE SANTANA**

**AVALIAÇÃO RÁPIDA DE DIVERSIDADE PARA BIÓTOPOS RIBEIRINHOS DE**  
**MATA ATLÂNTICA EM PLANÍCIE LITORÂNEA NO SUDESTE DO BRASIL**

**SANTOS/SP**  
**2018**

**MARCELO AMÉRICO DE SANTANA**

**AVALIAÇÃO RÁPIDA DE DIVERSIDADE PARA BIÓTOPOS RIBEIRINHOS  
DE MATA ATLÂNTICA EM PLANÍCIE LITORÂNEA NO SUDESTE DO  
BRASIL**

Dissertação apresentada a Universidade Santa Cecília como parte dos requisitos para obtenção de título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, sob a orientação dos Professores Dr. Walter Barrella e Prof.<sup>a</sup> Dra. Ursulla Pereira Souza.

**SANTOS/SP**

**2018**

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

DE SANTANA, Marcelo Américo.  
Avaliação rápida de diversidade para biótopos ribeirinhos de  
mata atlântica em planície litorânea no sudeste do Brasil./  
Marcelo Américo de Santana. - 2018

39 p.

Orientador: Prof. Dr. Walter Barrella

Co-orientadora: Prof. Dra. Ursulla Pereira de Souza

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Santa Cecília,  
Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de  
Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Santos, SP, 2018.

1. protocolo de avaliação rápida.2.ecossistemas urbanos.3.  
mata atlântica.4.alterações ambientais, ações antrópicas.

I.BARRELLA, Walter. II.SOUZA, Ursulla P.

## DEDICATÓRIA

*Dedico essa dissertação à minha esposa Fabiana, que me incentivou a iniciar o mestrado e por estar sempre presente em minha vida.*

*À minha mãe Maria Joelina, meu pai José Américo “in “memoriam” e as minhas filhas Beatriz e Vitória, minhas fontes de inspiração nesta jornada.*

## **AGRADECIMENTOS**

A CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida ao PPG Ecomar da Unisantia pela infraestrutura. Aos meus orientadores Walter Barrella, Ursulla Pereira Souza e ao colaborador professor Fábio Giordano, pela excelente condução na orientação deste trabalho. Ao meu amigo professor Álvaro Reigada, companheiro de laboratório e de arquibancada nos jogos do Palmeiras. À Prefeitura de Praia Grande pela cessão de embarcação, ao Comandante Fabio Marques que me acompanhou em todos os trabalhos de campo e ao ex-vereador Antônio Rezende que permitiu as avaliações em sua propriedade no Sítio Taquaruçu. Presto meus agradecimentos também aos amigos Jean Pierre Créte, Daniela Collins e Ana Paula Menezes pelas parcerias nos eventos acadêmicos e artigos publicados. E por fim, mas não menos importantes, às queridas amigas da secretaria Sandra Araújo e Imaculada Scorza.

## RESUMO

Apesar da intensa urbanização, a região litorânea do sudeste brasileiro abriga ecossistemas naturais de mata atlântica, como florestas das encostas da Serra do mar, os manguezais e a vegetação da planície litorânea. Estes sistemas naturais apresentam elevados níveis de fragilidade, por serem fortemente pressionados pela ação antrópica. Pressão urbana em ambientes naturais gera desequilíbrio ecológico e por consequente impactos e alterações ambientais em suas bacias hidrográficas afetando diretamente os recursos hídricos. Este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações ambientais sobre biótopos ribeirinhos de mata atlântica em ambientes urbanizados e costeiros, em Praia Grande-SP (município da região Litorânea do Sudeste do Brasil). Através de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foram comparados ambientes urbanizados e naturais, em três fisionomias de vegetação de mata atlântica (floresta ombrófila densa, restinga e manguezais). Os trechos em floresta ombrófila apresentaram os melhores resultados devidos aos seus altos índices de preservação. As áreas de manguezal apresentaram as pontuações mais baixas decorrentes da intensa ocupação urbana. Os ambientes de restinga apresentaram pontuações intermediárias, com ausência de alterações antrópicas nas suas áreas naturais. Porém, considerando as interferências antrópicas já consolidadas nas áreas urbanizadas, os ambientes naturais das restingas estão sujeitos à iminente degradação. Os resultados da pesquisa confirmaram que o uso da ferramenta PAR é um instrumento que se mostrou válido e eficiente para avaliar os impactos ambientais em paisagens urbanas. Os trechos das vegetações de floresta ombrófila densa, devido a maior distância do perímetro urbano tiveram melhores avaliações, diferente das vegetações de restinga e manguezal que por se encontrarem mais próximas do eixo urbano apresentaram condições mais precárias em seus habitats.

**Palavras-chave:** protocolo de avaliação rápida, ecossistemas urbanos, mata atlântica, alterações ambientais, ações antrópicas.

## ABSTRACT

Despite intense urbanization, the coastal region of southeastern Brazil is home to natural ecosystems of the Atlantic forest, such as the forests on the slopes of the Serra do Mar, mangroves and vegetation on the coastal plains. These natural systems present elevated levels of fragility because they are strongly influenced by anthropic actions. Urban pressure on natural environments generates ecological imbalance and, consequently, environmental changes in its watersheds, which directly affects water resources. The objective of this work was to evaluate the environmental changes on Atlantic riverbank biotopes in urbanized and coastal environments, in Praia Grande-SP (municipality of the coastal region of southeastern Brazil). Urbanized and natural environments in three physiognomies of Atlantic forest vegetation (dense ombrophilous forest, restinga and mangrove) were compared using a Rapid Assessment Protocol (RAP). The sections in ombrophilous forest presented the best results due to their high preservation rates. The mangrove areas presented the lowest scores due to intense urban occupation. The restinga environments presented intermediate scores, with absence of anthropic alterations in their natural areas. However, considering the already consolidated anthropic interferences in the urbanized areas, the natural environments of the restingas are subject to the imminent degradation. The results of the research confirmed the use of the RAP tool as a valid and efficient instrument to evaluate the environmental impacts on urban landscapes. The vegetation stretches of dense ombrophilous forest, due to the greater distance from the urban perimeter, had better evaluations, different from the vegetation of the restingas and mangroves that, because they were closer to the urban axis, presented more precarious conditions in their habitats.

**Keywords:** rapid assessment protocol, urban ecosystems, Atlantic forest, environmental changes, anthropic actions.

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                                     |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 A – Localização do município de Praia Grande no sudeste brasileiro, Estado de São Paulo e demarcação dos 9 pontos de mata atlântica avaliados; B Biótopos comparados através de contato urbano-ambiental . | 04 |
| Figura 2 – Análise comparativa dos biótopos (índice de distância Ward)                                                                                                                                              | 13 |
| Figura 3 – Média dos parâmetros de avaliação da diversidade de habitats para os 9 pontos de interface analisados                                                                                                    | 14 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                                                                             |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1: Categorias de vegetação de mata atlântica existentes no município de Praia Grande .....                                                                                           | 06 |
| Tabela 2: Inventário florestal da vegetação natural do município de Praia Grande .....                                                                                                      | 06 |
| Tabela 3: Modelo de Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats, modificado do proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA e Hannaford <i>et al.</i> (1997) ..... | 08 |
| Tabela 4: Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats nos ambientes avaliados .....                                                                               | 09 |

## SUMÁRIO

|                                                                                          |                                                                                                                                       |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.                                                                                       | INTRODUÇÃO .....                                                                                                                      | 01 |
| 2.                                                                                       | MATERIAL E MÉTODOS .....                                                                                                              | 03 |
| 2.1                                                                                      | Análise comparativa de áreas naturais e com ocupação urbana utilizando Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Hábitats ..... | 07 |
| 3.                                                                                       | RESULTADOS .....                                                                                                                      | 08 |
| 3.1.                                                                                     | Avaliação comparativa das alterações dos biótopos.....                                                                                | 12 |
| 4.                                                                                       | DISCUSSÃO .....                                                                                                                       | 14 |
| 5.                                                                                       | CONCLUSÃO.....                                                                                                                        | 19 |
| 6.                                                                                       | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....                                                                                                       | 25 |
| ANEXO – Manuscrito submetido à Environmental Monitoring and Assessment - Qualis B2 ..... |                                                                                                                                       | 29 |

## 1. INTRODUÇÃO

A As áreas urbanas têm um impacto substancial no ambiente local, circundante e regional. Pesquisas da última década colocaram ênfase particular na transformação das periferias urbanas ou metropolitanas, porque são nestes espaços que as mudanças dinâmicas estão acontecendo. A análise das grandes cidades mostra que a expansão metropolitana tem uma dinâmica diferente das décadas anteriores (AGUILAR, 2008). Em termos demográficos, as taxas de crescimento das grandes cidades, particularmente na América Latina desaceleraram nas últimas duas décadas. Como resultado, diferentes tipos de zonas de transição entre a cidade e as áreas rurais podem ser observados. Por exemplo, algumas áreas mostram uma peri-urbanização altamente uniforme com desenvolvimentos compactos e extensivos, outras zonas contêm pequenas manchas urbanas com espaços abertos entre elas e outras constituem linhas de desenvolvimento tipo corredores como estradas ou rios (KREMER et al., 2015).

O gradiente rural-urbano pode mudar bastante em curtos períodos de tempo, dependendo da natureza das pressões dentro da crescente metrópole e da migração em direção a ela. Como consequência desta urbanização dispersa ocorrendo na periferia da cidade, há uma formação de uma ampla franja rural-urbana com limites cada vez mais difusos entre estes espaços. É importante considerar a periferia rural-urbana como uma extensão da cidade, e não como uma zona independente, porque na realidade ela é integrada à cidade de várias formas, não apenas pelas questões ecológicas, mas também pelos processos econômicos e sociais que estão presentes dentro desta franja (SIMON et al., 2006). Esta pressão urbana em ambientes naturais gera desequilíbrio ecológico e por consequente impactos e alterações ambientais em suas bacias hidrográficas afetando diretamente os recursos hídricos. Pesquisadores que conduziram um estudo de avaliação das respostas de fluxo à urbanização em 9 cidades metropolitanas dos EUA, concluíram que a urbanização resulta em diferentes efeitos na hidrologia, habitat físico, qualidade da água e biota em diferentes áreas metropolitanas (BROWN et al., 2009).

Alterações antrópicas tais como construções, atividades agrícolas e industriais, nos ecossistemas aquáticos, aumentam a erosão do solo, alteram os serviços ecossistêmicos, causam perdas de biodiversidade e diminuem a qualidade

da água (VITOUSEK et al., 1997; MAS et al., 2004; KINDU et al., 2013). Neste contexto, estudos sobre a qualidade dos ecossistemas vêm sendo conduzidos, considerando as características hidrológicas, hidrográficas e biológicas (METCALFE, 1989; OLIVEIRA e CORTES, 2006; MOLOZZI et al., 2012; MOLOZZI et al., 2013). Dentre as ferramentas de apoio à análise ambiental utilizadas em campo, podemos citar a aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), que se baseia em questões desenvolvidas com o objetivo de auxiliar no monitoramento ambiental dos sistemas hídricos, de modo que sejam diagnosticadas informações qualitativas do meio, de maneira simples e de fácil aplicação (BERSOT et al., 2015). Os PARs podem ser utilizados para a caracterização do meio ambiente, ou são adaptações de protocolos já existentes, como os da Agência de Proteção Ambiental americana (Environmental Protection Agency – EPA) que avalia as características de trechos e nível de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas em rios (VARGAS e FERREIRA, 2012). O PAR desenvolvido por Hannaford et al. (1997) avalia a complexidade do habitat e o seu nível de conservação, analisando características como o fluxo d'água, tipo de substrato para o estabelecimento de comunidades aquáticas, além da análise da vegetação no entorno do curso d'água. No contexto brasileiro, o PAR tem sido utilizado para o diagnóstico e monitoramento de áreas naturais suscetíveis às pressões antrópicas (COSTA et al., 2018).

Apesar da intensa urbanização a região litorânea do sudeste brasileiro abriga ecossistemas naturais de mata atlântica, como áreas florestadas serranas, os manguezais e a vegetação de restinga. Estes sistemas naturais apresentam elevados níveis de fragilidade, por serem fortemente pressionados pela ação antrópica (SOUZA e CUNHA, 2012). Em vista deste cenário, observa-se a crescente necessidade de avaliação e monitoramento das alterações ambientais e seus efeitos sobre os recursos hídricos, principalmente no que se refere ao desenvolvimento de metodologias usadas como instrumentos que medem a “saúde” de um ecossistema.

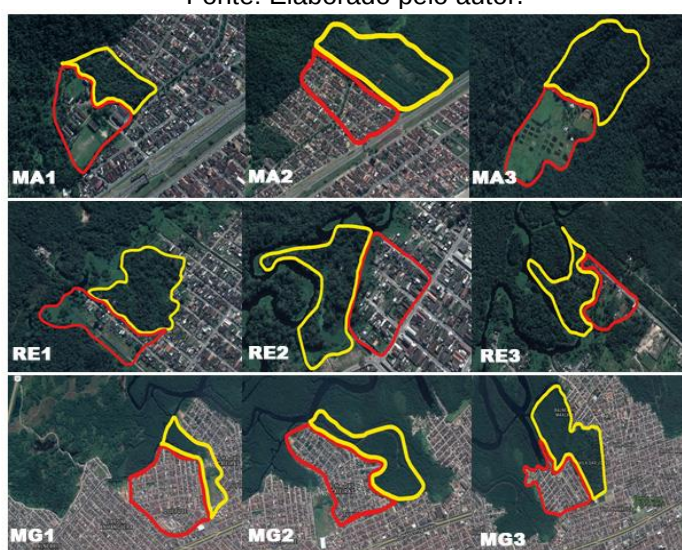
O objetivo deste trabalho é avaliar as alterações ambientais sobre os biótopos naturais costeiros da planície litorânea de Praia Grande, discutindo as alterações verificadas em alguns trechos selecionados às margens dos principais cursos d'água do município que sofrem a interferência provocadas pela ocupação urbana através de um PAR-Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats, comparando ambientes com vegetações de mata atlântica (floresta ombrófila densa, restinga e manguezais).

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

A região Sudeste do Brasil é a segunda menor região do país, sendo maior apenas que a região Sul. Totaliza uma área de 924.620,00 km<sup>2</sup>, representando 1/10 da superfície do país. O município de Praia Grande localiza-se no litoral centro-sul do Estado de São Paulo (Figura 1 A), entre as coordenadas geográficas 24°00'17"S e 24°05'00"S e 46°24'45"W e 46°35'31"W. A Oeste limita-se com o município de Mongaguá, ao Norte e ao Leste com o município de São Vicente e ao Sul com o oceano Atlântico. De acordo com a classificação climática, o município localiza-se numa região litorânea de clima úmido, controlado por massas tropicais e polares. A umidade relativa do ar é normalmente superior a 80% devido à elevada evaporação e à barreira formada pela Serra do Mar. Está inserido em uma região de domínio da mata atlântica (Tabela 1), sendo que 66,55% de sua área são recobertos por vegetação natural, incluindo floresta ombrófila densa (Montana, Submontana e de Terras Baixas), manguezais e extensos ecossistemas associados de restinga (que se estendem entre a área urbanizada e a Serra do Mar (AFONSO, 2006).

As condições climáticas, aliadas aos aspectos litológicos e pedológicos influenciam no crescimento de três formações vegetais importantes e distintas no município: a mata atlântica, presente nas encostas íngremes da Serra do Mar e no Maciço Isolado, conservada pela presença de duas Unidades de Conservação: o Parque Estadual Serra do Mar (SÃO PAULO, 1977) e o Parque Estadual Xixová-Japuí (SÃO PAULO, 1993). A mata de restinga se estende sobre o solo arenoso da Planície Quaternária ou Costeira; e os manguezais sobre o solo lodoso da planície flúvio-marinha do rio Piaçabuçu (SOUZA E CUNHA, 2012). Os atributos anteriormente descritos somados a existência de importantes ambientes para a reprodução e preservação da biota marinha acabaram por justificar a criação de quatro unidades de conservação no Município expostas na Tabela 2.

Fonte: Elaborado pelo autor.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os tipos de vegetação presentes na área de estudo são influenciados por diversos fatores como os tipos de solo, com três tipos principais ocorrendo com maior frequência: Gleissolos Sálícos, Espodossolos Ferrocárbicos e Cambissolos Háplicos (OLIVEIRA et al., 1999).

As condições geomorfológicas da região impedem a formação de rios extensos. A rede fluvial é composta por pequenos rios que nascem na Serra do Mar, passam pela Planície Quaternária e deságuam no oceano Atlântico (AFONSO, 2006). Nas áreas serranas, a forte declividade do terreno provoca características torrenciais nos altos e médios cursos dos rios. Quando chegam à planície, os rios sofrem diminuição da velocidade em razão da declividade suave, o que provoca o processo de deposição de sedimentos. As características geomorfológicas e geológicas da região, que influenciam diversos fatores físicos da área de estudo, como a hidrografia, estão ligadas à origem e evolução da Serra do Mar e à formação da planície sedimentar Quaternária (SOUZA E CUNHA, 2012).

A legislação ambiental restringe o uso da terra, com a função de preservar seus atributos naturais. Além disso, o acesso à área serrana é limitado pela própria existência da mata atlântica e pela presença de vertentes excessivamente inclinadas, com predomínio de declives iguais e/ou superiores a 30%. Em razão de seu relevo plano, com declividades predominantes iguais e/ou inferiores a 2% (SOUZA E CUNHA, 2012), e da proximidade com o mar, a Planície Quaternária apresenta tipos de uso da terra com maior diversificação, sendo o terreno escolhido para a implantação da área urbana. Terrenos originalmente recobertos por vegetação de restinga, a partir da década de 1960, foram tomados por construções.

Os primeiros bairros do município localizavam-se próximos à orla marítima, entre 1972 e 1996, a urbanização consolidou-se nos bairros mais antigos e estendeu-se para o interior do continente. Entre 1996 e 2005, a urbanização ocupou áreas adjacentes àquelas urbanizadas anteriormente e preencheu vazios existentes entre os loteamentos (SOUZA E CUNHA, 2012). Além disso, a urbanização seguiu em direção às Áreas de Preservação Permanentes (APPs) dos rios Branco e Piaçabuçu. A área ocupada por manguezais também sofre com o crescimento da urbanização e com o objetivo de proteger esses ambientes, foi criado o Parque do Piaçabuçu (Praia Grande, 2006). Além da retirada de parte da vegetação de restinga para a implantação do setor urbano, a ocupação da planície costeira também

resultou no aparecimento de áreas com solo exposto e manchas de vegetação rasteira. Destaca-se ainda a existência de antigas minerações que alteraram as características originais da área.

**Tabela 1 - Categorias de vegetação de Mata Atlântica existentes no Município de Praia Grande.(Fonte-Instituto Florestal-Inventário Florestal de vegetação natural do Estado de São Paulo, 2007).**

| <b>Categorias de Vegetação</b>                                                               | <b>Hectares</b> |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|
| Floresta Ombrófila Densa Montana(loais entre 500 e 1000 metros de altitude)                  | 1.139,9         |
| Floresta Ombrófila Densa Submontana(em encostas de serras entre 50 e 500 metros de altitude) | 2.808,4         |
| Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas(altitudes inferiores à 50 metros)                 | 295,7           |
| Formação Arbórea/Arbustiva-herbácea de Terrenos Marinhos Lodosos(manguezal)                  | 681,1           |
| Formação Arbórea/Arbustiva-herbácea sobre Sedimentos Marinhos recentes(restinga)             | 3.152,8         |
| Vegetação Secundária de Floresta Ombrófila Densa (floresta de altitude)                      | 186,7           |
| Vegetação Secundária da Floresta Ombrófila Densa Submontana                                  | 1.222,9         |
| Vegetação Secundária da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas                           | 363,4           |
| <b>TOTAL</b>                                                                                 | <b>9.850,8</b>  |

**Fonte: (Hidroconsult, 2006).**  
Adaptado pelo autor.

**Tabela 2 - Inventário florestal da vegetação natural do município de Praia Grande.**

| <b>Unidade de Conservação</b>   | <b>Ano</b> | <b>Ato de criação</b>                    | <b>Responsável</b>                   | <b>Área (ha)</b>              |
|---------------------------------|------------|------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|
| Parque Estadual da Serra do Mar | 1977       | Decreto Estadual n° 10.251 de 31/08/1977 | Fundação Florestal                   | 4.531,61                      |
| Parque Estadual Xixová-Japuí    | 1993       | Decreto Estadual n° 37.536 de 27/09/1993 | Fundação Florestal                   | 901<br>554,00 em Praia Grande |
| Parque Municipal do Piaçabuçu   | 1996       | Lei Complementar n°152 de 26/12/1996     | Prefeitura Municipal de Praia Grande | 826,85                        |
| APA Marinha Litoral Centro      | 2008       | Decreto Estadual n° 53.526 de 08/10/2008 | Fundação Florestal                   | Setor Carijó<br>270.239,98    |

**Fonte : (Instituto Florestal-Inventário Florestal de vegetação natural do Estado de São Paulo, 2007).**

Adaptado pelo autor.

Este contínuo vegetacional, que é de fundamental importância para o fluxo

gênico e para a manutenção do equilíbrio ecológico da zona núcleo do PESH, apresenta ocupações esparsas constituídas por moradias precárias, sítios rurais (onde se planta mandioca e banana para consumo próprio e para comercialização de pequena escala) e chácaras de recreio localizadas na divisa com o Município de São Vicente.

Tal situação suscita maiores cuidados no que tange a fiscalização e controle do uso do solo, uma vez que a sua expansão representa um grave risco para as funções ambientais da Zona de Amortecimento por ensejar a desestruturação do equilíbrio ecológico local.

## **2.1 Análise comparativa de áreas naturais e com ocupação urbana utilizando Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats**

Foram selecionados nove pontos em vegetações de diferentes níveis de preservação (Fig.1 B), sendo três pontos em trechos de floresta ombrófila densa (MA) nos ambientes MA1 (24°4'40.92"S-46°35'53.68" O), MA2 (24°4'31.06"S-46°35'24.62" O) e MA3 (23°59'21.57"S-46°32'31.42" O); três pontos em trechos de restinga (RE), nos ambientes RE1 (24° 2'0.53"S-46°32'28.19" O), RE2 (24°1'37.95"S-46°31'59.32" O) e RE3 (24° 1'37.95"S-46°31'59.32" O); três pontos em trechos de manguezal (MG), nos ambientes MG1 (24°0'43.71"S-46°28'32.73"O), MG2 (24°0'50.84"S-46°28'0.73"O) e MG3 (24° 0'18.65"S-46°27'23.50" O), em várias situações alteradas naturalmente, até modificações provocadas por ações antropogênicas, possibilitando assim um amplo gradiente de condições ambientais. Os pontos foram definidos a partir de visitas de campo e análise de mapas e imagens de satélite. Os critérios utilizados para seleção dos pontos foram baseados nas condições ambientais, níveis de intervenção antrópica e uso e ocupação do solo por diferentes atividades e os acessos foram realizados por meios terrestres e marítimos.

A proposta utilizada baseou-se na quantificação de 17 parâmetros (Tabela 3). Os 4 primeiros parâmetros procuram avaliar as características dos trechos e os impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, os parâmetros de 5 a 17 foram adaptados do protocolo utilizado por Hannaford et al. (1997), que avalia as características da água e do entorno de ecossistemas aquáticos. A partir da atribuição de pontuação a cada um dos parâmetros com base na observação das

condições do hábitat, foram definidos três níveis de preservação: 0 a 27 pontos indicam trechos impactados, 28 a 40 pontos trechos alterados e superior a 40 pontos, trechos naturais.

**Tabela 3 - Modelo de Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats, modificado do proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA e Hannaford *et al.*(1997): 4 pontos = situação natural; 2 pontos = situação alterada; 0 ponto = situação severamente alterada.**

| Parâmetros                                                           | 4 pontos          | 2 pontos                                 | 0 ponto                                                        |
|----------------------------------------------------------------------|-------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|
| 1-Tipo de Ocupação das margens do corpo d'água                       | Vegetação natural | Campos de pastagem                       | Residencial, comercial, industrial                             |
| 2-Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito | Ausente           | agricultura, reflorestamento<br>Moderada | Acentuada                                                      |
| 3-Alterações antrópicas                                              | Ausente           | Alteração de origem Doméstica            | Alterações de origem industrial urbana (fábricas, canalização) |
| 4-Cobertura vegetal no leito                                         | Total             | Parcial                                  | Ausente                                                        |
| 5-Odor da água                                                       | Nenhum            | Esgoto                                   | Óleo Industrial                                                |
| 6-Oleosidade da água                                                 | Ausente           | Moderada                                 | Abundante                                                      |
| 7-Transparência da água                                              | Transparente      | Turva cor de chá forte                   | Opaca ou colorida                                              |
| 8-Odor de sedimento                                                  | Nenhum            | Esgoto (ovo podre)                       | Óleo Industrial                                                |
| 9- Oleosidade de fundo                                               | Ausente           | Moderado                                 | Abundante                                                      |
| 10-Tipo de Fundo                                                     | Pedras/cascalho   | Lama/areia                               | Cimento/canalizado                                             |
| 11-Distúrbio do Habitat                                              | Intacto           | Perturbado                               | Degradado                                                      |
| 12-Tipo de Solo                                                      | Terra             | Argila                                   | Areia                                                          |
| 13-Cobertura Vegetal                                                 | Densa             | Manchas                                  | Esparsas                                                       |
| 14-Fauna                                                             | Grandes           | Médios                                   | Pequenos                                                       |
| 15-Espécies raras ameaçadas                                          | Ameaçada          | Raras                                    | Ausentes                                                       |
| 16-Estágio de sucessão                                               | Clímax            | Subclímax                                | Pioneira                                                       |
| 17-Bioma                                                             | Várzea            | Mata                                     | Campo                                                          |
|                                                                      |                   |                                          | Total                                                          |

Fonte: (Hannaford et al., 1997).

Adaptado pelo autor.

### 3. RESULTADOS

As avaliações de vegetação de floresta ombrófila densa-MA apresentaram pontuações que variaram entre 20 e 64 pontos (Tabela 4). Destes, 50% são representados por segmentos naturais, 33,5% como alterados e 16,5% impactados.

**Tabela 4-** Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats, modificado do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA e Hannaford *et al.*(1997): 4 pontos = situação natural; 2 pontos = situação alterada; 0 ponto = situação severamente alterada ;MA-mata atlântica,MAN-mata atlântica natural, MAO-mata atlântica ocupada ; RE-restinga,REN-restinga natural, REO- restinga ocupada ;MG-manguezal, MGN-manguezal natural,MGO-manguezal ocupado.

| Parâmetros                               | MA-1     |          | MA-2     |          | MA-3     |          | RE-1     |          | RE-2     |          | RE-3     |          | MG-1     |          | MG-2     |          | MG-3     |          |
|------------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                                          | MA1<br>N | MA1<br>O | MA2<br>N | MA2<br>O | MA3<br>N | MA3<br>O | RE1<br>N | RE1<br>O | RE2<br>N | RE2<br>O | RE3<br>N | RE3<br>O | MG1<br>N | MG1<br>O | MG2<br>N | MG2<br>O | MG3<br>N | MG3<br>O |
| <b>1-Tipo de Ocupação das margens</b>    | 4        | 2        | 4        | 0        | 4        | 4        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        |
| <b>2-Erosão próxima e/ou nas margens</b> | 4        | 2        | 4        | 2        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        |
| <b>3-Alterações antrópicas</b>           | 4        | 2        | 2        | 2        | 4        | 2        | 4        | 2        | 4        | 2        | 4        | 2        | 2        | 2        | 4        | 2        | 2        | 2        |
| <b>4-Cobertura vegetal no leito</b>      | 2        | 2        | 2        | 2        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        |
| <b>5-Odor da água</b>                    | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        |
| <b>6-Oleosidade da água</b>              | 4        | 2        | 2        | 0        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 2        | 0        |
| <b>7-Transparência da água</b>           | 4        | 4        | 2        | 2        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 2        | 0        |
| <b>8-Odor de sedimento</b>               | 4        | 4        | 2        | 2        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 4        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        |
| <b>9- Oleosidade de fundo</b>            | 4        | 4        | 2        | 2        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        |
| <b>10-Tipo de Fundo</b>                  | 4        | 2        | 2        | 2        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        |
| <b>11-Distúrbio do Habitat</b>           | 4        | 2        | 2        | 0        | 4        | 4        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        |
| <b>12-Tipo de Solo</b>                   | 4        | 0        | 4        | 2        | 4        | 4        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        | 4        | 0        |
| <b>13-Cobertura Vegetal</b>              | 4        | 4        | 2        | 0        | 4        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        |
| <b>14-Fauna</b>                          | 2        | 0        | 0        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        |
| <b>15-Especies raras ameaçadas</b>       | 4        | 0        | 0        | 0        | 2        | 2        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        | 0        |
| <b>16-Estágio de sucessão</b>            | 4        | 2        | 2        | 0        | 4        | 2        | 2        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        |
| <b>17-Bioma</b>                          | 4        | 2        | 2        | 0        | 4        | 0        | 4        | 2        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        | 2        | 0        |
|                                          | 64       | 38       | 38       | 20       | 64       | 44       | 46       | 28       | 40       | 24       | 44       | 26       | 32       | 8        | 34       | 10       | 32       | 8        |

Fonte: (Hannaford et al., 1997).  
Adaptado pelo autor.

Os ambientes de floresta ombrófila densa MA1N e MA3N apresentaram resultados parecidos em suas avaliações, tendo em ambos os segmentos sem ocupação urbana uma pontuação de 64 pontos, considerados trechos naturais contra 38 e 44 pontos respectivamente nos segmentos ocupados (MA1O, MA3O). No ambiente MA1N o sistema fluvial está preservado com predominância de mata ciliar, a interferência antrópica na região incidiu mais na questão da influência de lixo e alguns entulhos em decorrência do fluxo de pessoas pela presença de escola municipal na região, uma vez que o imóvel utilizado na época abrigava um complexo educacional que se mantém preservado até os dias atuais. O ambiente MA3O tem no seu trecho antropizado a atividade de piscicultura, os tanques que se situam na parte mais alta do terreno foram escavados aproveitando a declividade do terreno com construção de barragens que permitem a contenção de sedimentos em eventos de alta pluviosidade, evitando a descarga direta nos corpos d'água, fator que pode ter corroborado para a melhor avaliação de seu segmento ocupado em relação ao ambiente MA1O. No ambiente MA2O o resultado de 20 pontos obtidos em seu segmento ocupado, ambiente considerado impactado, teve como fator principal a pressão urbana decorrente do assentamento de residências e comércios de pequeno porte. No ambiente MA2N que obteve a pontuação de 38 pontos, considerado alterado, observou-se que o curso d'água encontra-se com leito parcialmente assoreado, além de erosão próxima decorrente das alterações antrópicas.

As avaliações de vegetação de restinga (RE) apresentaram pontuações que variaram entre 26 e 46 pontos (Tabela 4), destes 33,33% são representados por segmentos como sendo naturais, 33,33% como alterados e 33,33% impactados. Os ambientes RE1N e RE3N apresentaram resultados parecidos em suas avaliações, apontando, respectivamente, 40 e 44 pontos, considerados trechos alterado e natural, os ambientes RE1O e RE3O apresentaram pontuações respectivas de 28 e 26 pontos, trechos considerados respectivamente alterado e impactado. Esses resultados nos trechos antropizados são decorrentes da existência nos bairros de loteamentos com residências unifamiliares e comércio na própria habitação. Em consequência da antropização é visível o assoreamento do rio Branco apesar da densa vegetação de restinga com fisionomia florestal em conectividade com o curso d'água e com o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), com características de vegetação primária. Na zona de transição destes ambientes antropizados foram

encontrados indivíduos arbóreos isolados da espécie exótica invasora *Leucaena leucocephala* (leucena) apesar ainda da existência de indivíduo arbustivo da espécie nativa *Cecropia pachystachya* (embaúba). O ambiente RE1N apresentou melhores resultados na avaliação, a ausência de alterações antrópicas na área sem ocupação urbana contribuiu para a boa avaliação deste ambiente, apesar das áreas naturais que resistem em manutenção e equilíbrio, mas que se encontram iminentes para degradação considerando as interferências antrópicas já consolidadas na área ocupada como invasões, uso indevido de APPs, algumas áreas com descarte de materiais sólidos urbanos; atividades irregulares diversas como: pocilgas, caças coleta de plantas nativas (bromélias), etc.

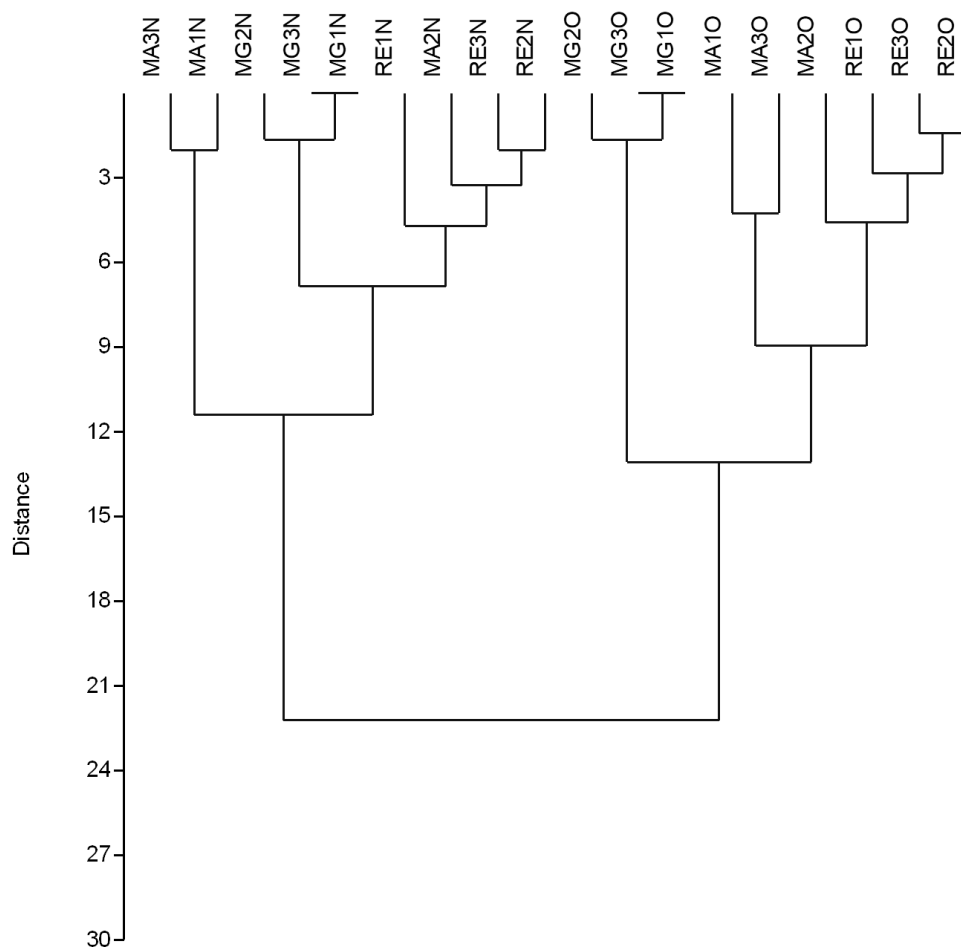
As avaliações de vegetação de manguezal (MG) apresentaram pontuações que variaram entre 8 e 34 pontos (Tabela 4), destes 50% são representados por segmentos como sendo impactados e 50% alterados. Os ambientes MG1N e MG3N apresentaram resultados iguais nos segmentos avaliados nas áreas sem ocupação urbana apresentando 32 pontos, considerados ambientes alterados. No ambiente MG2N não é diferente, apesar de uma avaliação de 34 pontos, um pouco maior do que nos ambientes MG1N e MG3N, devido uma menor antropização, este trecho também é considerado alterado. Os ambientes MG1O, MG2O e MG3O apresentaram pontuações respectivas de 8, 10 e 8, segmentos impactados. Os resultados demonstraram uma força negativa nesses biótopos, uma vez que estas ocupações se caracterizam pela supressão de vegetação, aterro dos manguezais, descarte irregular de resíduos sólidos domiciliares e contaminação dos recursos hídricos, com danosas consequências para a proteção desta área de preservação. Em consequência destas irregularidades o rio Piaçabuçu encontra-se assoreado quase que na sua totalidade com presença visual de coliformes fecais e forte odor de esgoto. A vegetação do manguezal encontra-se descaracterizada ocupada por espécies invasoras, principalmente *Hibiscus pernambucensis*, *Achroscopicum aureum* e gramíneas com substrato alterado e solo exposto.

### 3.1 Avaliação comparativa das alterações dos biótopos

As análises apontadas através do PAR (Tabela 4) evidenciaram que as vegetações de floresta ombrófila densa (MA1, MA2, MA3) apresentaram maiores pontuações devido o alto índice de preservação em seus trechos, seguido das vegetações de restinga (RE1, RE2, RE3), principalmente pela ausência de alterações antrópicas nas áreas naturais, e com as pontuações mais baixas as vegetações de manguezal (MG1, MG2, MG3) com uma intensa pressão urbana sobre a área natural.

A relação entre os biótopos pode ser visualizada na Figura 2, na qual observa-se a formação de um grupo com os ambientes naturais (MA1N, MA3N, MG2N, MG1N, MG3N, RE1N, MA2N, RE2N, RE3N) e outro com os ambientes ocupados (MG2O, MG1O, MG3O, MA1O, MA3O, MA2O, RE1O, RE2O, RE3O). Quando considerados todos os biótopos, o grupo onde foram alocadas as classes de floresta ombrófila densa MA1N, MA2N, MA3N e restinga RE1N, RE2N e RE3N apresentou uma similaridade maior, devido a melhor pontuação de suas vegetações naturais. Os biótopos naturais de manguezais (MG2N, MG1N e MG3N), considerados todos alterados conforme suas respectivas pontuações de 32, 34 e 32 apresentaram similaridade devida suas avaliações em trechos sem ocupação urbana, supressão de vegetação, aterro dos manguezais, descarte irregular de resíduos sólidos domiciliares e contaminação dos recursos hídricos. Observou-se também uma subdivisão dos biótopos naturais de restinga e floresta ombrófila densa (RE1N, RE3N, MA3O), todos considerados naturais pelo PAR com valores respectivos de 44, 46 e 44. Os trechos RE1N e RE3N obtiveram as maiores similaridades e pontuações nos índices de vegetação em suas avaliações (Fig. 2). No outro grupo as maiores similaridades identificadas foram entre os biótopos de manguezais MG1O, MG3O e MG2O, com pontuações respectivas de 8, 10 e 8, decorrentes de suas baixas avaliações no PAR, em função de ambos os trechos serem considerados impactados e possuírem avaliações mais baixas em relação aos demais trechos. Essas avaliações são decorrentes das ações antrópicas diretas sobre esses ecossistemas demonstradas principalmente pela marcante presença de habitações, esgotos e deposição de lixo nas margens e nos corpos d'água. Paralelo a esse agrupamento por similaridade encontram-se os biótopos de floresta ombrófila densa MA1O e MA2N, trechos considerados alterados na avaliação,

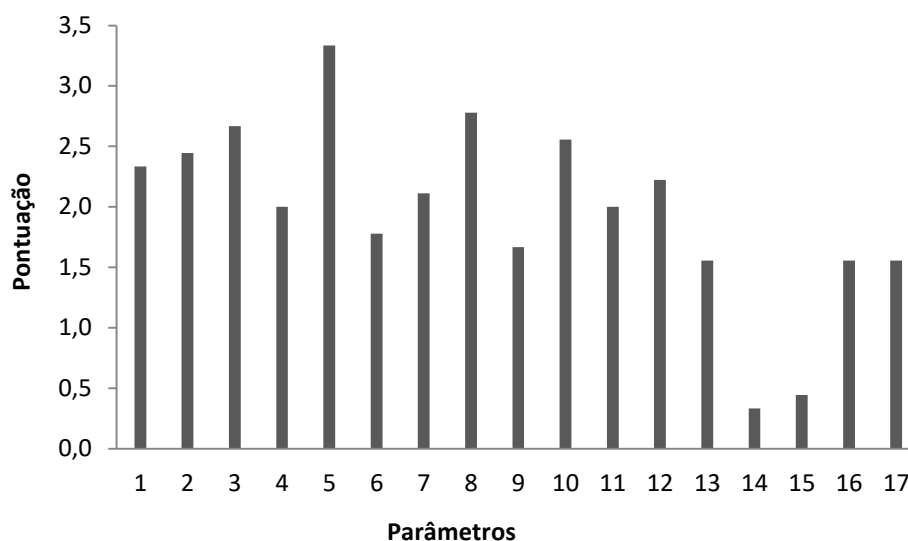
porém com os melhores índices de vegetação nesse segmento, com resultados análogos de 38, decorrentes possivelmente de acompanhamento técnico de profissionais da área de meio ambiente nas intervenções efetuadas. Mais próximo deste grupo estão os biótopos de restinga RE1O, que teve avaliação de 28, considerado alterado e os biótopos RE2O e RE3O com pontuações respectivas de 24 e 26, trechos impactados, porém que tiveram as melhores avaliações decorrentes ainda da resistência dessa vegetação, mas suscetíveis à degradação.



**Figura 2 - Análise comparativa dos biótopos (índice de distância Ward), MAN-floresta ombrófila densa trecho natural, MAO-floresta ombrófila densa trecho ocupado; REN-restinga trecho natural, REO-restinga trecho ocupado; MGN-manguezal trecho natural, MGO-manguezal trecho ocupado.**

Fonte: Elaborado pelo autor.

A figura 3 a seguir apresenta o valor da média dos 9 pontos de interface analisados referentes aos parâmetros de avaliação da diversidade de habitats.



**Figura 3 - Média dos parâmetros de avaliação da diversidade de habitats para os 9 pontos de interface analisados (1- Tipo de Ocupação das margens do corpo d'água, 2- Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito, 3- Alterações antrópicas, 4- Cobertura vegetal no leito, 5- Odor da água, 6- Oleosidade da água, 7- Transparência da água, 8- Odor de sedimento, 9- Oleosidade de fundo, 10- Tipo de fundo, 11- Distúrbio do hábitat, 12- Tipo de solo, 13- Cobertura vegetal, 14- Fauna, 15- Espécies raras ameaçadas, 16- Estágio de sucessão, 17- Bioma).**

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros avaliados apresentaram pontuação mais elevada nos trechos de floresta ombrófila densa. Algumas características não foram diferentes, os parâmetros relacionados com a qualidade e fluxo da água, assim como transparência e cobertura vegetal no leito (Figura 3 e Tabela 4). De modo contrário, características que apresentam relação com a fauna, espécies raras ameaçadas, bioma estágio de sucessão e cobertura vegetal principalmente nas vegetações de restinga e manguezais contribuíram para as baixas pontuações desses parâmetros.

#### 4. DISCUSSÃO

Para os biótopos avaliados, os resultados variaram de 8 a 64 pontos. Destes 33,5% são representados por segmentos impactados, 39% alterados e 27,5% por segmentos considerados naturais, sendo que os parâmetros revelaram uma clara distinção entre os trechos de floresta ombrófila densa e manguezais. Como esperado para esta área litorânea cujo planejamento da ocupação humana é deficitário, a pontuação total, bem como da grande maioria dos parâmetros

avaliados separadamente, foi muito inferior para os manguezais. A interferência antrópica direta sobre os ecossistemas aquáticos, demonstrada através da marcante presença de habitações, esgotos e deposição de lixo nas margens e nos corpos d'água, é a principal responsável pelos baixos valores pontuais dos parâmetros avaliados neste trecho. Os biótopos ribeirinhos apresentarem condições impactadas e alteradas é uma consequência da proximidade desses ambientes com o perímetro urbano, que leva inevitavelmente à aceleração de processos eutrofizantes e degradativos destes sistemas e da qualidade da água (CORGOSINHO et al., 2004).

Os múltiplos impactos humanos têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental de bacias hidrográficas. As bacias estudadas dos rios Piaçabuçu e Branco representam especial importância para o município de Praia Grande. A bacia do rio Branco é de grande importância ecológica e ambiental, por encontrar-se dentro de uma região de floresta ombrófila mista com presença de araucária, relativamente bem preservada e ainda, parte de sua extensão contendo as nascentes do rio principal, dentro de uma Área de Preservação Ambiental (APA da Serra do Mar). Além disso, esta bacia de drenagem apresenta grande importância socioeconômica, pois é responsável pelo fornecimento de água para o município.

Apesar da abundância de recursos hídricos, o Brasil tem sofrido uma diminuição na qualidade da água. Urbanização e atividades intensas da população urbana, bem expansão substancial das áreas agrícolas e pecuárias, são identificadas como as principais causas de problemas ambientais no Brasil, incluindo a poluição dos recursos hídricos (TUCCI, 2008; LORZ et al. 2012; DA SILVA et al. 2013). As condições urbano-ambientais desempenham papel importante na determinação da qualidade de vida, como à saúde, serviços de esgotamento sanitário, coleta de dejetos, poluição oriunda de ação antrópica, lixos descartados a céu aberto, proliferação de vetores, dentre outros, que se não tratados com dada importância, podem gerar desequilíbrios ecológicos. Bizzo et al. (2014) acreditam que todos os parâmetros observados e aplicados para a análise em um protocolo são fundamentais para que haja uma compreensão da área de estudo, possibilitando a interação da análise da qualidade da água e do ecossistema que a envolve.

Os parâmetros “tipo de ocupação das margens do corpo d'água” e “erosão ou assoreamento” avaliam os padrões de qualidade da água através da presença de

vegetação ciliar. Erosões provocadas por atividades antrópicas onde os cursos d'água são afetados pelo acúmulo de sedimentos resultam no excesso de material sobre o seu leito. O parâmetro “alterações antrópicas” mede o efeito sobre o ambiente através da deposição irregular de resíduos e ocupação urbana. O parâmetro “cobertura vegetal do leito” foi avaliado através da presença de mata ciliar nativa no ambiente estudado. O parâmetro “tipo de fundo” é representado por troncos, rochas e outras formas estáveis de habitat ao longo do rio. Um rio com habitats diversificados é fundamental para a manutenção dos organismos aquáticos, entretanto, quando os substratos são frequentemente modificados a possibilidade de habitats saudáveis reduz (CALLISTO et al., 2002).

Com relação às “alterações no canal do rio” podem ser notadas pelas construções de diques, barragens, ou outras formas de estabilização artificial das margens. A retificação de rios, as canalizações ou impermeabilizações causadas pelas obras de engenharia causam a redução da área de drenagem o que provoca a redução na densidade e diversidade de espécies aquáticas. A baixa sinuosidade ao longo do rio em planícies litorâneas (loais com pequenas diferenças de altitude e baixos potenciais hídricos) indica uma baixa qualidade ambiental, um alto grau de sinuosidade fornece habitats e fauna variada, além de ajudar na dissipação da energia promovida pelo impacto da movimentação da água. A absorção de energia pelas curvas protege o fluxo de erosões e inundações, e ainda, fornece refúgio para invertebrados e peixes bentônicos durante eventos de tempestade. Os demais parâmetros amplamente observados são o “tipo de solo”, “estágio de sucessão” e o “bioma” que dizem respeito à classificação atual da vegetação do ambiente. As matas ciliares são componentes fundamentais para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos. A vegetação também funciona como uma espécie de filtro, minimizando o acúmulo de resíduos de origem antrópica no leito dos rios, influencia ainda, no processo de infiltração durante as chuvas, ou seja, a conservação da vegetação ajuda na absorção da chuva enquanto uma vegetação degradada possui baixo potencial de absorção, o que condiciona aumento do escoamento superficial provocando erosões e também, o aumento da carga de sedimentos no rio (BARRELLA, 2000; BARBOUR et al., 1999; CALLISTO et al., 2002; MINATTI-FERREIRA E BEAUMORD, 2006; RODRIGUES et al., 2010; TUNDISI E TUNDISI, 2010). Todos os parâmetros observados e aplicados na análise do protocolo são fundamentais para a compreensão da área de estudo, possibilitando a interação da

análise da qualidade da água e do ecossistema que a envolve.

Bechter et al. (2018) testaram uma metodologia de forma homogênea para avaliar e monitorar o estado de grandes rios em toda a Europa, com base em dados georeferenciados. A principal questão foi analisar quais os parâmetros que melhor explicam as diferenças entre os rios impactados e comparar a classificação geomorfológica existente baseada em dados de campo. O conceito de avaliação é aplicado aos três rios de estudo de caso: os rios altamente impactados e canalizados, Elbe (IKSE, 2015; RASKA et al., 2017) e Danúbio (Hohensinner et al., 2014), bem como os menos impactados rio Loire, na França (LASNE et al., 2007). Essa avaliação caracterizou a morfologia de grandes rios abordando também as condições de campo além das condições geomorfológicas do canal disponibilizados gratuitamente através do sistema de georeferenciamento. No entanto, devido à falta de conhecimento detalhado dos habitats naturais, nas avaliações apresentadas, os autores ainda consideram necessário um maior refinamento na pesquisa com respectiva obtenção de dados de outras bacias hidrográficas na Europa (HOHENSINNER, 2011; NEWSON E LARGE, 2006).

Os PARs podem ser uma excelente ferramenta para avaliação e coleta de dados para a metodologia desenvolvida por Betchter et al. (2018). A exemplo da Austrália, onde o programa criado pelo governo e denominado Australian River Assessment System, utiliza protocolos de avaliação rápida no monitoramento da qualidade ambiental dos rios do país, de forma análoga, o Rapid Bioassessment Protocols -RBPs e o River Habitat Survey-RHS (Parsons et al., 2002), respectivamente, das agências ambientais dos Estados Unidos e do Reino Unido, adotam uma avaliação visual rápida e qualitativa para caracterizar a qualidade física global do hábitat (Barbour et al., 1999). Esses protocolos podem ser considerados análogos aos termômetros utilizados na avaliação da saúde humana, em que valores de temperatura obtidos pelos equipamentos são comparados com o que se considera “normal”. As pontuações atribuídas a cada um dos parâmetros avaliados indicam o estado de “saúde” do sistema. Vários estudos foram realizados em todo o mundo a fim de avaliar fatores externos aos rios que atuam como protetores contra a água de escoamento que transporta sedimentos e contaminantes, com foco principal em florestas ribeirinhas (NIGEL et al., 2014; SWEENEY E NEWBOLD, 2014; HANSEN et al., 2015). A degradação da água doce pode colocar em risco a diversidade de peixes espécies, facilitando o aparecimento de espécies invasoras

(OYUGI et al., 2014).

No contexto brasileiro, o PAR tem sido utilizado para o diagnóstico e monitoramento de áreas naturais suscetíveis às pressões antrópicas. Krupec (2010) utilizou um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats como ferramenta para comparar duas bacias de drenagem localizadas na região sul do Brasil, Estado do Paraná no município de Guarapuava, a bacia hidrográfica do rio Cascavel e a bacia hidrográfica do rio das Pedras, que se encontram relativamente próximas e estão sob diferentes intensidades de influências antrópicas. Os resultados avaliados na bacia hidrográfica do rio Cascavel apontaram que 55% são representados por segmentos considerados como sendo alterados e 45% como impactados. Para a bacia do rio das Pedras, os resultados apontaram que 5% foram considerados como alterados, 30% como impactados e 65% como apresentando condições naturais. Considerando todos os parâmetros avaliados, os segmentos de rios e riachos da bacia do rio das Pedras apresentaram uma pontuação maior que os segmentos da bacia do rio Cascavel. Destacaram-se as características relacionadas com a atividade antrópica, como por exemplo, a presença de mata ciliar nativa, erosão, presença de lixo e resíduos nos corpos d'água, além de alterações no curso normal do rio, assim como a diminuição de diversidade de habitats. No presente estudo, observou-se uma diferença considerável dos biótopos avaliados de Praia Grande em relação àqueles estudados na região sul do Brasil por Krupec (2010). A bacia hidrográfica do rio das Pedras na região interior do sudeste do Brasil apresentou a maior parte dos trechos (65%) em condições naturais, apesar de uma parcela de ambientes ter apresentado condições impactadas (30%) ou até mesmo alteradas (5%). Esta condição pode ser decorrente da distribuição espacial heterogênea das áreas que se encontram em bom estado de preservação. Em relação ao rio Cascavel houve uma maior similaridade com os resultados dos parâmetros comparados em Praia Grande, devido os trechos encontrarem-se no perímetro urbano do município e conseqüentemente as condições dos rios e riachos serem amplamente mais precárias. Dentro de uma mesma bacia hidrográfica, podem ser encontrados trechos de rios e riachos com uma cobertura vegetal abrangendo toda sua extensão, sem qualquer sinal de influência antrópica ou erosão nas suas margens e trechos em estados degradados. Neste sentido, estudos mais pormenorizados devem ser desenvolvidos, procurando-se detectar as regiões mais debilitadas, com a finalidade de se desenvolverem planos de manejo integrados que

visem à recuperação desses ambientes e a manutenção daqueles segmentos que ainda se encontram em boas condições ambientais. Os impactos negativos originados das atividades humanas estão a princípio, relacionados aos danos potenciais ao meio ambiente. Os ecossistemas naturais, muitas vezes, não comportam essas atividades e não suportam o excessivo número de habitantes. A utilização do método PAR contribuiu para facilitar e orientar a coleta das análises de campo, integrando as informações referentes aos indicadores de impactos ambientais, qualidade da água e as sugestões quanto à conservação dos recursos naturais (COSTA et al., 2018).

## **5. CONCLUSÃO**

Os resultados confirmaram que o uso da ferramenta PAR é um excelente instrumento para avaliar os impactos ambientais em paisagens urbanas, uma vez que os trechos das vegetações de floresta ombrófila densa com maior distância do perímetro urbano do município de Praia Grande tiveram alterações menos representativas no biótopo avaliado, diferente das vegetações de restinga e manguezal, onde as condições dos habitats são amplamente mais precárias devido às ações antrópicas. Entretanto, a influência dos processos de urbanização, ou o progresso urbano e do homem não devem ser usados como pretexto para a degradação ambiental desenfreada desses ecossistemas.

O uso indiscriminado dos recursos naturais pelo homem, com consequente alteração da paisagem, dos processos ecológicos e do regime fluvial, altera a disponibilidade de habitat e composição trófica no ambiente aquático. Na medida em que métodos de avaliação capazes de perceber pequenas mudanças são utilizados, a conservação e o gerenciamento dos recursos hídricos tornam-se mais fáceis e mais eficientes em longo prazo. A verificação antecipada precoce de mudanças em potencial possibilita impedir a expansão destas a todo ecossistema, permitindo que medidas mitigadoras sejam desenvolvidas. Após a avaliação ambiental realizada nos trechos selecionados, foi possível verificar que o PAR foi uma ferramenta útil na avaliação rápida dos trechos dos biótopos investigados, uma vez que foi capaz de detectar as perturbações causadas ao ambiente, bem como diferenciar, através das categorias estabelecidas, condições ambientais minimamente perturbadas de condições severamente afetadas pelas atividades humanas.

## **Avaliação rápida de diversidade para biótopos ribeirinhos de mata atlântica em planície litorânea no sudeste do Brasil**

Marcelo Américo de Santana\*<sup>1</sup>, Ursulla Pereira Souza<sup>1</sup>, Fábio Giordano<sup>1</sup>, Walter Barrella<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos – ECOMAR - Universidade Santa Cecília -Rua Cesário Mota, 08, Boqueirão - Santos, SP, Brasil.

\* autor correspondente: e-mail: [americomcarcelo@gmail.com](mailto:americomcarcelo@gmail.com); Fone: 55 13 3495-1139.

<https://orcid.org/0000-0002-2429-6382>

**Resumo:** Apesar da intensa urbanização, a região litorânea do sudeste brasileiro abriga ecossistemas naturais de mata atlântica, como florestas das encostas da Serra do mar, os manguezais e a vegetação da planície litorânea. Estes sistemas naturais apresentam elevados níveis de fragilidade, por serem fortemente pressionados pela ação antrópica. Pressão urbana em ambientes naturais gera desequilíbrio ecológico e por consequente impactos e alterações ambientais em suas bacias hidrográficas afetando diretamente os recursos hídricos. Este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações ambientais sobre biótopos ribeirinhos de mata atlântica em ambientes urbanizados e costeiros, em Praia Grande-SP (município da região Litorânea do Sudeste do Brasil). Através de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foram comparados ambientes urbanizados e naturais, em três fisionomias de vegetação de mata atlântica (floresta ombrófila densa, restinga e manguezais). Os trechos em floresta ombrófila apresentaram os melhores resultados devidos aos seus altos índices de preservação. As áreas de manguezal apresentaram as pontuações mais baixas decorrentes da intensa ocupação urbana. Os ambientes de restinga apresentaram pontuações intermediárias, com ausência de alterações antrópicas nas suas áreas naturais. Porém, considerando as interferências antrópicas já consolidadas nas áreas urbanizadas, os ambientes naturais das restingas estão sujeitos à iminente degradação. Os resultados da pesquisa confirmaram que o uso da ferramenta PAR é um instrumento que mostrou-se válido e eficiente para avaliar os impactos ambientais em paisagens urbanas. Os trechos das vegetações de floresta ombrófila densa, devido a maior distância do perímetro urbano tiveram melhores avaliações, diferente das vegetações de restinga e manguezal que por se encontrarem mais próximas do eixo urbano apresentaram condições mais precárias em seus habitats.

**Palavras-chave:** protocolo de avaliação rápida, ecossistemas urbanos, mata atlântica, alterações ambientais, ações antrópicas.

## **Rapid diversity assessment for Atlantic forest river biotopes on coastal the plains of southeastern Brazil**

**Abstract:** Despite intense urbanization, the coastal region of southeastern Brazil is home to natural ecosystems of the Atlantic forest, such as the forests on the slopes of the Serra do Mar, mangroves and vegetation on the coastal plains. These natural systems present elevated levels of fragility because they are strongly influenced by anthropic actions. Urban pressure on natural environments generates ecological imbalance and, consequently, environmental changes in its watersheds, which directly affects water resources. The objective of this work was to evaluate the environmental changes on Atlantic riverbank biotopes in urbanized and coastal environments, in Praia Grande-SP (municipality of the coastal region of southeastern Brazil). Urbanized and natural environments in three physiognomies of Atlantic forest vegetation (dense ombrophilous forest, restinga and mangrove) were compared using a Rapid Assessment Protocol (RAP). The sections in ombrophilous forest presented the best results due to their high preservation rates. The mangrove areas presented the lowest scores due to intense urban occupation. The restinga environments presented intermediate scores, with absence of anthropic alterations in their natural areas. However, considering the already

consolidated anthropic interferences in the urbanized areas, the natural environments of the restingas are subject to the imminent degradation. The results of the research confirmed the use of the RAP tool as a valid and efficient instrument to evaluate the environmental impacts on urban landscapes. The vegetation stretches of dense ombrophilous forest, due to the greater distance from the urban perimeter, had better evaluations, different from the vegetation of the restingas and mangroves that, because they were closer to the urban axis, presented more precarious conditions in their habitats.

**Keywords:** rapid assessment protocol, urban ecosystems, Atlantic forest, environmental changes, anthropic actions.

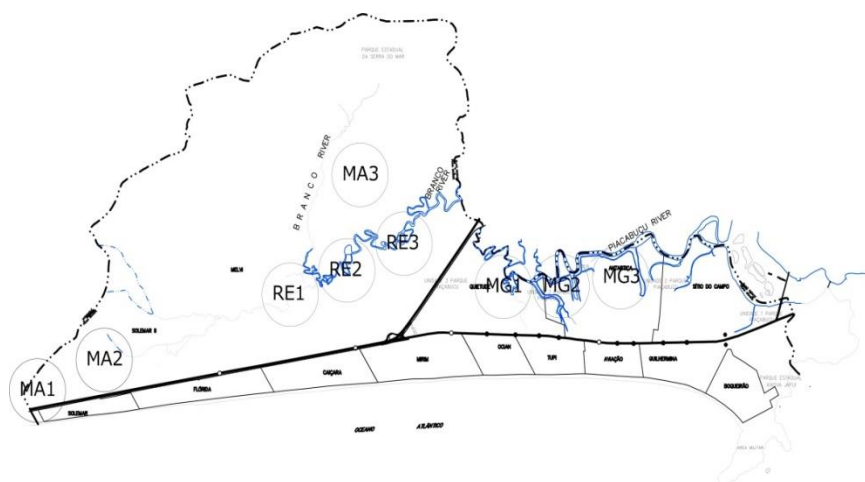
## **Introdução**

As áreas urbanas têm um impacto substancial no ambiente local, circundante e regional. Pesquisas da última década colocaram ênfase particular na transformação das periferias urbanas ou metropolitanas, porque são nestes espaços que as mudanças dinâmicas estão acontecendo. Por exemplo, algumas áreas mostram uma peri-urbanização altamente uniforme com desenvolvimentos compactos e extensivos, outras zonas contêm pequenas manchas urbanas com espaços abertos entre elas e outras constituem linhas de desenvolvimento tipo corredores como estradas ou rios [1].

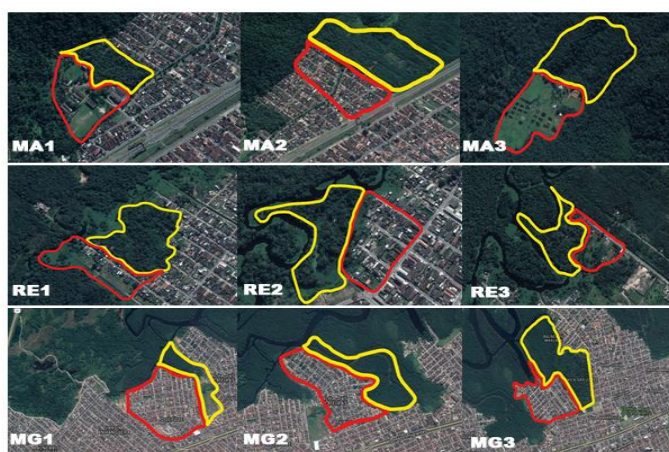
Esta pressão urbana em ambientes naturais gera desequilíbrio ecológico e por consequente impactos e alterações ambientais em suas bacias hidrográficas afetando diretamente os recursos hídricos. Dentre as ferramentas de apoio à análise ambiental utilizadas em campo, podemos citar a aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), que se baseia em questões desenvolvidas com o objetivo de auxiliar no monitoramento ambiental dos sistemas hídricos, de modo que sejam diagnosticadas informações qualitativas do meio, de maneira simples e de fácil aplicação [2]. O objetivo deste trabalho é avaliar as alterações ambientais sobre biótopos ribeirinhos com vegetações de mata atlântica em planície litorânea da região sudeste do Brasil, através de um Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), comparando ambientes urbanizados e naturais, com três fisionomias de vegetação de mata atlântica (floresta ombrófila densa, restinga e manguezais).

## **Materiais e métodos**

O município de Praia Grande localiza-se no litoral centro-sul do Estado de São Paulo (Figura 1 A), entre as coordenadas geográficas 24°00'17''S e 24°05'00''S e 46°24'45''W e 46°35'31''W. A Oeste limita-se com o município de Mongaguá, ao Norte e ao Leste com o município de São Vicente e ao Sul com o oceano Atlântico.



**Fig 1 A** Localização do município de Praia Grande no sudeste brasileiro, Estado de São Paulo e demarcação dos 9 pontos de mata atlântica avaliados.



**Fig 1 B** Biótopos comparados através de contato urbano-ambiental (MA1, MA2, MA3-Floresta ombrófila densa; RE1, RE2, RE3- Restinga; MG1, MG2, MG3 - Manguezal; trechos naturais-amarelo; trechos urbanos-vermelho).

### **Análise comparativa de áreas naturais e com ocupação urbana utilizando protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats**

Foram selecionados nove pontos em vegetações de diferentes níveis de preservação (Fig.1 B), sendo três pontos em trechos de floresta ombrófila densa (MA) nos ambientes MA1 ( $24^{\circ}4'40.92''\text{S}-46^{\circ}35'53.68''\text{O}$ ), MA2 ( $24^{\circ}4'31.06''\text{S}-46^{\circ}35'24.62''\text{O}$ ) e MA3 ( $23^{\circ}59'21.57''\text{S}-46^{\circ}32'31.42''\text{O}$ ); três pontos em trechos de restinga (RE), nos ambientes RE1 ( $24^{\circ}2'0.53''\text{S}-46^{\circ}32'28.19''\text{O}$ ), RE2 ( $24^{\circ}1'37.95''\text{S}-46^{\circ}31'59.32''\text{O}$ ) e RE3 ( $24^{\circ}1'37.95''\text{S}-46^{\circ}31'59.32''\text{O}$ ); três pontos em trechos de manguezal (MG), nos ambientes MG1 ( $24^{\circ}0'43.71''\text{S}-46^{\circ}28'32.73''\text{O}$ ), MG2 ( $24^{\circ}0'50.84''\text{S}-46^{\circ}28'0.73''\text{O}$ ) e MG3 ( $24^{\circ}0'18.65''\text{S}-46^{\circ}27'23.50''\text{O}$ ). A proposta utilizada baseou-se na quantificação de 17 parâmetros avaliando as ações antrópicas nos biótopos [3] e as características da água e do entorno de

ecossistemas aquáticos. Foram definidos três níveis de preservação: 0 a 27 pontos indicam trechos impactados, 28 a 40 pontos trechos alterados e superiores a 40 pontos, trechos naturais.

## Resultados e Discussão

As avaliações de vegetação de floresta ombrófila densa-MA apresentaram pontuações que variaram entre 20 e 64 pontos (Tabela 1). Destes, 50% são representados por segmentos naturais, 33,5% como alterados e 16,5% impactados.

**Tabela 1** Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats, modificado do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA e Hannaford *et al.*(1997): 4 pontos = situação natural; 2 pontos = situação alterada; 0 ponto = situação severamente alterada; MA-floresta ombrófila densa, MAN-floresta ombrófila natural, MAO-floresta ombrófila ocupada; RE-restinga, REN-restinga natural, REO- restinga ocupada ; MG-manguezal, MGN-manguezal natural, MGO-manguezal ocupado.

| Parâmetros                        | MA1N | MA1O | MA2N | MA2O | MA3N | MA3O | RE1N | RE1O | RE2N | RE2O | RE3N | RE3O | MG1N | MG1O | MG2N | MG2O | MG3N | MG3O |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1-Tipo de Ocupação das margens    | 4    | 2    | 4    | 0    | 4    | 4    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    |
| 2-Erosão próxima e/ou nas margens | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| 3-Alterações antrópicas           | 4    | 2    | 2    | 2    | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    |
| 4-Cobertura vegetal no leito      | 2    | 2    | 2    | 2    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 2    | 2    | 0    |
| 5-Odor da água                    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| 6-Oleosidade da água              | 4    | 2    | 2    | 0    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 7-Transparência da água           | 4    | 4    | 2    | 2    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 8-Odor de sedimento               | 4    | 4    | 2    | 2    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 9- Oleosidade de fundo            | 4    | 4    | 2    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| 10-Tipo de Fundo                  | 4    | 2    | 2    | 2    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| 11-Distúrbio do Habitat           | 4    | 2    | 2    | 0    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 12-Tipo de Solo                   | 4    | 0    | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    | 4    | 0    |
| 13-Cobertura Vegetal              | 4    | 4    | 2    | 0    | 4    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 14-Fauna                          | 2    | 0    | 0    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| 15-Espécies raras ameaçadas       | 4    | 0    | 0    | 0    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| 16-Estágio de sucessão            | 4    | 2    | 2    | 0    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
| 17-Bioma                          | 4    | 2    | 2    | 0    | 4    | 0    | 4    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    | 2    | 0    |
|                                   | 64   | 38   | 38   | 20   | 64   | 44   | 46   | 28   | 40   | 24   | 44   | 26   | 32   | 8    | 34   | 10   | 32   | 8    |

Os ambientes de floresta ombrófila densa MA1N e MA3N apresentaram resultados parecidos em suas avaliações, tendo em ambos os segmentos sem ocupação urbana uma pontuação de 64 pontos, considerados trechos naturais contra 38 e 44 pontos respectivamente nos segmentos ocupados (MA1O, MA3O). As avaliações de vegetação de restinga (RE) apresentaram pontuações que variaram entre 26 e 46 pontos (Tabela 1), destes

33,33% são representados por segmentos como sendo naturais, 33,33% como alterados e 33,33% naturais. As avaliações de vegetação de manguezal (MG) apresentaram pontuações que variaram entre 8 e 34 pontos (Tabela 1), destes 50% são representados por segmentos como sendo impactados e 50% alterados. As análises evidenciaram que as vegetações de floresta ombrófila densa (MA1, MA2, MA3) apresentaram maiores pontuações devido o alto índice de preservação em seus trechos, seguido das vegetações de restinga (RE1, RE2, RE3), principalmente pela ausência de alterações antrópicas nas áreas naturais, e com as pontuações mais baixas as vegetações de manguezal (MG1, MG2, MG3) com uma intensa pressão urbana sobre a área natural.

Os parâmetros avaliados apresentaram pontuação mais elevada nos trechos de floresta ombrófila densa. De modo contrário, características que apresentam relação com a fauna, espécies raras ameaçadas, bioma estágio de sucessão e cobertura vegetal principalmente nas vegetações de restinga e manguezais contribuíram para as baixas pontuações desses parâmetros. Para os biótopos avaliados, os resultados variaram de 8 a 64 pontos. Destes 33,5% são representados por segmentos impactados, 39% alterados e 27,5% por segmentos considerados naturais, sendo que os parâmetros revelaram uma clara distinção entre os trechos de floresta ombrófila densa e manguezais.

No presente estudo, observou-se uma diferença considerável dos biótopos avaliados de Praia Grande em relação àqueles estudados na região sul do Brasil por Krupec [4]. Os ecossistemas naturais, muitas vezes, não comportam essas atividades e não suportam o excessivo número de habitantes. A utilização do método PAR contribuiu para facilitar e orientar a coleta das análises de campo, integrando as informações referentes aos indicadores de impactos ambientais, qualidade da água e as sugestões quanto à conservação dos recursos naturais [5].

## **Conclusão**

Os resultados confirmaram que o uso da ferramenta PAR é um excelente instrumento para avaliar os impactos ambientais em paisagens urbanas, uma vez que os trechos das vegetações de floresta ombrófila densa com maior distância do perímetro urbano do município de Praia Grande tiveram alterações menos representativas no biótopo avaliado, diferente das vegetações de restinga e manguezal, onde as condições dos habitats são amplamente mais precárias devido às ações antrópicas. Entretanto, a influência dos processos de urbanização, ou o progresso urbano e do homem não devem ser usados como pretexto para a degradação ambiental desenfreada desses ecossistemas.

## Referências

- 1-Kremer P, Andersson E, McPhearson T, Elmqvist T (2015) Advancing the frontier of urban ecosystem services research. *Ecosyst Serv* 12:149–151
- 2-Bersot MR de OB, Menezes J M, Andrade SF (2015). Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) na bacia hidrográfica do Rio Imbé – RJ. *Ambiência*. 2015;11(2):277–294.
- 3-Hannaford MJ, Barbour MT, Resh VH (1997) Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 16, n. 4, p. 853-860.
- 4-Krupiec R (2010) Variação Sazonal das variáveis físicas e químicas em riachos de duas bacias da região centro-sul do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Ambiência Guarapuava (PR)* v. 6 n. p.147 - 158 ISSN 1808 – 0251.
- 5-Costa DAT, Guizardi ACF, Sardinha DF Mincato RL (2018) Environmental quality of an urban sub-basin: A study case of Alfenas - MG *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM* ISSN impressa: 0100-8307 ISSN on-line: 2179-460X.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFONSO, C.M. (2006) A paisagem da Baixada Santista: Urbanização, transformação e conservação, São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP, 2006. Aguilar, A. G. (2008) Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities*, 25(3), 133–145

BARBOUR, M.T.; GERRISTSEN J., SNYDER, B.D., STRIBLING J.B (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2. ed. Washington: EPA 841-B-99-002, 339p.

BARRELLA W., PETRERE Júnior M., SMITH W.S., MONTAG L.F.A. (2000) As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo, p.187-207.

BECHTER, T., BAUMANN K., BIRK S., BOLIK F., GRAF W., PLETERBBAUER F., (2018) LaRiMo A simple and efficient GIS-based approach for large-scale morphological assessment of large European rivers. *Science of the Total Environment* 628–629 1191–1199

BERSOT M.R. de O.B., MENEZES J.M., ANDRADE S.F. (2015). Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) na bacia hidrográfica do Rio Imbé – RJ. *Ambiência*; 11(2): 277–294.

BIZZO, M.R.O.; MENEZES, J, ANDRADE, S.F (2014) Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR). *Caderno de Estudos Geoambientais - CADEGEO*. v.04, n.01, p.05-13.

BROWN L.R., CUFFNEY, T.F, COLES J.F., FITZPATRICK F., MCMAHON G., STEUER J, BELL, AH, MAY J.T (2009) Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society* 28:1051–1069.

CALLISTO M., FERREIRA, W., MORENO P., GOULART, M.D.C., PETRUCIO, M. (2002) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CORGOSINHO, PHC, CALIXTO, L.S.F., FERNANDES, PL, GAGLIARDI, L.M., BALSAMÃO, V.L.P. (2004) Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância dos bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. São Paulo: *Arq. Inst. Biol.*, v. 71, p. 227-23.

COSTA, D.A.T., GUIÇARDI, A.C.F., SARDINHA, D.F, MINCATO R.L. (2018) Environmental quality of an urban sub-basin: A study case of Alfenas - MG *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM* ISSN impressa: 0100-8307 ISSN on-line: 2179-460X.

DA SILVA, A.R.I., OLIVEIRA C.O., ABREU, T.K.A., JULIÃO, F.C., TREVILATO, T.M. B., SEGURA-MUNOZ, S.I. (2013). Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 61–1151.

HANNAFORD, M.J., RESH V.H. (1995) Variability in macroinvertebrate rapid bioassessment surveys and habitat assessments in a northern California stream. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 14(3):430-439.

HANNAFORD, M.J., BARBOUR, M.T, RESH, V.H. (1997) Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v. 16, n. 4, p. 853-860.

HANSEN, B.D., REICH, P., CAVAGNARO, R.T.R., LAKE, P.S. (2015) Challenges in applying scientific evidence to width recommendations for riparian management in agricultural Australia. *Ecological Management & Restoration*, 16, 50–57.

HOHENSINNER, S., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHMUTZ S. (2011) Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812–2006. *River Res. Appl.* 27, 939–955.

HOHENSINNER, S., JUNGWIRTH, M., MUHAR, S., SCHIMUTZ, S. (2014) Importance of multi-dimensional morphodynamics for habitat evolution: Danube River 1715–2006. *Geomorphology* 215, 3–19.

IKSE (2015) Internationalen Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe" (Teil A) für den Zeitraum 2016–2021. 2017. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).

KINDU M., SCHNEIDER, T., TEKETAY, D., KNOKE, T. (2013). Land use/land cover change analysis using object-based classification approach in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. *Remote Sensing*, 5(5), 2411–2435.

KREMER, P., ANDERSSON, E., MCPHEARSON, T., ELMQVIST, T. (2015) Advancing the frontier of urban ecosystem services research. *Ecosyst Serv* 12:149–151.

KRUPEC, R. (2010) Variação Sazonal das variáveis físicas e químicas em riachos de duas bacias da região centro-sul do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Ambiência Guarapuava (PR)* v. 6 n. p.147 - 158 ISSN 1808 – 0251.

LASNE E., BERGEROT, B., LEK, S., LAFFAILLE, P. (2007) Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Res. Appl.* 23, 877–890.

LORZ, C.G., ABBT-BRAUN F., BAKKER, P., BORGES, H., BORNICK, L., FORTES F.H. (2012). Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. *Environmental Earth Sciences*, 65, 1575–1586.

MAS, J.F, VELÁZQUEZ, A., DÍAZ-GALLEGOS J.R., MAYORGA-SAUCEDO, R., ALCÁNTARA, C., BOCCO, G., PÉREZ-VEGA, A. (2004) Assessing land use/cover changes: a nationwide multidecade spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.*, 5, 249–261.

METCALFE, J.L.(1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1), 101–139.

MINATTI-FERREIRA, D.D., BEAUMORD, A.C. (2008) Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Health and Environmental Journal*, 7:39-47, 2006.

MOLOZZI, J., FEIO, M. J., SALAS, F., MARQUES, J.C., CALLISTO, M. (2012) Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 23, 155–165.

MOLOZZI, J., SALAS, F., CALLISTO, M E Marques J.C. (2013) Thermodynamic oriented ecological indicators: application of eco-exergy and specific eco-exergy in capturing environmental changes between disturbed and non disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 24, 543–551.

NEWSON, M.D., LARGE, A.R.G. (2006) ‘Natural’ rivers, ‘hydromorphological quality’ and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surf. Process. Landf.* 31, 1606–1624.

NIGEL, R., CHOKMANI, K., NOVOA, J., ROUSSEAU, A.N., ALEM, A.E. (2014). An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in an agricultural riverine area of the La Chevrotière River watershed, Québec, Canada, using remote sensing and GIS techniques. *Canadian Water Resources Journal*, 39, 285–301.

OLIVEIRA, S.V., CORTES, R.M.V. (2006). Environmental indicators of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal. *Limnetica*, 25(1), 479–498.

OLIVEIRA, J.B. (1999) Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. In: Boletim Científico, n.45, Instituto Agrônomo de Campinas, 112 p.

OYUGI, D.O., MAVUTI, K.M., ALOO, P.A., OJUOK, J.E., BRITTON, J.R. (2014). Fish habitat suitability and community structure in the equatorial Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia*, 727, 51–63.

PARSONS, M., THOMS, M, NORRIS, R. (2002) Australian river assessment system: AusRivAS physical assessment protocol. Monitoring river health initiative technical report number 22. Canberra: Commonwealth of Australia and University of Canberra.

RASKA, P., DOLEJS, M., HOFMANOVÁ, M. (2017) Effects of damming on long-term development of Fluvial Islands, Elbe River (N Czechia). *River Res. Appl.* 33, 471–482.

RODRIGUES, A.S.L., CASTRO, P.T.A., MALAFAIA, G. (2010) Utilização dos Protocolos de Avaliação Rápida de Rios como Instrumentos Complementares na Gestão de Bacias Hidrográficas Envolvendo Aspectos da Geomorfologia Fluvial: Uma Breve Discussão. *Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer*, Goiânia, v.6, n.11, p. 1-9.

SIMON, D., MCGREGOR, D. and Thompson D (2006) Contemporary perspectives on the peri-urban zone of cities in developing areas. In *The Peri-urban Interface*, D McGregor, D Simon and D Thompson (eds.), pp. 3–17. Earthscan, London.

SOUZA T. E CUNHA C. (2012) Análise dos atributos físico-ambientais do município de Praia Grande-SP. *Soc. & Nat.*, Uberlândia, ano 24 n. 2, 303-318.

SWEENEY, B.W. and NEWBOLD J.D. (2014) Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* 50, 560–584.

TUCCI, C.E.M. (2008) Urban waters. *Estudos Avançados*, 22, 97– 111.

TUNDISI, J.G E MATSUMARA-TUNDISI, T.(2010) Recursos hídricos no século 21. *Oficina de Textos*, 328 p.

VARGAS, J.R.A., FERREIRA JÚNIOR, P.D. (2012) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. *RBRH*, 17(1):161-168.

VITOUSEK, P.M., D'ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L., REJMANEK, M., WESTBROOKS, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1–16.

**ANEXO**

ANEXO A - Manuscrito submetido à Revista Environmental Monitoring and Assessment - Qualis B2.

## **Rapid Diversity Assessment for Atlantic Forest rivers biotopes on coastal the plains of southeastern Brazil**

Marcelo Américo de Santana\*<sup>1</sup>, Ursulla Pereira Souza<sup>1</sup>, Fábio Giordano<sup>1</sup>, Walter Barrella<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Post Graduate program in Sustainability of Coastal and Marine Ecosystems - ECOMAR  
- Universidade Santa Cecília -Rua Cesário Mota, 08, Boqueirão - Santos, SP, Brasil.

\* corresponding author: email: [americomarclo@gmail.com](mailto:americomarclo@gmail.com); Tel: 55 13 3495-1139.  
<https://orcid.org/0000-0002-2429-6382>

<sup>2</sup> Post Graduate program in Sustainability of Coastal and Marine Ecosystems - ECOMAR  
- Universidade Santa Cecília -Rua Cesário Mota, 08, Boqueirão - Santos, SP, Brasil.  
email: [upsouza@unisanta.br](mailto:upsouza@unisanta.br); Tel: 55 13 3202-7100.

<sup>3</sup> Post Graduate program in Sustainability of Coastal and Marine Ecosystems - ECOMAR  
- Universidade Santa Cecília -Rua Cesário Mota, 08, Boqueirão - Santos, SP, Brasil.  
email: [giordano@unisanta.br](mailto:giordano@unisanta.br); Tel: 55 13 98219-0860.  
<https://orcid.org/0000-0002-6384-9867>

<sup>4</sup> Post Graduate program in Sustainability of Coastal and Marine Ecosystems - ECOMAR  
- Universidade Santa Cecília -Rua Cesário Mota, 08, Boqueirão - Santos, SP, Brasil.  
[barrella@unisanta.br](mailto:barrella@unisanta.br); Tel: 55 13 3202-7100.  
<https://orcid.org/0000-0001-9038-7840>

**Acknowledgments:** Thank you to *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES)* for the scholarship; to the Municipality of Praia Grande-SP Brazil (*PEBPG*) for the use of the vessel; to Praia Grande Municipal Guard (*GCM*) officials for the partnership during the field work.

**Abstract:** Despite intense urbanization, the coastal region of southeastern Brazil is home to natural ecosystems of the Atlantic Forest, such as the forests on the slopes, mangroves and vegetation on the coastal plains. These natural systems present elevated levels of fragility due to anthropic actions. Urban pressure on natural environments generates ecological imbalance and environmental changes in its watersheds, which directly affects water resources. The objective of this work was to evaluate the environmental changes on Atlantic riverbank biotopes in urbanized and coastal environments, in Praia Grande-SP (municipality of the coastal region of southeastern Brazil). Urbanized and natural environments in three physiognomies of Atlantic forest vegetation (dense ombrophilous forest, restinga and mangrove) were compared using a Rapid Assessment Protocol (RAP). The sections in ombrophilous forest presented the best results due to their high preservation rates. The mangrove areas presented the lowest scores due to intense urban occupation. The restinga environments presented intermediate scores, with absence of anthropic alterations in their natural areas. However, considering the already consolidated anthropic interferences in the urbanized areas, the natural environments of the restingas are subject to the imminent degradation. The results of the research confirmed the use of the RAP tool as a valid instrument to evaluate the environmental impacts on urban landscapes. The vegetation stretches of dense ombrophilous forest, due to the greater distance from the urban perimeter, had better evaluations, different from the mangrove and restinga vegetation because they were closer to the urban axis, presented more precarious conditions in their habitats.

**Keywords:** Biodiversity. Urban Ecosystems. Land cover and use. Urban Landscape Ecology.

## Introduction

Urban areas have a substantial impact on their local, surrounding and regional environments. Research from the last decade has placed particular emphasis on the transformation of urban or metropolitan peripheries, because it is in these spaces that dynamic changes are taking place. The analysis of large cities shows that metropolitan expansion currently has a different dynamic than in previous decades (Aguilar, 2008). In demographic terms, growth rates in large cities, particularly in Latin America, have slowed in the last two decades. As a result, different types of transition zones between the cities and rural areas can be observed. For example, some areas show a highly uniform peri-urbanization with compact and extensive developments, other areas contain small urban spots with open spaces between them, and others constitute corridor-like development lines such as roads or rivers (Kremer et al. 2015).

The rural-urban gradient can change greatly over short periods of time, depending on the nature of the pressures within the growing metropolis and the migration towards it. As a consequence of this dispersed urbanization occurring on the outskirts of the city, there is a broad rural-urban space with increasingly blurred boundaries between these areas. It is important to consider the rural-urban periphery as an extension of the city, and not as an independent zone, because in reality it is integrated into the city in various forms, not only in terms of ecological issues, but also in terms of the economic and social processes that are present within (Simon et al., 2006). This urban pressure in natural environments generates ecological imbalance and consequently causes environmental changes in its watersheds, directly affecting water resources. Researchers who conducted a study evaluating flow responses to urbanization in 9 US metropolitan cities concluded that urbanization results in

different effects on hydrology, physical habitat, water quality and biota in different metropolitan areas (Brown et al., 2009 ).

Anthropic changes such as building activity and agricultural and industrial development increase soil erosion, alter ecosystem services, cause biodiversity loss and decrease water quality in aquatic ecosystems (Vitousek et al. 1997; Mas et al. 2004 ; Kindu et al. 2013). In this context, studies on the quality of ecosystems have been conducted considering their hydrological, hydrographic and biological characteristics (Metcalf 1989; Oliveira and Cortes 2006; Molozzi et al. 2012; Molozzi et al. 2013). Among the tools to support environmental analysis used in the field is the application of the Rapid Assessment Protocol (RAP), which is developed with the objective of assisting in the environmental monitoring of water systems, so that qualitative information about the environment can be diagnosed simply and easily (Bersot et al. 2015). In addition, the RAPs can be used to characterize the environment, or are sometimes adaptations of existing protocols, such as those of the Environmental Protection Agency (EPA) that assesses the characteristics of land stretches and the level of environmental impacts from anthropic activities in rivers (Vargas and Ferreira, 2012). The RAP developed by Hannaford et al. (1997) evaluates the complexity of the habitat and its conservation level, analyzing characteristics such as water flow, type of substrate for establishing aquatic communities, and analysis of vegetation around the watercourse. In the Brazilian context, RAP has been used for the diagnosis and monitoring of natural areas susceptible to anthropic pressures (Costa et al. 2018).

Despite intense urbanization, the coastal region of southeastern Brazil harbors natural ecosystems of Atlantic forest, such as forested areas, mangroves and restinga vegetation. These natural systems present high levels of fragility because they are strongly pressured by anthropic action (Souza and Cunha, 2012). In light of this scenario, there is a growing need for evaluation and monitoring of environmental changes and their effects on water resources, especially as regards the development of methodologies used as instruments that measure the *health* of the ecosystem.

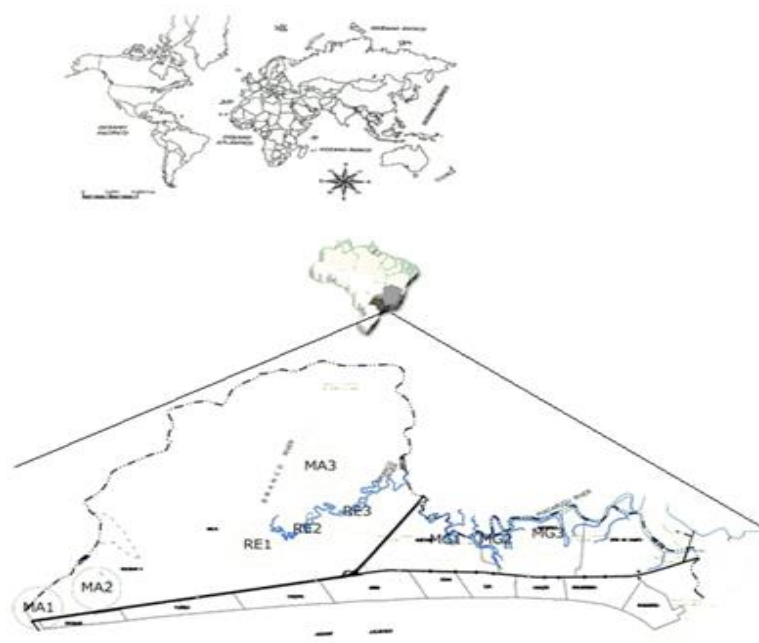
The present work seeks to evaluate the environmental changes on riparian biotopes with Atlantic forest vegetation in the coastal plain of southeastern Brazil, through a Rapid Assessment Protocol (RAP), comparing urbanized and natural environments with three physiognomies of Atlantic forest vegetation (dense ombrophilous forest, restinga and mangroves).

## **Materials and methods**

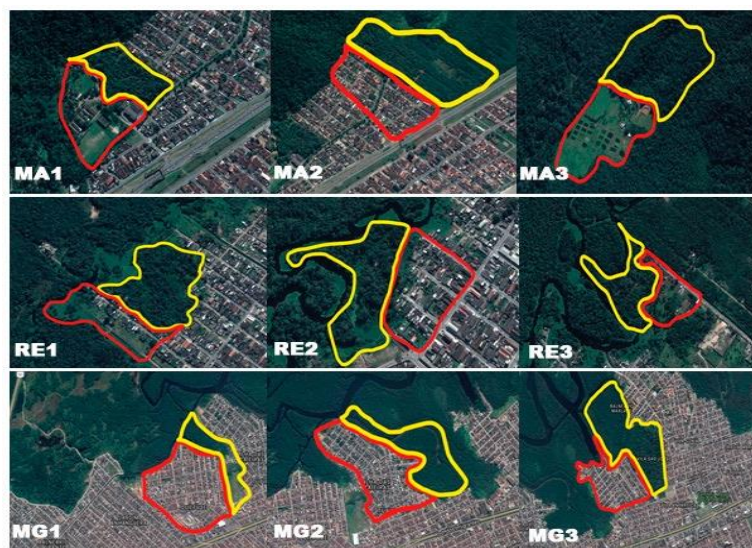
The southeastern region of Brazil is the second smallest region of the country, larger than only the southern region. It totals an area of 924,620.00 km<sup>2</sup>, representing 1/10 of the surface of the country. The

municipality of Praia Grande is located on the south-central coast of the state of São Paulo (Fig. 1A), between the geographical coordinates 24°00'17 "S and 24°05'00"S and 46°24'45"W and 46°35'31"W. To the west it is bordered by the municipality of Mongaguá, to the north and to the east by the municipality of São Vicente and to the south by the Atlantic ocean. According to the climatic classification, the municipality is located in a coastal region of humid climate, controlled by tropical and polar masses. Relative humidity is usually higher than 80% due to high evaporation and the barrier formed by the Serra do Mar. It is located in a part of the Atlantic forest (Table 1), with 66.55% of its area covered including including dense ombrophilous forest (Montana, Submontana and Lowland), mangroves and extensive associated restinga ecosystems (which extend between the urbanized area and the Serra do Mar (Afonso, 2006).

The climatic conditions, together with lithological and pedological aspects, influence the growth of three important and distinct plant formations in the municipality. The Atlantic forest, present on the steep slopes of the Serra do Mar and in the Isolated Massif is preserved by the presence of two conservation units: Serra do Mar State Park (São Paulo, 1977) and the Xixová-Japuí State Park (São Paulo, 1993). The restinga forest extends over the sandy soil of the Quaternary or Coastal Plain, and the mangroves are on the muddy ground of the fluvial-marine plain of the Piaçabuçu river (Souza and Cunha, 2012). The attributes previously described, together with the existence of important environments for the reproduction and preservation of the marine biota, justified the creation of four conservation units in the municipality shown in Table 2.



**Fig 1a** The location of the municipality of Praia Grande in southeastern Brazil, state of São Paulo



**Fig 1b** Demarcation of the 9 points of Atlantic forest evaluated; B Biotopes compared through urban-environmental contact (MA1, MA2, MA3-dense ombrophilous forest, RE1, RE2, RE3- Restinga, MG1, MG2, MG3 - Mangrove, natural stretches - yellow, urban - red stretches).

The types of vegetation present in the study area are influenced by several factors such as soil types, with three main types occurring more frequently: Salic Gleisols, Ferrocamborous Spodosols and Abyssal Cambisols (Oliveira et al. 1999).

The geomorphological conditions of the region prevent the formation of extensive rivers. The river network is composed of small rivers that originate in the Serra do Mar, pass through the Quaternary Plain and flow into the Atlantic Ocean (Afonso, 2006). In the mountainous areas, the strong slope of the terrain creates torrential characteristics in the upper and middle courses of the rivers. When they reach the plains, the rivers slow because of the gentle slope, which causes a process of sediment deposition. The geomorphological and geological characteristics of the region, which influence several physical factors of the study area, such as hydrography, are linked to the origin and evolution of the Serra do Mar and the formation of the Quaternary sedimentary plain (Souza and Cunha, 2012).

Environmental legislation restricts the use of land, with the purpose of preserving the land's natural attributes. In addition, access to the mountainous area is limited by the very existence of the Atlantic forest and by the presence of excessively sloping slopes, with slopes predominating and / or exceeding 30%. Due to its flat relief, with predominant slopes equal to and less than 2% (Souza and Cunha, 2012), and its proximity to the sea, the Quaternary Plain presents more diversified types of land use, with the land chosen for the implantation of the urban area. Lands originally covered by restinga vegetation, from the 1960s, were taken over by constructions.

The first neighborhoods of the municipality were located near the seafront, and between 1972 and 1996, the urbanization consolidated in the oldest districts and extended to the interior of the continent. Between 1996

and 2005, urbanization occupied areas adjacent to those previously urbanized and filled vacancies between the lots (Souza and Cunha, 2012). In addition, the urbanization process proceeded towards the Permanent Preservation Areas (PPAs) of the Branco and Piaçabuçu rivers. The area occupied by mangroves also suffers from the growth of urbanization and in order to protect these environments, the Piaçabuçu Park (Praia Grande, 2006) was created. In addition to the removal of part of the restinga vegetation for the implantation of the urban sector, the occupation of the coastal plain also resulted in the appearance of areas with exposed soil and patches of undergrowth. It is also worth mentioning the existence of old mining areas that altered the original characteristics of the area.

**Table 1** Categories of Atlantic forest vegetation in the municipality of Praia Grande (Source-Forest Institute-Forest Inventory of natural vegetation in the State of São Paulo, 2007).

| <b>Vegetation Categories</b>                                                                        | <b>Hectares</b> |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|
| Dense Montana Ombrophilous Forest (places between 500 and 1000 meters of altitude)                  | 1,139.9         |
| Dense Ombrophilous Forest Submontana (on slopes of mountains between 50 and 500 meters of altitude) | 2,808.4         |
| Dense Ombrophilous Lowland Forest (altitudes less than 50 meters)                                   | 295.7           |
| Arboreal / Shrub-herbaceous Formation of Lodious Marine Areas (mangrove)                            | 681.1           |
| Arboreal / Herbaceous Formation on Recent Marine Sediments (restinga)                               | 3,152.8         |
| Secondary Vegetation of Dense Ombrophilous Forest (altitude forest)                                 | 186.7           |
| Secondary vegetation of the Dense Ombrophilous Forest Submontana                                    | 1,222.9         |
| Secondary Vegetation of the Dense Ombrophilous Forest of the Lowlands                               | 363.4           |
| <b>TOTAL</b>                                                                                        | <b>9,850.8</b>  |

**Table 2** Forest inventory of the natural vegetation of the municipality of Praia Grande (Source-Forest Institute-Forest Inventory of natural vegetation of the State of São Paulo, 2007).

| Conservation Unit         | Year | Creation                                | Organization Responsible                  | Area (ha)                     |
|---------------------------|------|-----------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------|
| Serra do Mar State Park   | 1977 | State Decree n.º 251<br>31/08/1977      | Forest Foundation<br>(Fundação Florestal) | 4,531.61                      |
| Xixová-Japuí State Park   | 1993 | State Decree n.º 37536<br>27/09/1993    | Forest Foundation<br>(Fundação Florestal) | 901,554.00 in<br>Praia Grande |
| Piaçabuçu Municipal Park  | 1996 | Complementary Law n.º 152<br>26/12/1996 | Praia Grande<br>Municipal Government      | 826.85                        |
| APA Marine Coastal Center | 2008 | State Decree n.º 53526<br>08/10/2008    | Forest Foundation<br>(Fundação Florestal) | Carijó Sector<br>270,239.98   |

This vegetative continuum, which is of fundamental importance for the gene flow and maintenance of the ecological balance of the central zone of the Serra Mar State Park, presents sparse occupations constituted by precarious dwellings, rural sites (where cassava and banana are planted for own consumption and for commercialization of small scale) and recreational farms located on the border with the municipality of São Vicente.

This situation requires greater care regarding the control and control of land use, since its expansion presents a serious risk to the environmental functions of the Cushion Zone because of the disturbance of the local ecological balance.

#### **Comparative analysis of natural and urban areas using a rapid assessment of habitat diversity**

Nine places within vegetations with different levels of preservation were selected (Fig. 1B), with three places in dense ombrophilous forest (MA) in MA1 environments (24° 4'40.92 "S - 46° 35'53.68" W) , MA 2 (24° 4.31.06 "S - 46° 35'24.62 ° C) and MA 3 (23° 59'21.57" S - 46° 32'31.42 ° C); three places in stretches of restinga (RE), in RE1 environments (24° 2'0.53 "S - 46° 32'28.19" W), RE2 (24° 1'37.95 "S - 46° 31'59.32" W) and RE3 (24° 1'37.95 "S - 46° 31'59.32" W), three places in mangrove stretches (MG), in MG1 (24° 0'43.71 "S - 46° 28'32.73" W) MG2 (24° 0'50.84 "S - 46° 28'0.73" W) and MG3 (24° 0'18.65 "S - 46° 27'23.50" W), from naturally altered situations, to areas with modifications caused by anthropogenic actions, thus allowing a wide gradient of environmental conditions. These places were defined from field visits and analysis of maps and

satellite images. The criteria used to select the places were based on the environmental conditions, levels of anthropic intervention and use and occupation of the soil by different activities, and the accesses were made by terrestrial and marine means.

The proposal was based on the quantification of 17 parameters (Table 3). The first 4 parameters sought to evaluate the characteristics of the stretches and the environmental impacts resulting from anthropic activities. The parameters from 5 to 17 were adapted from the protocol used by Hannaford et al. (1997), which assesses the characteristics of water and the surrounding aquatic ecosystems. From the attribution of punctuation to each of the parameters based on the observation of habitat conditions, three levels of preservation were defined: 0 to 27 points indicate impacted stretches, 28 to 40 points altered stretches and more than 40 points, natural stretches.

**Table 3** Rapid Assessment Protocol for Habitat Diversity, modified from the protocol proposed by the Ohio Environmental Protection Agency, USA and Hannaford et al. (1997): 4 points = natural situation; 2 points = situation changed; 0 point = situation severely altered.

| Parameters                                                 | 4 points           | 2 points                 | 0 points                                                 |
|------------------------------------------------------------|--------------------|--------------------------|----------------------------------------------------------|
| 1-Type of occupation on banks of body of water             | Natural vegetation | Pasture fields           | Residential, commercial, industrial                      |
| 2-Nearby erosion and/or river banks and silting in its bed | Absent             | Moderate                 | Accentuated                                              |
| 3-Anthropic alterations                                    | Absent             | Domestic source change   | Changes of industrial origin urban (factories, plumbing) |
| 4-Plant cover in bed                                       | Total              | Partial                  | Absent                                                   |
| 5-Odor of water                                            | None               | Sewage                   | Industrial Oil                                           |
| 6-Oil in water                                             | Absent             | Moderate                 | Abundant                                                 |
| 7-Transparency of water                                    | Transparent        | Turbid, strong tea color | Opaque or colored                                        |
| 8-Odor of sediment                                         | None               | Sewage (rotten eggs)     | Industrial Oil                                           |
| 9- Oil on bottom                                           | Absent             | Moderate                 | Abundant                                                 |
| 10-Type of bottom                                          | Stone/concrete     | Mud/sand                 | Cement/canal                                             |
| 11-Disruption of habitat                                   | Intact             | Disturbed                | Degraded                                                 |
| 12-Type of soil                                            | Earth              | Clay                     | Sand                                                     |
| 13-Plant cover                                             | Dense              | Partial                  | Sparse                                                   |
| 14-Fauna                                                   | Large              | Medium                   | Small                                                    |
| 15-Rare endangered species                                 | Threatened         | Rare                     | Absent                                                   |
| 16-Succession stage                                        | Climax             | Subclimax                | Pioneer                                                  |
| 17-Biome                                                   | Lowland            | Forest                   | Field                                                    |
| TOTAL                                                      |                    |                          |                                                          |

## Results

The evaluations of vegetation of dense ombrophilous forest-MA presented scores that varied between 20 and 56 points (Table 4). Of these 50% are represented by segments as natural, 33, 5 % as being altered and 16, 5% impacted.

**Table 4** Habitat Diversity Rapid Assessment Protocol, modified from the protocol proposed by the Ohio Environmental Protection Agency, USA and Hannaford et al. (1997): 4 points = natural situation; 2 points = situation changed; 0 point = severely altered situation; MA-dense ombrophilous forest, MAN-natural ombrophilous forest, occupied ombrophilous MAO-forest; RE-restinga, REN-restinga natural, REO- restinga occupied; MG-mangrove, MGN-natural mangrove, MGO-mangrove occupied.

|                               | MA-1      |           | MA-2      |           | MA-3      |           | RE1       |           | RE2       |           | RE3       |           | MG-1      |          | MG-2      |           | MG-3      |          |
|-------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| Parameters                    | MA1N      | MA1O      | MA2N      | MA2O      | MA3N      | MA3O      | RE1N      | RE1O      | RE2N      | RE2O      | RE3N      | RE3O      | MG1N      | MG1O     | MG2N      | MG2O      | MG3N      | MG3O     |
| 1-Type of occupation on banks | 4         | 2         | 4         | 0         | 4         | 4         | 4         | 0         | 4         | 0         | 4         | 0         | 4         | 0        | 4         | 0         | 4         | 0        |
| 2-Nearby erosions on banks    | 4         | 2         | 4         | 2         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 4         | 2         | 2         | 2        | 2         | 2         | 2         | 2        |
| 3-Anthropic alterations       | 4         | 2         | 2         | 2         | 4         | 2         | 4         | 2         | 4         | 2         | 4         | 2         | 2         | 2        | 4         | 2         | 2         | 2        |
| 4-Plant cover in bed          | 2         | 2         | 2         | 2         | 4         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0        | 2         | 2         | 2         | 0        |
| 5-Odor of water               | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 2         | 2        | 2         | 2         | 2         | 2        |
| 6-Oil in water                | 4         | 2         | 2         | 0         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 7-Transparency of water       | 4         | 4         | 2         | 2         | 4         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 8-Odor of sediment            | 4         | 4         | 2         | 2         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 4         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 9- Oil on bottom              | 4         | 4         | 2         | 2         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0         | 0        | 0         | 0         | 0         | 0        |
| 10-Type of bottom             | 4         | 2         | 2         | 2         | 4         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 4         | 4         | 2         | 2        | 2         | 2         | 2         | 2        |
| 11-Disruption of habitat      | 4         | 2         | 2         | 0         | 4         | 4         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 12-Type of soil               | 4         | 0         | 4         | 2         | 4         | 2         | 4         | 0         | 4         | 0         | 4         | 0         | 4         | 0        | 4         | 0         | 4         | 0        |
| 13-Plant cover                | 4         | 4         | 2         | 0         | 4         | 2         | 2         | 0         | 2         | 0         | 2         | 0         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 14-Fauna                      | 2         | 0         | 0         | 0         | 2         | 0         | 2         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0        | 0         | 0         | 0         | 0        |
| 15-Rare endangered species    | 4         | 0         | 0         | 0         | 2         | 2         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0        | 0         | 0         | 0         | 0        |
| 16-Succession stage           | 4         | 2         | 2         | 0         | 4         | 2         | 2         | 2         | 2         | 0         | 2         | 0         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
| 17-Biome                      | 4         | 2         | 2         | 0         | 4         | 0         | 4         | 2         | 2         | 0         | 2         | 0         | 2         | 0        | 2         | 0         | 2         | 0        |
|                               | <b>64</b> | <b>38</b> | <b>38</b> | <b>20</b> | <b>64</b> | <b>44</b> | <b>46</b> | <b>28</b> | <b>40</b> | <b>24</b> | <b>44</b> | <b>26</b> | <b>32</b> | <b>8</b> | <b>34</b> | <b>10</b> | <b>32</b> | <b>8</b> |

The vegetation areas MA1N and MA3N dense ombrophilous forest environments presented similar results in their evaluations, with a score of 64 points in both segments without urban occupation, where natural stretches against 38 and 34 points respectively in the occupied segments (MA1O, MA3O) were considered. In the MA1N environment the fluvial system is preserved with a predominance of riparian forest, and the anthropic interference in the region focused more on the issue of the influence of garbage and some debris due to the flow of people and the presence of a municipal school in the region, since the property used at one time housed an educational complex that is preserved to the present day. The MA3O environment has fish farming activity in its anthropized section, and the tanks that are located in the highest part of the terrain were excavated taking advantage of the slope of the terrain with construction of dams that allow the containment of sediments in events of high rainfall, avoiding direct discharge into the water bodies, a factor that may have contributed to the positive evaluation of its occupied segment in relation to the MA1O environment. In the MA2O environment, the result of 20 points obtained in its occupied segment, environment considered impacted, had as a main factor the urban pressure resulting from the settlement of small businesses and residences. In the MA2N environment that obtained the score of 38 points, considered altered, it was observed that the watercourse has a partially silted bed, in addition to erosion due to anthropic changes.

Restinga (RE) vegetation evaluations presented scores that varied between 26 and 46 points (Table 4), of these 33,33 % are represented by segments noted as being natural, 33,33% as being altered and 33,33% impacted. The RE1N and RE3N environments presented similar results in their evaluations, pointing out, respectively, 40 and 44 points, considered altered and natural, the RE1O and RE3O presented respective scores of 28 and 26 points, sections considered respectively altered and impacted. These results in the anthropized segments are due to the existence of allotments with single family dwellings in the neighborhoods and commerce in the house itself. As a consequence of the anthropization, the silting of the Branco river is visible despite the dense vegetation of restinga with forest physiognomy in connectivity with the watercourse and with the Serra do Mar State Park (PESM), with characteristics of primary vegetation. In the transition zone of these anthropic environments, isolated individuals of the exotic invasive species *Leucaena leucocephala* (leucena) were found, despite the existence of a bush of the native species *Cecropia pachystachya* (embaúba).

The RE1 environment presented better results in the evaluation, the absence of anthropic alterations in the area without urban occupation contributed to the good evaluation of this environment, despite the natural areas that resist maintenance and balance, but that are susceptible to degradation considering the already

consolidated anthropic interferences in the occupied area such as invasions, misuse of PPAs; some areas with solid urban waste disposal; other activities such as: pig pens, game hunting of native plants (Bromeliads), etc.

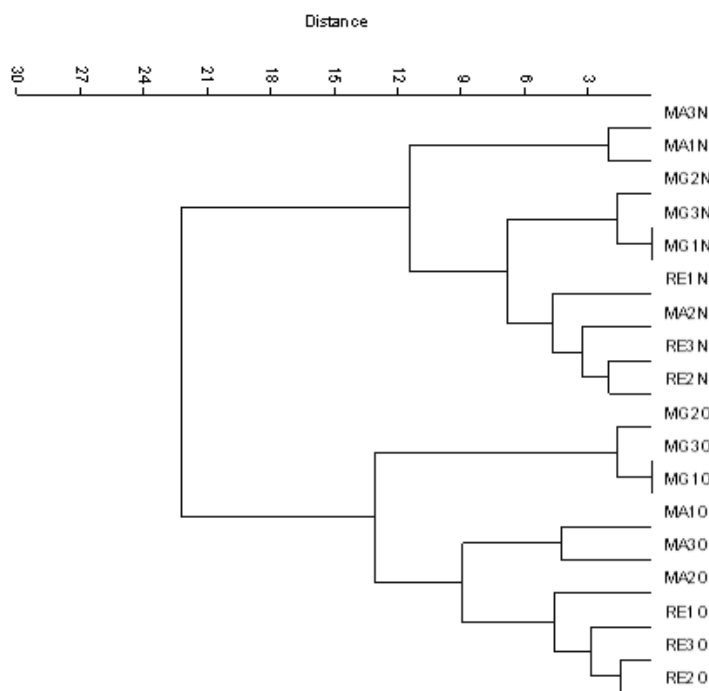
Mangrove vegetation (MG) evaluations presented scores that varied between 8 and 34 points (Table 4). Of these, 50% are represented by segments as impacted and 50% are represented as altered. The MG1N and MG3N environments presented similar results in the segments evaluated with the areas without urban occupation, presenting 32 points, considered altered environments. In the MG2N environment it is not different, despite an evaluation of 34 points, slightly higher than in the MG1N and MG3N environments due to a lower anthropization, where PAR totaled 32 points, this section is also considered altered. The MG1O, MG2O and MG3O environments presented respective scores of 8, 10 and 8, impacted segments. The results demonstrated a negative force in these biotopes, since these occupations are characterized by the suppression of vegetation, mangrove landfill, and irregular disposal of solid household residues and contamination of water resources, with harmful consequences for the protection of this preserved area. As a consequence of these irregularities the Piaçabuçu river is almost completely silted with a visual presence of fecal coliforms and a strong odor of sewage. Mangrove vegetation appears uncharacteristic, inhabited by invasive species, mainly *Hibiscus pernambucensis*, *Achrosticum aureum* and grasses with altered substrate and exposed soil.

### **Comparative assessment of changes in the biotopes**

The analyses indicated that the dense ombrophilous (MA1, MA2, MA3) vegetation presented higher scores due to their high preservation index, followed by restinga vegetation (RE1, RE2, RE3), mainly due to the absence of anthropic alterations in the natural areas, and the mangrove vegetation (MG1, MG2, MG3) with the lower scores because of intense urban pressure on the natural area.

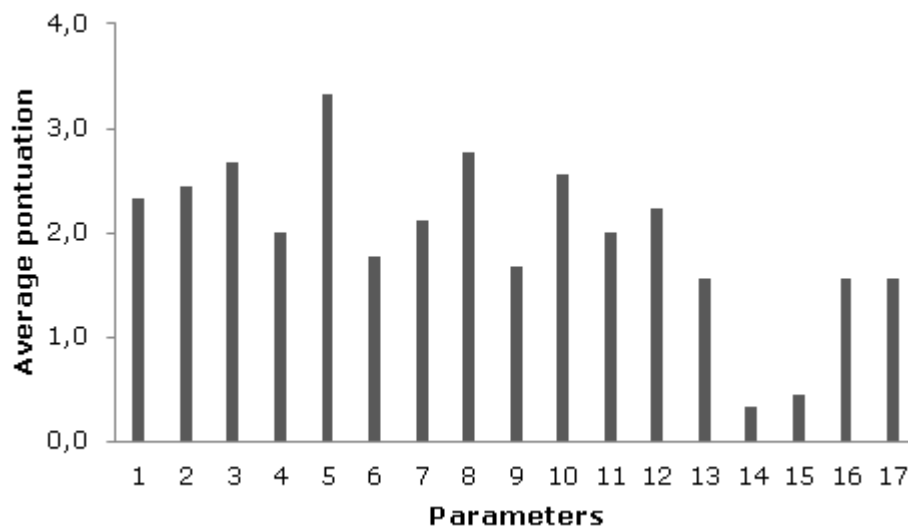
The relation between the biotopes can be visualized in Figure 2, where there is a group with natural environments (MA1N, MA3N, MG2N, MG1N, MG3N, RE1N, MA2N, RE2N, RE3N) and another with occupied environments (MG2O, MG1O, MG3O, MA1O, MA3O, MA2O, RE1O, RE2O, RE3O). When considering all biotopes, the group where the dense ombrophilous forest classes MA1N, MA2N, MA3N and restinga RE1N, RE2N and RE3N were located provided for a higher similarity due to the better score of their natural vegetation. The natural biotopes of mangroves (MG2N, MG1N and MG3N), all considered altered according to their respective scores of 32, 34 and 32, presented similarities due to their evaluations in stretches without urban occupation, vegetation suppression, mangrove landfill, irregular waste disposal domicile and contamination of water resources. It was also observed a subdivision of the natural biotopes of restinga and

dense ombrophilous forest (RE1N, RE3N, MA3O), all considered natural by PAR with respective values of 44, 46 and 44. The RE1N and RE3N sections obtained the highest similarities and scores in the vegetation indices in their evaluations (Fig. 2). In the other group, the major similarities identified were among the mangrove biotopes MG1O, MG3O and MG2O, with respective scores of 8, 10 and 8, due to their low RAP assessments, as both sections were considered impacted and had more assessments low in relation to the other sections. These evaluations are due to the direct anthropic actions impacting these ecosystems, especially due to the marked presence of houses, sewage and litter on the banks and bodies of water. Parallel to this grouping by similarity are the biotopes of dense ombrophylous forest MA1O and MA2N, stretches considered altered in the evaluation, but with the best vegetation indices in this segment, with similar results of 38, possibly resulting from technical follow-up of area professionals the interventions. Closer to this group are RE1O restinga biotopes, which had an evaluation of 28, considered altered, and RE2O and RE3O biotopes with respective scores of 24 and 26, impacted stretches, but which had the best evaluations due to the resistance of this vegetation, but susceptible to degradation.



**Fig. 2** Comparative analysis of biotopes (Ward distance indices), MAN-ombrophilous forest dense natural stretch, MAO-dense ombrophilous forest occupied stretch; REN-restinga natural stretch, REO-restinga busy stretch; MGN-natural stretch mangrove, MGO-mangrove stretch occupied.

The Figure 3 shows the value of the average of the 9 interface points analyzed for the parameters of evaluation of habitat diversity.



**Fig. 3** Average of the parameters points for habitat diversity evaluation of the 9 interface places analyzed (1 - Type of occupation of the water bodies, 2 - Erosion near and / or in the river banks and silting in its bed, 3 - Anthropic alterations, 4- Plant cover in bed, 5 - Water odor, 6 - Oil in water, 7 - Transparency of water, 8 - Odor of sediment, 9 - Oil on bottom, 10 - Habitat disturbance, 11- Disorder of habitat , 12- Soil type, 13- Plant cover, 14- Fauna, 15- Rare endangered species, 16- Succession stage, 17- Biome).

The evaluated parameters presented higher scores in the sections of dense ombrophila forest. Some characteristics were not different, the parameters related to water quality and flow, as well as transparency and plant cover in the beds (Fig. 3 and Table 4). On the contrary, characteristics that are related to the fauna, rare endangered species, biome succession stage and vegetation cover mainly in the vegetation of restinga and mangroves contributed to the low scores of these parameters.

## Discussion

For the evaluated biotopes, the results ranged from 8 to 64 points. Of these, 33,5% are represented by impacted segments, 39% altered and 27,5% by segments considered natural, taking into account that the parameters revealed a clear distinction between the stretches of dense ombrophilous forest and mangroves. As expected for this coastal area, where human occupation is detrimental, the total score, as well as the great majority of the parameters evaluated separately, was much lower for the mangroves. Direct anthropic interference on aquatic ecosystems, demonstrated by the marked presence of houses, sewage and waste disposal in the water bodies and bodies, is the main factor responsible for the low point values of the parameters

evaluated in this section. (Corgosinho et al. 2004). In the present study, it was observed that the water content of the biotopes was higher than that of the river basin.

Multiple human impacts have been responsible for the deterioration of the environmental quality of watersheds. The studied basins of the Piaçabuçu and Branco rivers are of particular importance for the municipality of Praia Grande. The basin of the Branco River is of great ecological and environmental importance, since it is located within a region of mixed ombrophilous forest with relatively well preserved araucaria, and also part of its extension containing the sources of the main river, within an Area of Environmental Preservation (AEP of Serra do Mar). In addition, this drainage basin presents great socioeconomic importance, since it is responsible for the water supply of the municipality.

Despite the abundance of water resources, Brazil has suffered a decrease in water quality. Urbanization and intense activities of the urban population, as well as substantial expansion of agricultural and livestock areas, are identified as the main causes of environmental problems in Brazil, including pollution of water resources (Tucci et al. 2013). Urban-environmental conditions play an important role in determining the quality of life, such as health, sewage services, waste collection, pollution from anthropogenic action, waste disposed of in the open air and proliferation of vectors, among others, that if not treated, could generate ecological imbalances. Bizzo et al. (2014) believe that all the parameters observed and applied for the analysis in a protocol are fundamental to an understanding of the study area, allowing the interaction of water quality analysis and the ecosystem that it involves.

The parameters "type of occupation of the banks of the body of water" and "erosion or silting" evaluate the water quality standards through the presence of ciliary vegetation. Erosions caused by anthropogenic activities where the watercourses are affected by the accumulation of sediments result in the excess of material on its bed. The parameter "anthropic changes" measures the effect on the environment through the irregular deposition of waste and urban occupation. The parameter "plant cover of the bed" was evaluated through the presence of native ciliary forest in the studied environment. The parameter "background type" is defined by stems, rocks and other stable forms of habitat along the river. A river with diverse habitats is fundamental for the maintenance of aquatic organisms, however, when substrates are modified with frequency the possibility of healthy habitats is reduced (Callisto et al. 2002).

With regard to *changes in the river channel*, these can be noted by the construction of dikes, dams, or other forms of artificial stabilization of the banks. The rectification of rivers, the pipes or the waterproofing caused by the engineering works cause the reduction of the drainage area which causes the reduction in the

density and diversity of aquatic species. The low sinuosity along the river in coastal plains (places with small differences in altitude and low water potential) indicates a low environmental quality, as a high degree of sinuosity provides habitats and varied fauna, beyond helping in the dissipation of the energy created by the impact of the water's movement. Wave energy absorption protects the flow of erosion and flooding, and provides refuge for invertebrates and benthic fish during storm events. The other widely observed parameters are the *soil type*, *succession stage* and *biome* that relate to the current classification of the environment vegetation. Riparian forests are fundamental components for the proper functioning of aquatic ecosystems. The vegetation also acts as a kind of filter, minimizing the accumulation of anthropic residues in the river bed, and also influences in the process of infiltration during rainfall, for instance the conservation of vegetation helps in the absorption of rainfall while degraded vegetation (northeastern Brazil), which has a low absorption potential, causes an increase in the surface runoff causing erosion and also the increase of the sediment load in the river (Barrella, 2000; Barbour et al. 1999; Callisto et al. 2002; Minatti-Ferreira and Beaumord 2006; Rodrigues et al. 2010; Tundisi and Tundisi 2010). All the parameters observed and applied in the analysis of the protocol are fundamental to understanding the study area, allowing the interaction of the water quality analysis and the ecosystem that it involves.

Bechter et al. (2018) tested a methodology in a homogeneous way to assess and monitor the state of large rivers across Europe, based on georeferenced data. The main question was to analyze which parameters best explained the differences between the impacted rivers and to compare the existing geomorphological classification based on field data. The concept of evaluation is applied to the three case study rivers: the highly impacted and channeled rivers, Elbe (IKSE 2015; Raška et al. 2017) and Danube (Hohensinner et al. 2014), and the less impacted Loire River in France (Lasne et al. 2007). This evaluation characterized the morphology of large rivers by also addressing the field conditions beyond the geomorphological conditions of the channel made available free of charge through the georeferencing system. However, due to the lack of detailed knowledge of the natural habitats in the presented evaluations, the authors still consider necessary a greater refinement in the research with the respective obtaining of data of other watersheds in Europe (Hohensinner et al. 2011; Newson and Large 2006).

The RAP's can be an excellent tool for evaluating and collecting data for the methodology developed by Betchter et al. (2018). As in Australia, where the government-created the Australian River Assessment System uses rapid assessment protocols to monitor the environmental quality of the country's rivers, the Rapid Bioassessment Protocols (RBPs) and the River Habitat Survey-RHS (Parsons et al. 2002), respectively, of the

United States and UK environmental agencies, adopt a rapid and qualitative visual assessment to characterize the overall physical quality of the habitat (Barbour et al. 1999). These protocols can be considered analogous to the thermometers used in the evaluation of human health, in which temperature values obtained by the equipment are compared with what is considered "normal". The scores attributed to each of the evaluated parameters indicate the health status of the system. Several studies have been carried out worldwide to evaluate factors external to the rivers that act as protectors against runoff water that transports sediments and contaminants, with a main focus on riverine forests (Nigel et al. 2014; Sweeney and Newbold 2014; Hansen et al. 2015). Freshwater degradation may jeopardize the diversity of fish species, facilitating the emergence of invasive species (Oyugi et al. 2014).

In the Brazilian context RAP has been used for the diagnosis and monitoring of natural areas susceptible to anthropic pressures. Krupec (2010) used a rapid assessment protocol of habitat diversity as a tool to compare two drainage basins located in the southern region of Brazil, in the state of Paraná in the municipality of Guarapuava: the water catchment area of the Cascavel river and the river basin of the Pedras River, which are relatively close and are under different intensities of anthropic influences. The results evaluated in the Cascavel river basin indicated that 55% are represented by segments considered to be altered and 45% as impacted. For the Pedras River Basin, the results indicated that 5% were considered altered, 30% impacted and 65% presenting natural conditions. Considering all the evaluated parameters, the rivers and streams segments of the Pedras River basin presented a higher score than the segments of the Cascavel River Basin. Characteristics related to anthropic activity were highlighted, such as the presence of native riparian forest, erosion, presence of litter and residues in bodies of water, and changes in the normal course of the river, as well as the decrease of diversity of habitats. In the present study, a considerable difference was observed in the evaluated biotopes of Praia Grande in relation to those studied in the southern region of Brazil by Krupec (2010). The watershed of the Pedras River in the interior region of southeastern Brazil presented most of the stretches (65%) under natural conditions, although a number of environments presented conditions impacted (30%) or even altered (5%). This condition may be due to the heterogeneous spatial distribution of areas that are in good states of preservation. As far as the Cascavel River goes, there was a greater similarity with the results of the parameters compared in Praia Grande, due to the stretches' location in the urban perimeter of the municipality and consequently the rivers' and streams' much more precarious conditions. Within the same river basin, stretches of rivers and streams can be found with a vegetative cover covering long stretches, without any sign of anthropic influence, erosion in its margins or areas in degraded states. In this sense, more detailed studies should be developed, trying to detect the weakest

regions, in order to develop integrated management plans aimed at the recovery of these environments and the maintenance of those segments that are still in good environmental condition. The negative impacts originated from human activities are related to the potential damages to the environment. Natural ecosystems often cannot handle these activities and do not support the excessive number of inhabitants. The use of the RAP method contributed in facilitating and guiding the collection of the field analyses, integrating the information related to indicators of environmental impacts, water quality and suggestions on the conservation of natural resources (Costa et al. 2018).

## **Conclusion**

The results confirmed that the use of the RAP tool is an excellent way to evaluate environmental impacts in urban landscapes, since the stretches of dense rainforest vegetation with greater distance from the urban perimeter of the city of Praia Grande had fewer representative alterations in the biotope, in contrast to the vegetation of the restingas and mangroves, where the conditions of the habitats are largely more precarious due to anthropic actions. However, the influence of urbanization processes, or urban and human progress, should not be used as a pretext for the unrestrained environmental degradation of these ecosystems.

The indiscriminate use of natural resources by man, with consequent alterations of landscapes, ecological processes and river systems, changes the availability of habitats and the trophic composition in the aquatic environment. To the extent that evaluation methods capable of perceiving small changes are used, conservation and management of water resources become easier and more efficient in the long run. Early verification of potential changes makes it possible to prevent them from expanding to an entire ecosystem, allowing mitigation measures to be developed. After the environmental evaluation carried out in the selected sections, it was possible to verify that the RAP was a useful tool in the rapid evaluation of the biotope stretches investigated, since it was able to detect the disturbances caused to the environment, as well as differentiate, through the established categories, minimally disturbed environmental conditions from conditions severely affected by human activities. These visual tools allowed identifying, through habitat assessment, areas that require intervention for recovery and preservation of biodiversity and water resources.

## **References**

Afonso, CM (2006) *A paisagem da Baixada Santista: Urbanização, transformação e conservação*, São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP.

- Aguilar, AG (2008) Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities*, 25(3), 133–145
- Barbour, MT ; Gerritsen J, Snyder, B D, Stribling J B (1999) *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2. ed. Washington: EPA 841-B-99-002, 339p.
- Barrella W, Petreire Júnior M, Smith WS, Montag LFA (2000) As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo, p.187-207.
- Bechter, T, Baumann K, Birk S, Bolik F, Graf W, Pletterbauer F (2018) LaRiMo A simple and efficient GIS-based approach for large-scale morphological assessment of large European rivers. *Science of the Total Environment* . p. 628–629
- Bersot MROB, Menezes J M, Andrade SF (2015). Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) na bacia hidrográfica do Rio Imbé – RJ. *Ambiência*. 11(2):277–294.
- Bizzo, MRO, Menezes, J; Andrade, SF (2014) Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR). *Caderno de Estudos Geoambientais - CADEGEO*. v.04, n.01, p.05-13.
- Brown LR, Cuffney TF, Coles JF, Fitzpatrick F, McMahon G, Steuer J, Bell AH Bell, May JT (2009) Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*. 28:1051–1069.
- Callisto M, Ferreira W, Moreno P, Goulart MDC, Petrucio M (2002) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- Corgosinho PHC, Calixto LSF, Fernandes PL, Gagliardi LM, Balsamão VLP (2004) Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância dos bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. São Paulo: *Arq. Inst. Biol.*, v. 71, p. 227-23.
- Costa DAT, Guizardi ACF, Sardinha DF Mincato RL (2018) Environmental quality of an urban sub-basin: A study case of Alfenas - MG *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas* .
- Da Silva ARI, Oliveira CO, Abreu TKA, Julião FC, Trevilato T M B, Segura-Muñoz SI (2013). Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 61–1151.
- Hannaford MJ, Resh VW (1995) Variability in macroinvertebrate rapid bioassessment surveys and habitat assessments in a northern California stream. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 14(3):430-439.
- Hannaford MJ, Barbour MT, Resh VH (1997) Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. North. Amer. Benthol. Soc.*, v. 16, n. 4, p. 853-860.
- Hansen BD, Reich P, Cavagnaro RTR, Lake PS (2015) Challenges in applying scientific evidence to width recommendations for riparian management in agricultural Australia. *Ecological Management & Restoration*, 16, 50–57.
- Hohensinner S, Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2011) Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube River landscape 1812–2006. *River Res. Appl.* 27, 939–955.
- Hohensinner S, Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2014) Importance of multi-dimensional morphodynamics for habitat evolution: Danube River 1715–2006. *Geomorphology* 215, 3–19.

- IKSE (2015) *Internationalen Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe" (Teil A) für den Zeitraum 2016–2021*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).
- Kindu M, Schneider T, Teketay D, Knoke T (2013). Land use/land cover change analysis using object-based classification approach in Munessa-Shashemene landscape of the Ethiopian highlands. *Remote Sensing*, 5(5), 2411–2435.
- Kremer P, Andersson E, McPhearson T, Elmqvist T (2015) Advancing the frontier of urban ecosystem services research. *Ecosyst. Serv.* 12:149–151
- Krupec R (2010) Variação Sazonal das variáveis físicas e químicas em riachos de duas bacias da região centro-sul do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Ambiência Guarapuava* (PR) v. 6 n. p.147 - 158.
- Lasne E, Bergerot B, Lek S, Laffaille P (2007) Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Res. Appl.* 23, 877–890.
- Lorz CG, Abbt-Braun F, Bakker P, Borges H, Bornick L, Fortes FH (2012). Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. *Environmental Earth Sciences*, 65, 1575–1586.
- Mas JF, Velázquez A, Díaz-Gallegos JR, Mayorga-Saucedo R, Alcántara C, Bocco G, Pérez-Vega, A (2004) Assessing land use/cover changes: a nationwide multidecade spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5, 249–261.
- Metcalf JL (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60(1), 101–139.
- Minatti-Ferreira DD, Beaumord AC (2008) Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Health and Environmental Journal*, 7:39-47, 2006.
- Molozzi J, Feio MJ, Salas F, Marques JC, Callisto M (2012) Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 23, 155–165.
- Molozzi J, Salas F, Callisto M, & Marques JC (2013) Thermodynamic oriented ecological indicators: application of eco-exergy and specific eco-exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 24, 543–551.
- Newson MD, Large ARG (2006) ‘Natural’ rivers, ‘hydromorphological quality’ and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surf. Process. Landf.* 31, 1606–1624.
- Nigel R, Chokmani K, Novoa J, Rousseau AN, Alem AE (2014). An extended riparian buffer strip concept for soil conservation and stream protection in an agricultural riverine area of the La Chevrotière River watershed, Québec, Canada, using remote sensing and GIS techniques. *Canadian Water Resources Journal*, 39, 285–301.
- Oliveira, SV, Cortes RMV (2006). Environmental indicators of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal. *Limnetica*, 25(1), 479–498.
- Oliveira, JB (1999) Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. In: *Boletim Científico do Instituto Agrônomo de Campinas*, n.45, 112 p.
- Oyugi DO, Mavuti KM, Aloo PA, Ojuok JE, Britton JR (2014). Fish habitat suitability and community structure in the equatorial Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia*, 727, 51–63.

- Parsons M, Thoms M, Norris R (2002) *Australian river assessment system: AusRivAS physical assessment protocol*. Monitoring river health initiative technical report number 22. Canberra: Commonwealth of Australia and University of Canberra.
- Raška P, Dolejš M, Hofmanová M (2017) Effects of damming on long-term development of Fluvial Islands, Elbe River (N Czechia). *River Res. Appl.* 33, 471–482.
- Rodrigues ASL, Castro PTA, Malafaia G (2010) *Utilização dos Protocolos de Avaliação Rápida de Rios como Instrumentos Complementares na Gestão de Bacias Hidrográficas Envolvendo Aspectos da Geomorfologia Fluvial: Uma Breve Discussão*. Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer, Goiânia. v.6, n.11, p. 1-9.
- Simon D, McGregor D and Thompson D (2006) Contemporary perspectives on the peri-urban zone of cities in developing areas. In *The Peri-urban Interface*, D McGregor, D Simon and D Thompson (eds.), p. 3–17. Earthscan, London.
- Souza T, Cunha C (2012) Análise dos atributos físico-ambientais do município de Praia Grande-SP. *Soc. & Nat., Uberlândia*, ano 24 n. 2, p. 303-318.
- Sweeney BW and Newbold JD (2014) Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* 50, 560–584
- Tucci CEM (2008) Urban waters. *Estudos Avançados*, 22, p. 97– 111.
- Tundisi, JG and Matsumura-Tundisi (2010) *T Recursos hídricos no século 21*. Oficina de Textos, 328p.
- Vargas JRA, Ferreira JÚNIOR PD (2012) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. *RBRH*,17(1):161-168.
- Vitousek PM, D’antonio CM, Loope LL, Rejmanek M, Westbrooks R (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*,1–16.