



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente

Biologia Marinha

## **Distribuição e Abundância de peixes comerciais dentro e fora da Área Marinha Protegida de Punta Francés, Cuba.**

Bárbara Bastos Horta e Costa



Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha – área de especialização em Pescas e Aquacultura.

**Faro, 2007**



Universidade do Algarve

Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente

Biologia Marinha

**Distribuição e Abundância de peixes comerciais dentro e fora da Área Marinha Protegida de Punta Francés, Cuba.**

Bárbara Bastos Horta e Costa

Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha – área de especialização em Pescas e Aquacultura.

**Faro, 2007**

**Dissertação orientada pelo Professor Doutor Pedro de Barros  
e co-orientada por Prof. Doutor Jorge Angulo-Valdés**

Esta dissertação é da exclusiva responsabilidade do autor

---

# Índice

<b>Agradecimentos</b> .....	<b>iii</b>
<b>Resumo</b> .....	<b>iv</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>v</b>
<b>Lista de Figuras</b> .....	<b>vi</b>
<b>Lista de Tabelas</b> .....	<b>viii</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>1</b>
Caracterização da área de estudo.....	3
A Pesca em Cuba.....	5
A Pesca local .....	6
Valor económico das capturas .....	7
Espécies de interesse comercial .....	8
Lutjanidae .....	8
Serranidae .....	9
Haemulidae .....	10
<b>Objectivos</b> .....	<b>11</b>
<b>Material e métodos</b> .....	<b>13</b>
Campanhas de Mergulho .....	13
Características da área de estudo.....	13
Caracterização do tipo de fundo .....	14
Desenho experimental .....	15
Seleção dos locais a amostrar .....	15
Locais de amostragem .....	16
Espécies observadas.....	18
Procedimento utilizado em cada local .....	19
O método de amostragem .....	20
Modificações ao método .....	23
Organização e análise dos dados.....	24
Mapeamento de habitats.....	32
Informação sobre a Pesca da região.....	33
<b>Resultados</b> .....	<b>34</b>

Mapeamento dos habitats .....	34
Características dos Locais amostrados .....	34
Análise das comunidades íctias .....	36
Abundância Total .....	36
Composição específica em abundância .....	41
Associações de Espécies .....	52
Dimensões individuais .....	54
Diversidade.....	61
<b>Discussão .....</b>	<b>66</b>
<b>Referências bibliográficas.....</b>	<b>80</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>86</b>
ANEXO I.....	i
Embarcação 'Felipe Poey' .....	ii
ANEXO II.....	iii
Características das Espécies estudadas.....	iiiv
ANEXO III.....	vii
Características dos locais.....	viii
ANEXO IV .....	x
Descrição das artes .....	xi
Locais de pesca observados.....	xiii
ANEXO IV .....	xiv
Variação da composição específica em biomassa por níveis de complexidade.....	xv

## Agradecimentos

Ao CIM (centro de investigaciones marinas) da Universidade de la Habana por me ter recebido e possibilitado este trabalho.  
Ao professor Pedro de Barros por toda a ajuda, dedicação, paciência, motivação e amizade. Por me ter ensinado tanto e de tudo.

Ao Jorge Angulo-Valdés pela sua boa disposição e pelo apoio prestado durante as campanhas de amostragem fazendo com que se tornassem realidade. Agradeço também toda a amizade demonstrada.

Ao 'Capitan' Orestes, ao Yeyo e ao Aramis por terem sido os meus melhores amigos em Cuba. Pela diversão, conversas, ajuda e muita amizade. Pelas saudades e memórias incríveis que os melhores marinheiros de sempre me deixaram.

Ao Nene por ter sido o meu buddy e a ajuda mais preciosa que tive dentro de água e aos restantes funcionários do Parque de Punta Francés por animarem aquele paraíso.

Aos pescadores do 'Ferrocemento 265' pela amizade, partilha, ajuda e empenho no meu trabalho por águas cubanas.

Ao meu pai, mãe e irmã por tudo o que eles são e me fizeram ser. Porque adoro demais estes 3. Porque estiveram sempre comigo e apoiaram esta fase mesmo sem estarem dentro do que se passava.

À minha família Cubana, a Aurorita, o Marcel, o Pesci e a Josefina, pela sua beleza gigante, pelo enorme amor que me deram, pela companhia, conversas, ensinamentos e por se terem tornado as pessoas mais especiais que conheci em Cuba.

À Laura, minha irmã de coração por toda a amizade que temos e sempre teremos.

À Helena, Joana Mio, Marina por tudo, que é imenso.

Ao Jorge e Zé Nuno por tantas noites partilhadas juntos a crescer na Biologia e a construir uma amizade especial.

Ao Diogo e Catarina pela amizade e apoio cada vez maior.

À Ana Jesus, Carolina, Daniel, Francisco, Gi, Mafalda, Diogo P., Coma, João T., Jaques, Tita e muitos outros pelo companheirismo e amizade estes anos todos por Faro.

Aos restantes BMPs por terem contribuído para estes anos de grande companheirismo, amizade e aprendizagem em tudo.

Aos amigos de Lisboa, Inês, Maria Ana, Filipa, Guilhas, António e restantes por animarem muitos anos da minha vida.

Ao Paulinho e Timi por terem sido tão boas companhias estes últimos tempos.

À minha família toda e amigos.

À Juba por ter sido a minha mais fiel companhia (canina) nos inúmeros dias de solidão e aprendizagem durante a realização desta tese.

E por fim, mas nunca menos importante, ao meu Vasco por toda a força que me deu, por toda a paciência e companhia e por ser a pessoa mais especial que encontrei nos meus dias...

Obrigada a todos.

## Resumo

As AMPs de extracção interdita têm sido referidas como bons instrumentos de gestão de recursos explorados por se considerar que aumentam a diversidade, a abundância em número e em biomassa e os tamanhos médios das espécies-alvo, em comparação com as áreas adjacentes. Além disso, sugere-se que em muitos casos, as reservas aumentam também as capturas nas zonas adjacentes através da migração de adultos e da exportação de ovos e larvas. No presente estudo, pretendeu-se analisar a distribuição das espécies de peixes comerciais das famílias Lutjanidae, Serranidae e Haemulidae na região da Área Marinha Protegida de Punta Francés, Cuba. Para tal, analisou-se a composição total e específica na área protegida e na área explorada adjacente, em dois tipos de fundo, através de dados obtidos por censos visuais subaquáticos. As características do fundo foram registadas para contabilizar fontes de variabilidade externas. Os resultados revelam que embora a abundância em número seja superior na área protegida, a abundância em peso, ao contrário do esperado, já não apresenta este padrão. O elevado número dentro da reserva não foi suficiente para fazer com que a biomassa fosse superior, pois a maior dimensão média dos indivíduos na zona não protegida anulou o efeito da abundância em número, levando a valores de biomassa semelhantes entre zonas. As diferenças encontradas devem-se à distinta composição específica entre as duas áreas, havendo predominância de espécies da família Haemulidae dentro da reserva e de espécies das famílias Serranidae e Lutjanidae fora desta. Conclui-se que as diferenças obtidas estão relacionadas com a selecção das características dos habitats, distintas entre áreas, mais do que com o efeito protecção. Sugere-se uma redefinição dos limites da reserva de forma a cumprir os objectivos de protecção das espécies com maior valor comercial.

**Palavras-chave:** áreas marinhas protegidas, espécies-alvo, distribuição das espécies, características do habitat, pesca.

## Abstract

No-take MPAs are being advocated as management tools since they generally increase diversity, density, biomass and mean sizes of target species, comparing to adjacent zones. Furthermore, it is suggested that they supplement the production of commercial species in the surrounding fished area, thereby sustaining or enhancing yields either through net migration of adults and through larval transport. The present study intends to analyse the target species distribution from Lutjanidae, Serranidae and Haemulidae families in and out the Marine Protected Area of Punta Francés in Cuba. For that, the total and specific composition has been analyzed in the two distinct areas and in two different bottom types with data obtained by sub-aquatic census. Environmental data was considered to account for variability. Results showed that even diversity and abundance in number was higher in the protected area, biomass didn't show this expected pattern. The greatest number inside the reserve was not sufficient to increase biomass, due to higher dimensions of organisms observed on exploited area, resulting in similar biomasses between areas. Differences are due to a distinct specific composition, with Haemulidae family contributing to the number inside MPA, and Serranidae and Lutjanidae families contributing to biomass outside. This work concludes that differences are related to the selection of habitat features, distinct between areas, more than with the protection effect. It is suggested that a revision of the reserve's limits should be made to accomplish protection objectives of target species.

**Key-words:** marine protected areas, target species, species distribution, habitat features, fisheries.

## Lista de Figuras

Figura 1 – Mapa da área de estudo e sua localização geográfica. Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana). .....	3
Figura 2 – Mapa da área marinha protegida de Punta Francés e habitats presentes. Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana). .....	4
Figura 3 – Mapa da área marinha protegida de Punta Francés. Batimétricas, pontos de mergulho e localização dos habitats amostrados (Pared e Camellones). Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana). .....	5
Figura 4 – Ilha da Juventude e Área Protegida de Punta Francés. A Norte da Ilha observa-se a plataforma insular com vários cayos e o início da Ilha de Cuba. ....	13
Figura 5 – Pormenor da Área Marinha Protegida de Punta Francés, áreas adjacentes e locais amostrados com censos visuais subaquáticos. ....	17
Figura 6 – Esquema de evento de amostragem. ....	20
Figura 7 – Área Marinha de Punta Francés e localização aproximada dos habitats identificados. ....	34
Figura 8 – Interação entre variáveis explicativas: complexidade com o estatuto (a), complexidade com o tipo de fundo (b), profundidade com o estatuto (c), profundidade com o tipo de fundo (d). ....	35
Figura 9 – Interação entre índice de complexidade e de profundidade. ....	35
Figura 10 – Abundância média em número de indivíduos por estatuto e tipo de fundo. ....	36
Figura 11 – Variação do Log (Número) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.) .....	37
Figura 12 – Número médio de indivíduos por local nos tipos de fundo Camellones (a) e Pared (b). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE. ....	38
Figura 13 – Abundância média em biomassa por estatuto e tipo de fundo. ....	38
Figura 14 – Variação do Log (Biomassa) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.) .....	39
Figura 15 – Biomassa média por local nos tipos de fundo Camellones (a) e Pared (b). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE. ....	41
Figura 16 – Composição percentual em número por família (a, c, d) e por espécie (b, e, f) por estatuto e tipo de fundo (a, b), e por locais, agrupados por tipo de fundo Camellones (c, e) e Pared (d, f). ....	43

Figura 17 – nMDS bidimensional baseado na similaridade Bray-Curtis da composição específica em número entre locais, considerando o estatuto (a) e o tipo de fundo (b). Valor de stress: 0.09. .....	45
Figura 18 – Composição percentual em biomassa por família (a, c, d) e por espécie (b, e, f) por estatuto e tipo de fundo (a, b), e por locais, agrupados por tipo de fundo Camellones (c, e) e Pared (d, f).....	48
Figura 19 – nMDS bidimensional baseado na similaridade Bray-Curtis da composição específica em biomassa entre locais, considerando o estatuto (a) e o tipo de fundo (b). Valor de stress: 0.1. .....	50
Figura 20 – Comprimentos (a) e Pesos (b) médios individuais por estatuto e tipo de fundo.....	54
Figura 21 – Variação do comprimento médio individual (cm) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.) .....	55
Figura 22 – Variação do peso médio individual (kg) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.).....	55
Figura 23 – Comprimentos (a, b) e pesos (c, d) médios individuais por local com o tipo de fundo Camellones (a, c) e Pared (b, d). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE. ....	57
Figura 24 – Comprimento médio das espécies das famílias Haemulida, Lutjanidae e Serranidae por estatuto (a, c, e) e tipo de fundo (b, d, f). ....	59
Figura 25 – Comprimentos médios individuais por família segundo o estatuto e o tipo de fundo.....	60
Figura 26 – Índices de diversidade específica por estatuto e tipo de fundo. Riqueza específica (a), índice de Margalef (b), índice de diversidade de Simpson (c) e Equitabilidade (d).....	61
Figura 27 – Efeito do estatuto e do tipo de fundo na diversidade medida através dos índices de Margalef (a, b), de Simpson (c, d) e da Equitabilidade (e, f). ....	63
Figura 28 – Efeito da complexidade do habitat e da profundidade na diversidade medida através dos índices de Margalef (a, b), de Simpson (c, d) e da Equitabilidade (e, f). ....	64
Figura 29 – Índices de diversidade específica por local nos diferentes tipos de fundo: índice de Margalef (a, b), índice de Simpson (c, d), Equitabilidade (e, f). Os Locais estão dispostos de SUL para NORTE.....	65

## Lista de Tabelas

Tabela I – Grupo de espécies e valor correspondente em Pesos Cubanos (Obs: 1 USD = 24 Pesos Cubanos).....	8
Tabela II – Espécies e grupos correspondentes .....	8
Tabela III – Locais amostrados: referência e nome, tipo de fundo, estatuto da área, sector. Legenda da referência: P – protegida; NP – Não protegida; S – sul; CS – centro sul; C – centro; N – norte; NN – extremo norte; Ca – camellones; Pa – pared. ....	16
Tabela IV – Famílias de interesse neste estudo (Lutjanidae, Haemulidae, Serranidae), respectivas espécies estudadas e parâmetros $a$ e $b$ da relação peso-comprimento ( $W = aL^b$ ). Fonte: Froese & Pauly (2007); Claro & García-Arteaga (2001).....	18
Tabela V – Características do tipo de fundo e índice de complexidade correspondente. ....	19
Tabela VI – Número de observações por estatuto e tipo de fundo. ....	20
Tabela VII – Classificação do tipo Frequência de Ocorrência e correspondente valor de proporção de presenças. ....	25
Tabela VIII – Tabela de Contingência 2*2 ou Tabela de associação de espécies.....	31
Tabela IX – Valores de índice de Jaccard (JI) e classificação do tipo associação correspondente. .....	32
Tabela X – Factores significativos para a abundância em número de indivíduos.....	37
Tabela XI – Factores significativos para a abundância em biomassa. ....	40
Tabela XII – Frequência de ocorrências de cada espécie, considerando todos os locais amostrados.....	42
Tabela XIII – Riqueza específica total e para perfazer 80% da composição por espécies em número, por local e tipo de fundo.....	44
Tabela XIV – Análise estatística de similaridades (ANOSIM) da distribuição da composição específica em número pelos locais. ....	45
Tabela XV – Factores significativos com interacção com a espécie na abundância em número. ....	45
Tabela XVI – Dissimilitude média global de Bray-Curtis entre estatutos de protecção e entre tipos de fundo, considerando a composição específica em número.....	46
Tabela XVII – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre estatutos de protecção, considerando a composição específica em número. ....	46
Tabela XVIII – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre tipos de fundo, considerando a composição específica em número.....	46

Tabela XIX – Riqueza específica total e para perfazer 80% da composição por espécies em biomassa, por local e tipo de fundo. ....	49
Tabela XX – Análise estatística de similaridades (ANOSIM) da distribuição da composição específica em biomassa. ....	50
Tabela XXI – Factores significativos com interacção com a espécie na abundância em biomassa. ....	50
Tabela XXII – Dissimilitude média global de Bray-Curtis entre estatutos de protecção e entre tipos de fundo, considerando a composição específica em biomassa. ....	51
Tabela XXIII – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre estatutos de protecção, considerando a composição específica em biomassa. ....	51
Tabela XXIV – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre tipos de fundo, considerando a composição específica em biomassa. ....	51
Tabela XXV – Valores de teste para a significância da associação entre várias espécies. ....	52
Tabela XXVI – Matriz de associação entre espécies (Índice de <i>Jaccard</i> ). ....	53
Tabela XXVII – Valores de significância dos factores estatuto e tipo de fundo sobre o tamanho médio dos indivíduos medido através do comprimento e peso médios individuais. ....	56
Tabela XXVIII – Factores significativos com interacção com a espécie no comprimento e peso médios individuais. ....	60
Tabela XXIX – Factores significativos na diversidade medida através do índice de Margalef (riqueza específica), do índice de Simpson e da Equitabilidade. ....	64

## Introdução

Mundialmente, um conjunto de factores tem causado a degradação dos ecossistemas tropicais e dos seus recursos pesqueiros (Rogers & Beets, 2001; Roberts *et al.*, 2002). Nas Caraíbas, o aumento da incidência de grandes tempestades, as doenças dos corais e a pesca intensiva são, em geral, considerados os principais responsáveis pela degradação dos ecossistemas marinhos e pelo declínio das populações de peixes e invertebrados (Rogers & Beets, 2001; Roberts *et al.*, 2002). Os recifes de coral representam a maior biodiversidade conhecida nos oceanos e estão associados a uma fracção substancial das capturas da região (McManus, 2001).

Os ecossistemas de recife de coral das Caraíbas e do Atlântico Oeste são vitais para a economia dos países locais (McManus, 2001), fornecendo, directa e indirectamente, benefícios a milhões de pessoas. A sustentabilidade a longo prazo destes benefícios está ameaçada pelas actividades humanas que têm impactos nestes ecossistemas (Mascia, 2001). A sobrepesca promove benefícios a curto prazo mas tem custos elevados em relação à sustentabilidade de longo prazo (Mascia, 2001). Actualmente considera-se que metade dos stocks mundiais estão completamente explorados (no seu limite) e um quarto é classificado como sobre-explorado (FAO, 2006), com os níveis tróficos superiores particularmente afectados (Pauly *et al.*, 1998).

Recentemente tem sido sugerido, cada vez com mais persistência, que as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) deveriam ser uma componente integral de qualquer plano de gestão marinho, incluindo programas de gestão da pesca (Costanza *et al.*, 1999; Boersma & Parrish, 1999; Sumaila *et al.*, 2000; Alder *et al.*, 2002).

As AMPs de extracção interdita têm sido sugeridas como bons instrumentos de gestão em áreas onde a sobre-exploração levou a um declínio das espécies comercialmente importantes assim como de outras espécies marinhas (Agardy *et al.*, 2003), como os peixes de recife, que são particularmente sensíveis à sobrepesca (Russ, 2002; Wantiez *et al.*, 1997). Os métodos de gestão clássicos, baseados no controlo das taxas de captura e esforço de pesca, requerem grandes quantidades de informação, são complicados e caros, e difíceis de adaptar a stocks multi-específicos (Roberts & Polunin 1991, 1992). Alguns autores (Plan Development Team, 1990; Roberts & Polunin 1991, 1992, 1993; Wantiez *et al.*, 1997; Roberts *et al.*, 2001; Roberts & Sargant, 2002; Russ *et al.*, 2004) têm sugerido que as reservas marinhas podem ser uma

alternativa, melhor e mais barata, às práticas de gestão clássicas, embora estas também devam ser aplicadas (Russ, 2002). Segundo alguns autores (Hasting & Botsford, 1999; Agardy *et al.*, 2003), as AMPs são especialmente apropriadas para espécies demersais de vida longa, com dispersão larvar plantónica e adultos sedentários, como os invertebrados e peixes de recife, mas podem não ser eficientes para espécies altamente migratórias que passam apenas uma pequena parte do tempo na reserva (Bohnsack, 1996 *in* Agardy *et al.*, 2003).

As reservas de extracção interdita visam atingir dois objectivos da gestão pesqueira: previnem o declínio insustentável de espécies sobre-exploradas, e suplementam a produção de espécies comerciais nas áreas circundantes à reserva, mantendo ou aumentando as capturas. Estas funções dependem primeiramente da variação no recrutamento e da conectividade, características das populações marinhas (Sale *et al.*, 2005).

Como definição geral, pode-se considerar uma AMP como um local de referência onde a dinâmica das populações marinhas se processa independentemente da maioria dos impactos humanos directos (pesca, descargas) (Guidetti, 2002). Isto poderá permitir (1) a recuperação das populações (e.g. em diversidade, número, biomassa e tamanho) dentro da AMP; (2) a propagação de ovos e larvas (aumento da dispersão para fora da AMP); e (3) a emigração de adultos através as fronteiras da AMP (*spillover*) (Roberts & Polunin, 1991; Polunin, 2000; Guidetti, 2002).

Existem poucos estudos sobre os custos e benefícios económicos das AMPs. No entanto, a maioria destes em geral suportam os benefícios das AMPs, em determinadas condições (Alder *et al.*, 2002). A proibição da pesca em áreas particulares elimina a mortalidade directa pela pesca e pára a destruição dos habitats causada pelas redes de pesca nestas áreas (Collie *et al.* 2000), provocando efeitos positivos nos *stocks* locais de peixes explorados (Guidetti, 2002). No entanto, é imprudente inferir que estes efeitos têm consequências na dinâmica das populações de peixes a maior escala, e extrapolar esses efeitos para previsões ao nível da pesca (Willis *et al.*, 2003).

Para serem eficientes, as reservas devem manter uma taxa de exportação de biomassa comercial que, no mínimo, compense a perda de áreas de pesca (Hilborn *et al.*, 2004; Sale *et al.* 2005). Actualmente, existem já evidências fortes de que em alguns casos as pescas têm

beneficiado da migração de juvenis e adultos e da exportação de ovos e larvas (Gell & Roberts, 2003).

### **Caracterização da área de estudo**

Cuba, o maior arquipélago das Caraíbas (110.860,6 km<sup>2</sup>), não escapou à depleção dos recursos marinhos e actualmente implementa medidas de gestão para proteger os biota marinhos e terrestres. Exemplo disso é a criação de áreas marinhas protegidas. A AMP de Punta Francés (AMPPF), classificada como Parque Nacional, está situada no extremo sudoeste da Ilha da Juventude (Figura 1) e é uma área semi-virgem vocacionada para o turismo da natureza, focado no mergulho, sendo por isso exemplo de uma AMP estabelecida com base em interesses económicos. Anteriormente ao seu estabelecimento, em 1976, era uma área utilizada pela pesca. Estas duas actividades têm entrado em conflito nos últimos 20 anos. Apesar de o Ministério das Pescas ter proibido a pesca de peixes dentro da área desde 1996, esta actividade persiste junto às suas fronteiras, sendo utilizadas redes e artes pouco selectivas. No entanto, alguma pesca ilegal com arma de caça submarina e com linha e anzol é praticada dentro dos limites da área, devido à fraca fiscalização (Angulo-Valdés, 2005).

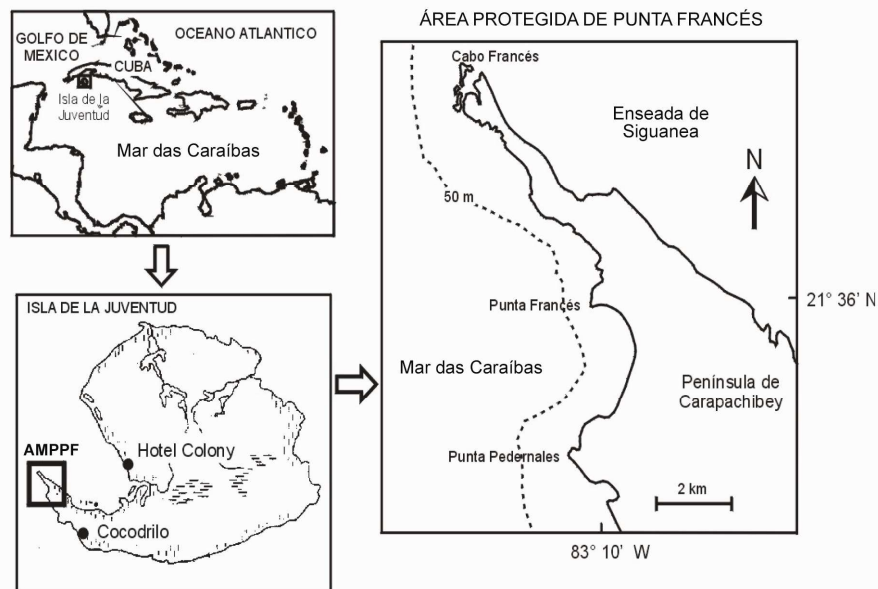
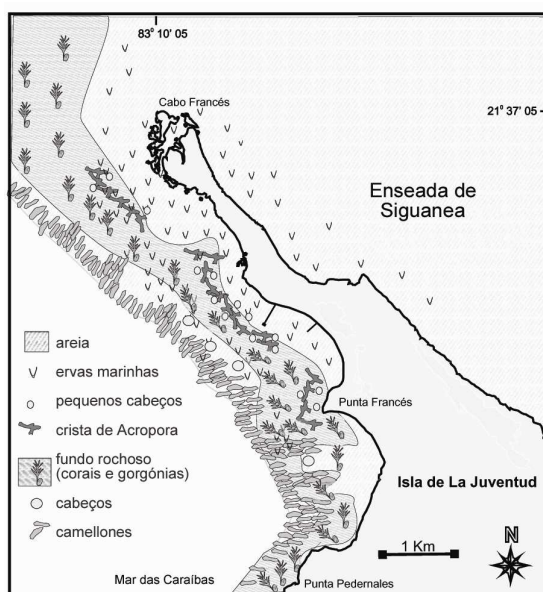


Figura 1 – Mapa da área de estudo e sua localização geográfica. Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana).

O parque abrange uma área de 4610ha, dos quais 1596ha se situam em terra e 3014 ha (equivalendo a 31 km<sup>2</sup>; Figura 1) são oceano (CNAP, 2004). A comunidade mais próxima,

Cocodrilo, encontra-se a 18 km do Parque e tem uma população de 308 habitantes que vivem na sua maioria da actividade pesqueira, florestal, da apicultura, da agricultura e da prestação de serviços na própria comunidade (Guardia *et al.*, 2004b). O Parque oferece emprego a um pequeno grupo de residentes da comunidade (González-Sansón *et al.* 2002 *in* Guardia *et al.*, 2004b).

A linha de costa sudeste de Punta Francés é caracterizada pela presença de uma planície marinha acumulativa-abrasiva, de menos de 4 m de altura, onde se intercalam áreas de praia arenosa, de rocha e de mangal (Figura 2). Na zona norte, próximo do Cabo Francés, observa-se uma zanação típica de mangal, desde mangal quase puro de *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), a mangal misto, até zonas interiores onde predomina o *Conocarpus erecta* (Guardia *et al.*, 2004a).



**Figura 2 – Mapa da área marinha protegida de Punta Francés e habitats presentes. Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana).**

Na zona costeira submersa predominam os recifes coralinos costeiros, os quais formam parte de uma zona coralina que se estende ao largo do bordo da plataforma insular no Arquipélago de Los Canarreos, região sudoeste de Cuba. A maior parte da área subtidal da AMPPF está representada por formações de coral que atingem o máximo de desenvolvimento a 15 metros de profundidade, próximo do final da plataforma insular (talude). Entre a costa e o talude, mais a norte da reserva, existem também extensas áreas de campos de ervas marinhas, dominadas pela *Thalassia testudinum*. Existe também uma pequena mas bem desenvolvida franja (crista) de recife, que se dispõe próxima e paralelamente à costa com profundidades reduzidas (Guardia *et al.*, 2004a; Angulo-Valdés, 2005) (Figuras 2 e 3).

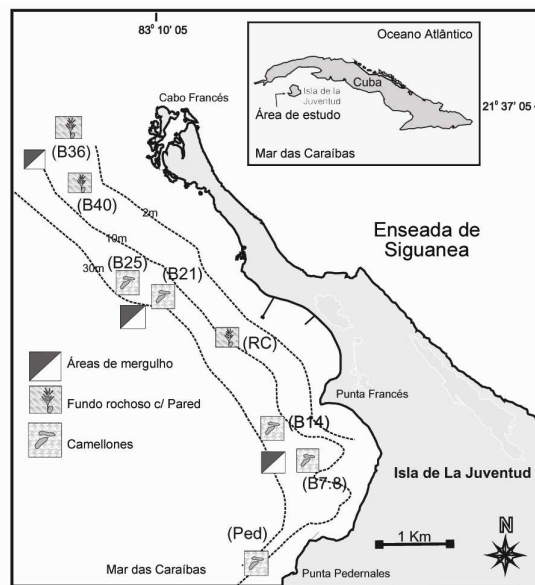


Figura 3 – Mapa da área marinha protegida de Punta Francés. Batimétricas, pontos de mergulho e localização dos habitats amostrados (Pared e Camellones). Fonte: CIM (centro de investigações marinhas da Universidade de Havana).

### ***A Pesca em Cuba***

A indústria pesqueira marítima na zona económica exclusiva cubana (essencialmente plataforma insular) constitui actualmente uma importante actividade económica e uma das fontes fundamentais e mais eficazes de entrada de divisas no país. A pesca comercial organiza-se territorialmente e existem cooperativas nas várias províncias (com excepção de Havana) responsáveis pelos 63 portos pesqueiros (Baisre, 2004). Cada cooperativa é responsável pela exploração de uma parte da plataforma insular (Angulo-Valdés, 2005).

Em Cuba, as pescarias são totalmente possuídas e controladas pelo estado. Estas organizações garantem aos pescadores um emprego seguro e salário durante todo o ano, mesmo que a época de pesca de determinada espécie esteja fechada (Angulo-Valdés, 2005). A maioria dos pescadores vivem em povoados e comunidades onde a pesca é muitas vezes a indústria principal, se não a única (Baisre, 2004).

As artes utilizadas nas pescarias cubanas são, dentro das artes passivas, as redes fixas, os ‘tranques’ ou currais (pequenas armações), as ‘traviesas’ (redes de emalhar), as linhas de mão, os ‘chambeles’ (linha vertical com pesos e 3 a 4 anzóis), os palangres de fundo e de deriva e vários tipos de nassas (armadilhas). As artes de pesca activa são as dragas, as tarrafas, os

diferentes tipos de rede de arraste ('chinchorro'), e as redes de emalhar, quando utilizadas como redes de cerco (Bairse, 2004). As pescarias desenvolvidas em Cuba incluem a pesca da lagosta, a pesca do camarão, a pesca do bonito (atum), a pesca de 'peixe de escama', e outras pescarias especializadas de pequena escala. A pesca de 'peixe de escama' divide-se em pesca de sardinha e 'machuelo' (*Opisthonema oglinum*), pesca de serras e similares, pesca de peixes de bico com palangre de deriva, pesca de tubarões e similares, pesca de lisas (*Mugil sp.*) em lagoas costeiras, pescarias com nassas, tranques e chinchorros, pescaria com nassas de canto (zona que antecede o talude da plataforma insular), e pesca do alto (ao longo do talude).

### **A Pesca local**

Na zona da AMPPF realiza-se pesca de subsistência e pesca industrial. A pesca de subsistência é realizada por habitantes locais e outras pessoas que visitam a área. Apesar deste tipo de pesca ter sido completamente proibido na área, o seu controlo é difícil de implementar. Os funcionários da área têm falta de infra-estruturas e recursos para exercerem este trabalho. No entanto, a incidência deste tipo de comportamento ilegal é considerada baixa (Angulo-Valdés, 2005).

A pesca industrial é realizada por cooperativas que pertencem ao MIP (Ministério das Pescas). Existem três cooperativas que exploram os recursos de Punta Francés: a 'Cristobal Labra', cooperativa de pescas da comunidade Cocodrilo, a 'Epicol' da Coloma, e a 'Pescaisla' da Ilha da Juventude. Entre estas três, a da comunidade Cocodrilo é a que possui menos recursos e capacidade de pesca, sendo o seu esforço de pesca considerado insignificante em comparação com os da 'Epicol' e da 'Pescaisla'.

As embarcações a operar em Punta Francés realizam pesca de 'peixe de escama' com nassas, 'tranques', 'traviesas' e 'chinchorros' e são as pescarias multi-específicas que se dirigem às espécies de peixe de maior valor comercial e com as maiores capturas totais da 'pesca de escama'. Estas espécies agregam-se para reprodução e realizam migrações até os locais de desova ('corridas'). Entre as espécies que são objecto de exploração pesqueira e cujas 'corridas' são mais significativas encontram-se *Lutjanus synagris*, *L. analis*, *L. griseus* e *Epinephelus striatus*, entre outras. Estas pescarias regem-se pelas migrações de desova, pelo que estas espécies se tornam muito vulneráveis à pesca. Uma das características da pesca de escama é que intervêm todas as empresas de pesca sem que exista delimitação territorial, o que dificulta o

actual sistema estatístico e as avaliações do potencial de cada região, pois permite que várias empresas compitam numa mesma zona de pesca, pelo mesmo recurso (Baisre, 2004).

Dentro da AMPPF não é permitida a pesca comercial de peixes de escama, sendo apenas autorizada a pesca de lagosta espinhosa (*Panilurus argus*) com armadilhas, apesar de também se capturarem alguns peixes para engodo (na maioria engraulideos), utilizados na pesca de atum bonito (*Katsuwonus pelamis*), que se realiza nas áreas circundantes oceânicas (Angulo-Valdés, 2005).

Segundo Angulo-Valdés (2005), o principal impacto que a indústria pesqueira parece ter sobre a AMPPF é a extracção de grandes quantidades de peixes adultos que se pensa que se situam fora da AMP ou que se movimentam entre a reserva e a área não protegida. No entanto, existe pesca industrial intensiva, próximo ou mesmo dentro dos limites da reserva. Esta situação tem sido analisada pelos funcionários da AMPPF com os pescadores e ainda não há uma solução final (Angulo-Valdés, 2005).

Apesar dos “escameros” (barcos de peixe de escama) poderem actuar sem limitação territorial, em Punta Francés operam as embarcações que tradicionalmente já pescavam na região, ou barcos com autorização concedida pelos anteriores. Estes barcos pescam essencialmente com ‘chinchorros’ (pequenas redes de arrasto), dirigido a peixe pequeno como a sardinha, ‘traviesas’ (redes de emalhar), nassas de sombra e ‘tranques’ (pequenas armações).

### **Valor económico das capturas**

O pescado é dividido em quatro grupos de acordo com o seu valor: grupo especial, grupo A, B e C (Tabela II). As espécies da família Haemulidae são geralmente do Grupo B, enquanto que as famílias Lutjanidae e Serranidae possuem valor económico superior, sendo do Grupo A ou Especial, se possuírem mais de 950g (Tabela I e Tabela II). Uma parcela do salário de cada pescador (20%) é paga em USD. No entanto, muitas vezes esse bónus tarda a ser distribuído.

**Tabela I – Grupo de espécies e valor correspondente em Pesos Cubanos (Obs: 1 USD = 24 Pesos Cubanos)**

<b>Espécies</b>	<b>Pesos Cubanos por Kg.</b>
Grupo Especial (Espécies do Grupo A; > 950g)	1.5
Grupo A (< 950g)	0.8
Grupo B	0.4
Grupo C	0.2

**Tabela II – Espécies e grupos correspondentes.**

<b>Espécies</b>	<b>Grupo Especial</b>	<b>Grupo A</b>	<b>Grupo B</b>
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (cubera)	*	*	
<i>Lutjanus analis</i> (pargo)	*	*	
<i>Lutjanus apodus</i> (Caji)		*	
<i>Lutjanus synagris</i> (biajaiba)		*	
<i>Epinephelus striatus</i> (cherna)	*		
<i>Haemulon sciurus</i> (ronco amarillo)			*
<i>Haemulon plumieri</i> (ronco blanco)			*

## ***Espécies de interesse comercial***

### **Lutjanidae**

Os pargos (Lutjanidae) representam 7.9% das capturas comerciais e constituem o grupo de peixes de maior importância comercial para a economia pesqueira cubana, além de serem uma grande atração para a pesca desportiva-recreativa. As espécies com maior interesse comercial, e por isso registadas de forma independente nas estatísticas, são *Lutjanus synagris*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus cyanopterus*, *Lutjanus griseus* e *Ocyurus chrisurus*. Outras espécies de menor importância são *Lutjanus mahogoni*, *Lutjanus jocu* e *Lutjanus apodus*. As suas cores atractivas e o sabor da sua carne tornam estes peixes num dos grupos mais apreciados em todo o mundo.

Estas espécies possuem hábitos demersais, preferindo fundos rochosos e coralinos e são representantes típicos das águas tropicais. Podem encontrar-se tanto em áreas costeiras baixas como a centenas de metros de profundidade, na zona do talude continental. Como ocorre com muitas espécies da plataforma, os Lutjanidae apresentam maior actividade durante a noite, realizando movimentações nocturnas às zonas de ervas marinhas e mangal para alimentação. Durante o período de inactividade (dia), descansam na zona de recife adjacente (Helfman *et al*, 1982 in Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001; Baisre, 2004). Todas as espécies são carnívoras

alimentando-se de grande variedade de organismos como vermes marinhos, crustáceos e outros peixes mais pequenos. Pescam-se com linha e anzol, palangre, 'traviesas', nassas, 'tranques' e 'chinchorro' (Baisre, 2004). Segundo Parrish (1987 in Baisre, 2004), os Lutjanidae exercem uma grande pressão predatória sobre muitas espécies de peixes e invertebrados bentónicos. A distribuição e a diversidade das presas sugere que os indivíduos das espécies de Lutjanidae se podem alimentar de uma ampla variedade de recursos, o que lhes confere uma considerável tolerância a perturbações no seu ambiente trófico (Duarte & Garcia, 1999 in Baisre, 2004).

## **Serranidae**

Todas as espécies desta família, conhecidas como meros, garoupas ou chernes, são peixes demersais, de grande importância comercial nos países tropicais. Podem alcançar um tamanho elevado e vivem próximo do fundo, usualmente em áreas rochosas e coralinas (fundos duros) habitando profundidades até aos 200m. Apesar de as garoupas representarem apenas 0.3% das capturas em peso declarado, a sua importância não deve ser subestimada. Na realidade, muitas espécies importantes do ponto de vista económico, não são registadas separadamente nas estatísticas. Além disso algumas espécies como *Epinephelus striatus*, têm sido objecto de sobrepesca e hoje em dia as suas capturas são reduzidas (Baisre, 2004). Todas as garoupas são carnívoras, predadores de hábitos crepusculares, que se alimentam de crustáceos, moluscos e peixes que capturam de emboscada enquanto permanecem escondidos entre as rochas e os corais do fundo (Valdés-Muñoz & Mocheq, 2001; Baisre, 2004). Quase todos possuem a capacidade de alterar rapidamente a coloração, são peixes de crescimentos lento, solitários e territoriais, excepto quando formam agregações de desova (Baisre, 2004). O facto de serem muito territoriais, de possuírem uma taxa lenta de crescimento e de a desova ocorrer em locais específicos e em sincronia com determinadas fases lunares, torna-os susceptíveis à sobrepesca. Os Serranidae são hermafroditas sequenciais, na sua maioria protogínicos, transformando-se em machos após desovarem um ou mais anos como fêmeas. A mortalidade que se produz pela pesca, e que é diferencial entre os sexos, também pode afectar o recurso (Harris & Collins, 2000 in García-Cagide, *et al.*, 2001; Baisre, 2004). A espécie mais importante para as pescarias cubanas é o cherne crioulo (*Epinephelus striatus*), capturando-se também *Mycteroperca bonaci*, *Epinephelus guttatus*, *E. adscensionis*, *M. tigris* e *M. venenosa*, entre outras (Baisre, 2004).

## Haemulidae

Os Haemulidae (roncadores) são peixes demersais de águas costeiras pouco profundas, das regiões tropicais e subtropicais e, juntamente com os pargos, possuem hábitos noturnos e dominam as espécies supra-bênticas (Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001; Baisre, 2004). São animais pequenos ou medianos que geralmente formam cardumes nas zonas rochosas e arenosas onde repousam, ou nos campos de ervas marinhas onde se alimentam.

As suas capturas em Cuba representam 2.6% do total declarado na pesca comercial. São várias as espécies que possuem importância comercial para Cuba, destacando-se *Haemulon plumieri*, *H. sciurus* e *H. album*. Não existe pescaria dirigida a roncadores, no entanto eles encontram-se entre as espécies que se concentram nos pesqueiros artificiais (estrutura de ramos de mangue vermelho, utilizada na zona da plataforma de Cuba, que funciona como recife artificial concentrando biomassa de peixes) e, por conseguinte, fazem parte das capturas dos barcos de chinchorro, ou dos que utilizam nassas. Segundo Motchek & Silva (1975 in Baisre, 2004), *H. sciurus* e *H. plumieri* são os roncadores mais abundantes da região Noroeste de Cuba e formam cardumes residentes com poucos movimentos.

Ao contrário da maioria dos peixes diurnos que possuem movimentos restritos, muitos dos peixes noturnos são altamente móveis. Isto é particularmente notável nos pargos e nos roncadores. Para peixes que consomem invertebrados móveis, a caça noturna sobre os campos de ervas marinhas não só é menos arriscada como é mais produtiva, pois as presas saem dos seus abrigos neste período. Este processo é também uma fonte importante de transferência de nutrientes e energia entre habitats (Parrish, 1989 in Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001).

## Objectivos

A maioria das investigações sobre a estrutura das comunidades de peixes de recife e sua produtividade tem sido limitada a áreas fora de Cuba (Claro *et al.*, 2000 *in* Claro & Parenti, 2001). A maior parte dos peixes marinhos de Cuba ( $\approx$  350 espécies) está associada aos recifes de coral durante parte ou todo o seu ciclo de vida. Várias destas espécies são crípticas e raramente visíveis por humanos, pelo que a sua abundância real poderá ser subestimada (Claro & Parenti, 2001). Além disso, as alterações mais observadas na composição de espécies são provocadas por impactos antropogénicos relacionados com a pesca (Claro & Parenti, 2001). Estes factos traduzem a necessidade de compreender a situação actual de protecção dos recursos nos recifes de Cuba, nomeadamente nas áreas marinhas protegidas, que se propõem assegurar não só a manutenção da abundância em número e biomassa, como o tamanho médio e a diversidade específica e estrutural das comunidades íctias.

Actualmente, os dois recursos renováveis dos recifes de coral que possuem maior interesse económico e importância social são os peixes comerciais e as qualidades estéticas dos recifes, que atraem o turismo (Russ & Alcalá, 1999). A AMPPF foi considerada eficiente no que respeita à protecção do impacto do turismo (Angulo-Valdés, 2005), no entanto importa testar a sua eficiência em relação à protecção da pesca, bem como os impactos desta actividade na AMP. O facto de dentro da reserva só ser possível pescar lagosta, permite classificá-la como reserva de extracção interdita para espécies ictiológicas.

Neste sentido, propõe-se estudar a distribuição das espécies comerciais dentro e fora da área marinha protegida de Punta Francés, Cuba, de forma a compreender o efeito de protecção desta área para os recursos explorados.

**Os objectivos específicos deste estudo foram:**

- a) Descrever a composição das comunidades de peixes de interesse comercial em locais com dois tipos de fundo dentro e fora da reserva;
- b) Avaliar as diferenças das comunidades de peixes comerciais entre a reserva e área adjacente, tomando em consideração as diferenças de tipos de fundo, especialmente relativamente a:
  - Abundância total em número e biomassa;
  - Tamanho dos indivíduos das principais espécies;
  - Diversidade e riqueza específica;
- c) Avaliar a existência de associações de espécies e a sua eventual associação com habitats ou tipos de fundo específicos;
- d) Compreender a adequação das medidas de protecção.

## Material e métodos

Para a investigação do problema recolheu-se informação detalhada sobre as comunidades de peixes de interesse comercial na zona protegida e fora dela, em duas campanhas de mergulho, usando um método de censo visual.

### *Campanhas de Mergulho*

Foram realizadas duas campanhas ao Parque Nacional de Punta Francés, na Ilha de Juventude (Isla de la Juventud) (Figura 4). Cada campanha teve a duração de duas semanas (15 dias). Estas viagens para o local, assim como as deslocações na área de estudo, foram realizadas no barco de investigação "Felipe Poey", do Centro de Investigações Marinhas (CIM) da Universidade de Havana (Figura 1 – Anexo I).

### *Características da área de estudo*



Figura 4 – Ilha da Juventude e Área Protegida de Punta Francés. A Norte da Ilha observa-se a plataforma insular com vários cayos e o início da Ilha de Cuba.

A Ilha da Juventude está localizada ao Sul da Ilha de Cuba. Entre estas situa-se a plataforma insular, com profundidades reduzidas, que se traduzem num azul claro da água (Figura 4). O

habitat dominante desta plataforma são os campos de ervas marinhas. Existem vários ilhéus chamados cayos, que influenciam a passagem das correntes. A Área Protegida de Punta Francés situa-se no extremo sudoeste da Ilha da Juventude (Figura 4) e engloba áreas interiores da plataforma, com habitat de mangal e ervas marinhas, e áreas exteriores, de recife, que são o objecto principal de protecção por atrair turistas de mergulho (SCUBA). Nesta fracção da AMP, o recife está protegido por uma baía em quase toda a sua extensão, com águas calmas, translúcidas e de profundidade moderada (Figura 5).

### **Caracterização do tipo de fundo**

Dos vários tipos de recifes presentes na área, que constituem diversos biótopos (designados por tipos de fundo neste estudo), foram seleccionados dois, de maior importância na área de estudo e de importância para a fase adulta das espécies comerciais deste estudo: o recife de Pared e os Camellones.

O biótopo de recife de parede representa uma antiga linha de costa que actualmente se encontra submersa (Angulo-Valdés, 2005). Constitui uma escarpa da plataforma insular. A parte superior situa-se entre os 8 e os 10 m de profundidade e pode chegar até aos 14 e 15 m, com alturas entre os 2 e 4m. O seu declive varia entre os 45 e os 80 °. Geralmente é limitada por uma planície rochosa na área superior, com areia na parte mais profunda (Guardia *et al.*, 2004a).

O biótopo Camellones é um tipo de recife comum na zona exterior e mais profunda da área de recife, que geralmente vai dos 15m até ao fim da plataforma insular, que geralmente ocorre aos 20m de profundidade (onde passa a ser talude), e apresenta um declive pouco acentuado. Os Camellones são estruturas longitudinais perpendiculares à costa, de aproximadamente 20 a 30 m de comprimento, 10 a 15 m de largura, 1 a 2 metros de altura e estão separados, intercaladamente, por canais de areia com menos de um metro de largura (Guardia *et al.*, 2004a). Caracterizam-se por um substrato com alta heterogeneidade especial, com túneis e grutas abundantes, os quais são uma atracção para o mergulho com escafandro autónomo.

No entanto, existe uma elevada variabilidade entre biótopos com a mesma designação. A complexidade estrutural, a profundidade e altura da estrutura e mesmo a distribuição dentro da região da baía, podem variar, havendo Camellones bastante rasos na zona mais interna, como o local PSCa (Figura 5), enquanto também se observam estruturas de Pared na zona externa da baía. Exemplo deste caso é o local PSPa (Figura 5), designado por Punta Pedernales, por

Guardia *et al.* (2004a,b) e Angulo-Valdés (2005), já fora das fronteiras físicas da baía, a sul. Esta Pared possui um talude bastante alto comparado com o encontrado nas restantes paredes dentro da reserva, e uma complexidade estrutural bem desenvolvida, incluindo reentrâncias, abrigos e grutas.

A variabilidade estrutural dentro das zonas com o mesmo tipo de fundo sugere que terão características distintas, do ponto de vista das comunidades íctias pelo que poderão representar, na verdade, biótopos distintos do ponto de vista dos peixes de interesse comercial.

## ***Desenho experimental***

### **Seleccção dos locais a amostrar**

Os locais situados na área protegida foram seleccionados com base na localização onde, a cada dia, o barco fundeava. Este procurava locais de referência para mergulho ou pela facilidade em fundear. Em cada um desses pontos procuraram-se os locais mais próximos com os tipos de fundo seleccionados para as amostragens, com base no conhecimento de mergulhadores experientes da zona. Quando apenas um dos tipos de fundo estava presente, o mergulhador deslocava-se a nado para o local mais próximo onde houvesse o outro tipo de fundo, de forma a amostrá-lo. A área protegida foi segmentada em 4 sectores (Sul, Centro/Sul, Centro e Norte), e amostrou-se um local de cada tipo de fundo em cada (Tabela I; Figura 5). Quando um dos sectores estava completo, iniciava-se a amostragem noutra local até estar completo o sector correspondente. Apenas se efectuaram mergulhos durante o dia. Na zona não protegida apenas foi possível amostrar locais a Norte da reserva. Dividiu-se esta zona em dois sectores (Norte e Extremo Norte), amostrando-se em cada sector um local de cada biótopo (Tabela I; Figura 5). O sector Norte não protegido situou-se próximo da fronteira da área protegida, adjacente aos pontos do sector Norte desta. Ao todo amostraram-se 8 locais protegidos e 4 não protegidos, com 6 locais de cada tipo de fundo referido.

Os locais da área protegida já tinham sido amostrados anteriormente por Angulo-Valdés (2005) e alguns também por Guardia *et al.* (2004a, b). O mesmo não se passou com os locais da zona não protegida que foram amostrados pela primeira vez.

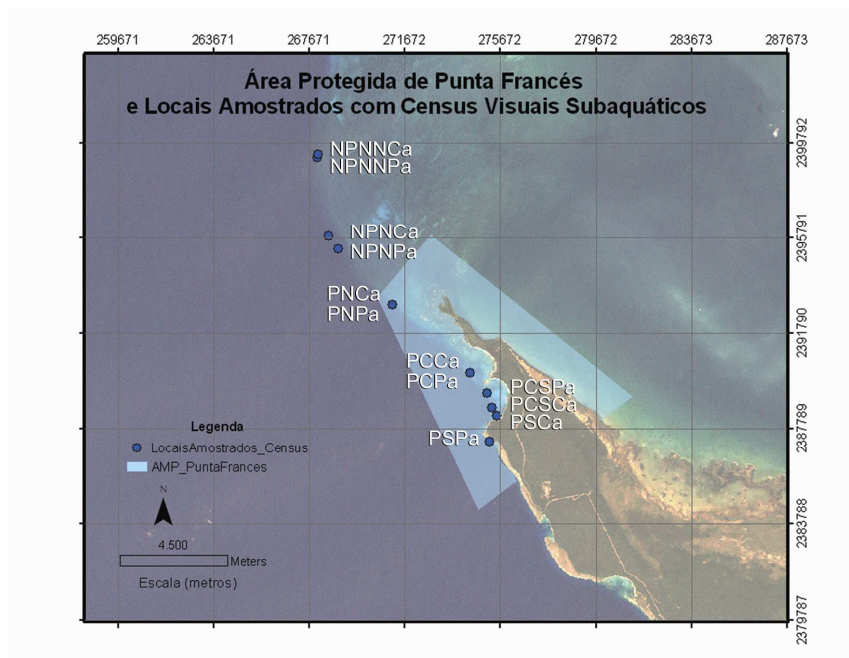
## Locais de amostragem

A referência dos locais amostrados por sector, tipo de fundo e estatuto estão apresentados na Tabela III.

Tabela III – Locais amostrados: referência e nome, tipo de fundo, estatuto da área, sector. Legenda da referência: P – protegida; NP – Não protegida; S – sul; CS – centro sul; C – centro; N – norte; NN – extremo norte; Ca – camellones; Pa – pared.

Referência Locais	Tipo de Fundo	Estatuto da Área	Sector
PSCa	Camellones	Protegida	Sul
PCSCa	Camellones	Protegida	Centro/Sul
PCCa	Camellones	Protegida	Centro
PNCa	Camellones	Protegida	Norte
NPNCa	Camellones	Não Protegida	Norte
NPNNCa	Camellones	Não Protegida	Extremo Norte
PSPa	Pared	Protegida	Sul
PCSPa	Pared	Protegida	Centro/Sul
PCPa	Pared	Protegida	Centro
PNPa	Pared	Protegida	Norte
NPNPa	Pared	Não Protegida	Norte
NPNNPa	Pared	Não Protegida	Extremo Norte

A localização de cada local foi obtida por GPS e colocada num ortofotomapa (fotografia aérea georeferenciada), obtida pelo CIM (Centro de Investigações Marinhas da Universidade de Havana). A projecção utilizada foi a WGS84 (Figura 5).



**Figura 5 – Pormenor da Área Marinha Protegida de Punta Francés, áreas adjacentes e locais amostrados com censos visuais subaquáticos.**

Os locais amostrados neste trabalho estão representados na Figura 5. Todos os locais amostrados fazem parte do habitat de recife. Na baía foram amostrados o PSPa, PCSPa e PCPa (do tipo de fundo Pared), e o PSCa, PCSCa, PCCa (do tipo de fundo Camellones). A Norte da AMP, já sem a protecção de uma baía calma, com os habitats mais próximos de mangal e ervas marinhas, situa-se o NPNa e PNPa. Mais a Norte e já fora da fronteira da reserva situa-se o NPNa e NPNCa, e ainda mais a Norte o NPNNPa e NPNNCa. Os locais fora da AMP, apesar de possuírem tipos de fundo e biótopos classificados da mesma forma, estão directamente conectados à plataforma insular e aos seus extensos campos de ervas marinhas, estando sujeitos às correntes entre a plataforma e mar aberto (Mar das Caraíbas).

## Espécies observadas

As espécies analisadas neste estudo pertencem a 3 famílias – Lutjanidae, Serranidae e Haemulidae (Tabela IV). No Anexo II encontra-se uma breve descrição das características relevantes de cada espécie.

Tabela IV – Famílias de interesse neste estudo (Lutjanidae, Haemulidae, Serranidae), respectivas espécies estudadas e parâmetros *a* e *b* da relação peso-comprimento ( $W = aL^b$ ). Fonte: Froese & Pauly (2007); Claro & García-Arteaga (2001).

Família: Lutjanidae	<i>a</i>	<i>b</i>	Fonte
<i>Lutjanus analis</i>	0.01	3.10	Ramos (1888) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Lutjanus griseus</i>	0.02	2.94	Froese & Pauly (2007)
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	0.01	2.88	Froese & Pauly (2007)
<i>Lutjanus jocu</i>	0.01	3.20	Claro <i>et al.</i> (1999d) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Lutjanus mahogoni</i>	0.02	2.97	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Lutjanus apodus</i>	0.02	2.92	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Lutjanus synagris</i>	0.02	2.97	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Ocyurus chrysurus</i>	0.07	2.74	Piedra (1965) in Claro & García-Arteaga (2001)
Família: Serranidae	<i>a</i>	<i>b</i>	
<i>Mycteroperca venenosa</i>	0.01	3.04	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Mycteroperca bonaci</i>	0.01	3.14	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Mycteroperca tigris</i>	0.01	3.12	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Epinephelus striatus</i>	0.01	3.30	Claro <i>et al.</i> (1990c) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Epinephelus guttatus</i>	0.01	3.12	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Epinephelus adscensionis</i>	0.01	3.00	Froese & Pauly (2007)
Família: Haemulidae	<i>a</i>	<i>b</i>	
<i>Haemulon flavolineatum</i>	0.01	3.14	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Haemulon plumieri</i>	0.02	3.05	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Haemulon sciurus</i>	0.02	3.01	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Haemulon parra</i>	0.03	2.80	Claro & García-Arteaga (1994a) in Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Haemulon album</i>	0.01	3.09	Froese & Pauly (2007)
<i>Anisotremus virginicus</i>	0.03	3.78	Claro & García-Arteaga (2001)
<i>Anisotremus surinamensis</i>	0.03	4.78	Claro & García-Arteaga (2001)

## Procedimento utilizado em cada local

No início de cada mergulho registou-se a data e hora, a visibilidade, o tipo de corrente, a profundidade mínima e máxima de cada local, e foi atribuído um índice de complexidade estrutural do tipo de fundo (de 1 a 5) (Tabela V). O índice de complexidade foi definido como a combinação do desenvolvimento de corais e presença de abrigos ou rugosidades (Tabela V). A visibilidade (em metros) foi estimada e a intensidade da corrente foi registada com base num índice pré definido com cinco níveis (Tabela I – Anexo III).

**Tabela V – Características do tipo de fundo e índice de complexidade correspondente.**

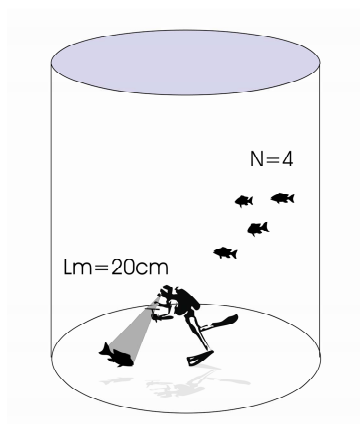
<b>Desenvolvimento de corais (altura e estrutura)</b>	<b>Presença de abrigos</b>	<b>Presença de rugosidades</b>	<b>Índice de Complexidade</b>
Altura reduzida; Estrutura simples	Superfície plana, sem buracos aparentes	Superfície com formas reduzidas	1
Altura reduzida; Estrutura pouco complexa	Superfície irregular, buracos raros	Superfície com algumas formas	2
Altura média; Estrutura pouco complexa	Superfície irregular, poucos buracos	Superfície com algumas formas	3
Altura média; Estrutura complexa	Superfície irregular, alguns buracos	Superfície com algumas formas	4
Altura elevada; Estrutura bastante complexa	Superfície bastante irregular, buracos frequentes	Superfície com muitas formas	5

Em cada local amostrado foram realizadas 3 réplicas. Cada réplica consistiu em 10 censos independentes, resultando em 30 censos por local. Devido a limitações logísticas, num dos locais apenas se realizaram 27 censos (NPNPa). Nem os censos nem as réplicas se sobrepuseram de forma a garantir a independência máxima das amostragens. O número de observações resultante por combinação de tipo de fundo com o estatuto de protecção é apresentado na Tabela VI. Os censos foram realizados segundo o método já testado para recifes de coral, e já utilizado noutros estudos em recifes das Caraíbas, como o de Angulo-Valdés (2005), na mesma área de estudo (Figura 6). O método de censos subaquáticos adoptado foi uma adaptação da Técnica de Censos Visuais de Ponto Fixo para Amostragens Quantitativas da Estrutura das Comunidades de Peixes de Recifes de Coral (“Stationary Visual Census Technique for Quantitatively Assessing Community Structure of Coral Reef Fishes”), desenvolvido por Bohnsack & Bannerot (1986). Consideraram-se apenas os adultos das espécies de interesse

comercial das famílias Lutjanidae, Haemulidae e Serranidae. Em cada réplica de cada local foram recolhidos os dados das espécies observadas, o número de indivíduos por espécie, e a classe de comprimento (à furca) para cada indivíduo ou cardume.

**Tabela VI – Número de observações por estatuto e tipo de fundo.**

Estatuto	Tipo de Fundo	Número de observações (censos)
Não Protegida	Camellones	51
Não Protegida	Pared	54
Protegida	Camellones	120
Protegida	Pared	117



**Figura 6 – Esquema de evento de amostragem.**

## O método de amostragem

Para realizar os censos visuais utilizou-se uma adaptação de método proposto por Bonhsack & Bannerot (1986). Estes autores verificaram que os métodos de transecto e técnicas rápidas mais usadas não permitiam ao mergulhador colectar informação adequada sobre a composição por espécies, abundância, frequência de ocorrência e biomassa em recifes de coral, que possuem populações diversas e abundantes. Estes autores também verificaram que alguns dos métodos disponíveis não permitiam obter dados quantitativos da heterogeneidade e dos diferentes tipos de habitats, característicos dos recifes das Caraíbas, entre muitas outras limitações. Finalmente, constataram que apesar de todos os métodos terem erros associados, na maior parte dos casos estes não estão documentados ou estudados e testados.

A Técnica de Censos Visuais de Ponto Fixo para Amostragens Quantitativas da Estrutura das Comunidades de Peixes de Recifes de Coral ("Stationary Visual Census Technique for Quantitatively Assessing Community Structure of Coral Reef Fishes"), desenvolvida por Bohnsack & Bannerot (1986) consiste em seleccionar aleatoriamente pontos, mergulhar com equipamento SCUBA e, em cada ponto de amostragem, registar todas as espécies observadas durante 5 minutos, num raio de 7.5m centrado no observador, criando um cilindro imaginário desde a superfície ao fundo. O raio do cilindro é estimado com recurso a uma fita métrica. Cada observação começa por listar todas as espécies presentes no cilindro durante os 5min iniciais, rodando apenas numa direcção. Nesta fase não se colectam dados estatísticos, com excepção das espécies que se movimentam em cardume, em que se anota o número e o tamanho médio dos peixes, apenas na primeira vez que o cardume é observado. Após os primeiros 5 minutos, inicia-se o registo de dados estatísticos, somente para as espécies registadas na primeira fase de observação. Os autores do método referem que para muitas espécies, aparecem alguns indivíduos no raio de amostragem apenas durante o período de 5 minutos de listagem de espécies. Esses poucos indivíduos são facilmente retidos na memória e os seus dados são anotados depois. Os indivíduos das espécies listadas presentes no raio de amostragem são então contados, cada espécie de uma vez e pela ordem da lista, começando num ponto e rodando 360° até percorrer toda a área circundante. Os comprimentos à furca em cm são também anotados comparando os peixes com uma régua, disposta perpendicularmente no topo de um cabo de 1m de altura e segurada pelo mergulhador. Este objecto facilita a estimação dos comprimentos dos peixes. A organização das folhas de registo é crítica para o sucesso do método. Após os dados dos censos deve-se também anotar as características do fundo, a profundidade, dia e hora (Bohnsack & Bannerot, 1986).

Os autores do método afirmam que o número de espécies e indivíduos contabilizados durante uma amostragem é fortemente proporcional à complexidade do habitat. Geralmente é necessário mais tempo para amostrar a comunidade de peixes num habitat estruturalmente complexo que num habitat simples. Num habitat de recife externo, é necessário um tempo médio de 20min. No entanto, os mesmos autores referem que após os 5min iniciais de amostragem, o número de espécies aumenta a uma taxa lenta, tendo por isso definido este período para a listagem de espécies. Referem ainda que as espécies observadas após os primeiros 5min são geralmente representadas apenas por um ou poucos indivíduos, e observaram que o tempo adicional de amostragem representa em geral uma contribuição negligenciável para o número cumulativo de indivíduos. Bohnsack & Bannerot (1986), afirmam ainda que ao duplicarem o tempo de registo

de espécies para 10min, apenas observaram uma adição de 1% a 3% ao número de espécies, em 5 das 160 amostragens realizadas. O período de 5min foi assim o tempo seleccionado como amostragem padrão, pois foi o tempo mínimo adequado a listar as espécies numa área com habitats complexos e porque períodos mais longos provocavam um aumento de erro associado à detecção de espécies altamente móveis. Tempos mais longos também aumentaram a confusão na distinção entre os indivíduos situados na área de amostragem e os que se moviam continuamente entre fora e dentro da mesma área.

O raio de amostragem que maximizou o número de espécies registadas foi de 7.5 m. No entanto, segundo os autores o mais importante é manter o raio constante entre os locais amostrados para comparação. Raios muito reduzidos fazem com que muitas espécies que não se aproximam demasiado do mergulhador não sejam registadas, enquanto que raios muito extensos provocam uma dificuldade óbvia na observação das espécies crípticas ou associadas a refúgios, que estejam a maior distância. O número de amostras (censos) aconselhado foi de 8 a 20, dependendo das características estatísticas de cada parâmetro.

Bonhsack & Bannerot (1986) não encontraram diferenças significativas entre as amostragens de diferentes mergulhadores. Estes autores referiram, no entanto, um possível erro associado a espécies em cardume, ou espécies que possam ser atraídas (e.g *Ocyurus chysurus*) ou repelidas pela presença de um mergulhador.

Por fim, estes autores referem que as desvantagens deste método se prendem com condições de grandes correntes, ondulação e grandes profundidades, em que não se tem precisão, e na possível sub-estimação de espécies crípticas e reservadas, que provavelmente não são amostradas com eficiência (Bonhsack & Bannerot, 1986).

## Modificações ao método

Neste estudo introduziram-se algumas modificações relativamente à descrição original do método. A primeira foi a opção de apenas contar e medir as espécies de interesse comercial. Os próprios autores do método afirmam que apesar de terem amostrado todas as espécies observáveis, o método pode ser modificado para contabilizar *taxa* específicos ou grupos de interesse, como as espécies comerciais, ou apenas uma espécie. No entanto, os autores da técnica referem que nestes casos o método pode não ser eficaz na avaliação da estrutura do total da comunidade (Bohnsack & Bannerot, 1986).

A segunda modificação foi o volume cilíndrico de cada censo, para o que se considerou 5m de raio, em vez de 7.5m, pois verificou-se ser preferível quando se observava em locais de menor visibilidade. Segundo os autores do método, a variação de visibilidade entre locais não foi um factor significativo entre os 4.5 e os 30 metros de visibilidade. No entanto, neste estudo amostraram-se locais com visibilidade bastante reduzida e variações muito amplas de visibilidade (mínimo estimado 7m e máximo 40m), e considerou-se arriscado realizar amostragens com um raio de 7.5m, pelo que se decidiu ser mais vantajoso o raio dos 5 metros.

Finalmente, no presente estudo preferiu-se otimizar o tempo e o ar das garrafas, que eram escassos, e por isso não efectuar a primeira fase de listagem. Como as espécies estudadas (3 famílias) eram em muito menor número que a totalidade de espécies de peixes do recife, considerou-se que seria eficaz anotar o tamanho e número das espécies desde o início da observação. Além disso, não se considerou fácil a memorização do número e tamanho dos peixes para anotação posterior à fase de listagem das espécies, como é indicado pelo método, pelo que foram registados imediatamente. O tempo por censo foi ligeiramente diferente do total aconselhado pelo método, que se considerou excessivo. A diversidade, tamanho e abundância das famílias estudadas é muito inferior à da totalidade das espécies num recife (para o qual o método foi desenvolvido). Além disso, as espécies estudadas possuem um comportamento demersal, não se tendo verificado a dificuldade referida para as pequenas espécies crípticas. Por estas razões, para cada censo, seguiu-se o período de tempo após o qual os autores referem ser negligenciável o aumento do número de espécies (5min). Este período foi testado neste estudo, previamente ao início de recolha de dados, e considerado suficiente para a listagem e anotação dos dados das espécies de interesse. Os mesmos autores sugerem 20 censos por local, o que também foi cumprido e ultrapassado neste estudo (com 30 censos por local).

É importante referir que no presente estudo, 3 mergulhadores recolheram todos os dados. A maioria dos locais dentro da reserva foram colectados por apenas dois mergulhadores, enquanto fora da reserva foi sempre necessário recorrer a 3 mergulhadores pois só houve uma oportunidade para mergulhar em cada local. Cada mergulhador, nesse caso teve que realizar 10 censos (1 réplica completa). Bohnsack & Bannerot (1986) verificaram não haver diferenças significativas entre os dados colectados por diferentes mergulhadores, o que reforça a robustez do método utilizado neste estudo.

### **Organização e análise dos dados**

Após a recolha, os dados das amostragens em mergulho foram organizados numa folha de cálculo com a seguinte informação para cada observação:

Estatuto (Protegida/Não Protegida), tipo de fundo (Camellones/Pared), referência do local, data, horas de início e término, visibilidade e profundidade média em metros, temperatura, corrente, observador, número da réplica e do censo. A profundidade média de cada local foi calculada como a média das profundidades mínimas e máximas de cada observação do local. Para cada peixe ou cardume observado registou-se a família, a espécie, o número de indivíduos e o comprimento médio em centímetros. O comprimento médio individual ou por cardume corresponde ao valor médio da classe de comprimento seleccionada e registada no momento da observação. Os pesos médios individuais foram calculados posteriormente através dos comprimentos médios registados, utilizando a relação peso-comprimento ( $W = aL^b$ ) de cada espécie (Tabela IV) e depois em biomassa total com a multiplicação do peso médio individual pela sua abundância em número.

Após o registo dos dados de cada local, a profundidade média e o índice de complexidade foram reduzidos a índices com apenas dois valores, 1 e 2. O índice de profundidade 1 refere-se a locais até 10m, e o valor 2 indica profundidades médias superiores (máximo 14m). No índice reduzido de complexidade, o valor 1 inclui a complexidade classificada originalmente pelos níveis 1 e 2, enquanto que o valor 2 se refere aos níveis de complexidade originais entre 3 e 5. Esta simplificação dos índices foi importante para reduzir os graus de liberdade na análise dos efeitos dos factores explicativos, de forma a obter dados possíveis de modelar e interpretar.

## **Análise exploratória**

Após a recolha dos dados e antes de realizar uma análise estatística dos mesmos, efectuou-se uma análise exploratória, de forma a compreender os resultados do estudo e poder aplicar as análises adequadas. Primeiramente, pretendeu-se verificar como variavam as características físicas consideradas mais relevantes para a caracterização de cada local (complexidade e profundidade), com o tipo de fundo e o estatuto. As duas características seleccionadas são índices constantes a uma larga escala temporal, podendo explicar alguma da variabilidade entre locais. A corrente e a visibilidade são valores bastante variáveis numa escala temporal curta, pelo que não se considerou fiável na análise. No entanto diferem claramente entre estatutos, o que poderá provocar diferenças, embora mascaradas pelo factor estatuto. A profundidade, a complexidade, o tipo de fundo e o estatuto de protecção foram os parâmetros seleccionados como variáveis explicativas dos resultados encontrados neste estudo.

Seguidamente analisou-se a variação da abundância total média em número e em biomassa, dos comprimentos e pesos médios individuais e dos índices de diversidade (Simpson, Margalef e Equitabilidade de Simpson) relativamente à combinação do estatuto com o tipo de fundo e para os diferentes locais. Entre tipos de fundo o número de observações é idêntico. Analisou-se ainda a distribuição das variáveis dependentes com os factores explicativos separadamente (estatuto, tipo de fundo, complexidade a profundidade), e representaram-se os resultados através de gráficos de caixa e bigodes, em que a medida central considerada foi a mediana.

Após a análise global inicial por estatuto e tipo de fundo e por locais, efectuou-se a análise por família e por espécie. Em primeiro lugar classificou-se o tipo de frequência de cada espécie consoante a proporção de presenças, segundo as correspondências da Tabela VII.

**Tabela VII – Classificação do tipo Frequência de Ocorrência e correspondente valor de proporção de presenças.**

<b>Tipo de Presença</b>	<b>Ubíqua</b>	<b>Muito Frequente</b>	<b>Frequente</b>	<b>Pouco Frequente</b>	<b>Rara</b>
Proporção Presenças	1	[0.8; 1[	[0.5; 0.8[	[0.1; 0.5[	[0; 0.1[

Em seguida, analisou-se a distribuição dos indivíduos por família e espécie com a combinação do estatuto com o tipo de fundo, e por locais, agrupados por tipo de fundo. Apenas se

discriminaram as espécies com mais de 5% de presença, sendo as restantes denominadas de 'Outras'. Para avaliar a dominância e riqueza específica, calculou-se o número e a proporção de espécies necessárias para perfazer 80% do total de indivíduos observados.

Os tamanhos médios individuais foram comparados entre os diferentes estatutos e tipos de fundo, separadamente para cada espécie. Apresentou-se ainda a variação do comprimento médio individual agrupado por famílias, segundo o estatuto e tipo de fundo.

### *Índices de diversidade*

Para medir a diversidade específica utilizou-se o índice de diversidade de Simpson. Na medição da diversidade específica é habitual o uso de índices de diversidade, tendo já sido proposto um grande número destes índices. Os mais comuns são os índices de Shannon (1949) e de Simpson (1949) (Magurran, 2004). Vários autores (May, 1975 *in* Magurran, 2004; Magurran 1988 *in* Magurran, 2004; Lande 1996 *in* Magurran, 2004; Southwood & Henderson 2000 *in* Magurran, 2004) discutiram as desvantagens do índice de Shannon, que sendo o tradicionalmente utilizado, é ainda o preferido pela maioria dos cientistas, mesmo não tendo passado o 'teste do tempo' (Magurran, 2004). Este índice supõe que os indivíduos são amostrados ao acaso de uma população infinitamente grande (Pielou, 1975 *in* Magurran, 2004) e que todas as espécies estão presentes na amostragem (Magurran, 2004). O erro associado ao primeiro pressuposto raramente é significativo (Peet, 1974 *in* Magurran, 2004), contudo, o erro deste índice aumenta quando a proporção de espécies representadas na amostragem diminui. Devido ao facto de a verdadeira riqueza específica de um agrupamento de espécies nunca ser conhecida, o estimador de índice de Shannon tem sempre um erro associado (Lande, 1996 *in* Magurran, 2004). Este factor faz com que este índice seja bastante sensível às espécies raras, que nem sempre são observadas e registadas (Magurran, 2004).

O índice de Simpson pertence a um grupo de medidas que em vez de enfatizarem a riqueza específica, dão maior peso à abundância das espécies mais comuns, sendo por isso referido como medida de dominância ou equitabilidade. O índice de Simpson (1949) é a probabilidade de quaisquer dois indivíduos retirados ao acaso de uma comunidade infinitamente grande pertencerem à mesma espécie, e é definido por:

$$D = \sum p_i^2,$$

onde  $p_i$  = proporção de indivíduos de cada espécie.

A forma apropriada para uma comunidade finita é:

$$D = \sum (n_i[n_i - 1] / N [N - 1]),$$

onde  $n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ; e  $N$  = total de indivíduos.

À medida que  $D$  aumenta, a diversidade diminui, sendo o índice de Simpson expresso geralmente pelo complementar  $(1-D)$  ou o recíproco  $(1/D)$ , a forma mais utilizada. O índice de Simpson é muito influenciado pelas espécies mais abundantes, sendo menos sensível às espécies raras. Esta é uma das medidas de diversidade mais poderosas e robustas disponíveis, que captura a variância da distribuição das espécies. Quando as diferentes espécies se distribuem mais equitativamente, o índice complementar ou o recíproco aumentam. Apesar das vantagens do índice de Simpson, ele continua menos popular que o de Shannon (Magurran, 2004).

Apesar da medida de diversidade de Simpson enfatizar a dominância em oposição à riqueza específica, não é uma medida pura de equitabilidade. Para medir a equitabilidade utilizou-se um índice derivado do índice de Simpson dividindo a forma recíproca do índice pelo número de espécies na amostra (Smith & Wilson, 1996 *in* Magurran, 2004; Krebs, 1999 *in* Magurran, 2004):

$$E_{1/D} = (1/D)/S$$

Esta medida varia de 0 a 1 e não é sensível ao número de espécies.

#### *Riqueza específica*

A riqueza específica foi medida pelo índice de Margalef. Um dos maiores problemas na estimação da riqueza específica é a sua dependência do esforço de amostragem, que raramente é documentado, o que impossibilita a comparação com outros locais (Gaston 1996b *in* Magurran, 2004). No entanto, existem vários índices de riqueza específica simples que compensam os efeitos de amostragem ao dividir  $S$ , o número de espécies registadas, por  $N$ , o total de indivíduos na amostra. Um dos mais conhecidos é o índice de diversidade de Margalef (Clifford & Stephenson, 1975 *in* Magurran, 2004), em que uma das grandes vantagens é a facilidade de cálculo. Este índice é dado por:

$$D_{Mg} = (S-1)/\ln N.$$

Segundo Magurran (2004), apesar deste índice estar corrigido para o tamanho da amostra, continua fortemente influenciado pelo esforço de amostragem. No entanto, é um índice intuitivo que possui um papel muito importante em investigações de diversidade biológica.

## **Análise estatística**

### *Modelos lineares generalizados*

Após a análise exploratória, modelou-se a relação entre cada variável dependente e as variáveis preditivas: estatuto, tipo de fundo, complexidade, profundidade e interações entre elas, utilizando modelos lineares generalizados (GLM) (McCullagh & Nelder, 1989; Dobson, 1990) implementados no Software R (R Development Core Team, 2007), versão 2.4.1. Na modelação GLM, a escolha da distribuição e função de ligação foi efectuada de forma a reduzir a dispersão de resíduos e deviança, e a obter um melhor ajuste dos quantis esperados. Escolheu-se sempre a distribuição mais simples e o mínimo de transformação possível, desde que os resultados fossem igualmente satisfatórios relativamente às restantes opções. Em alguns casos, os dados tiveram que ser transformados previamente. Para a abundância média em número, transformou-se os dados para o seu logaritmo de forma a reduzir a dispersão dos dados e utilizou-se a família 'quasipoisson' com a função de ligação logaritmo, tipicamente utilizadas para contagens (Crawley, 2002). Os dados de abundância média em biomassa e de pesos médios individuais (ambos em kg) foram transformados para o seu logaritmo e modelados com uma distribuição Normal e função de ligação identidade. A distribuição Log Normal resultante foi justificada pela menor dispersão de dados obtida. Para a modelação dos comprimentos médios os dados não foram transformados e utilizou-se a distribuição 'Gamma' com a função de ligação identidade, enquanto que para os índices de diversidade se utilizou a família Normal, recorrendo também à função de ligação identidade.

Para testar a significância do efeito das variáveis preditivas (estatuto, tipo de fundo, complexidade, profundidade e interações entre elas) sobre cada variável dependente (número, biomassa, L médio, peso médio, índice de Simpson, Equitabilidade e índice de Margalef) comparou-se o ajuste do modelo com as variáveis preditivas com os mesmos modelos mas com menor número de variáveis, de uma forma sequencial, utilizando a estatística teste 'F' (Manly, 2006) ou 'Qui-quadrado', adequada para contagens (Crawley, 2002).

O teste da variação da composição específica foi realizado através do teste da interação do factor espécie com as outras variáveis independentes, partindo do modelo completo para a eliminação de factores (Crawley, 2002).

### *Similaridade entre locais*

No presente estudo analisou-se a similaridade da composição específica em número e em biomassa, entre os vários locais, por estatuto e tipo de fundo, através de uma análise de ordenação não métrica multi-dimensional (nMDS). O objectivo desta análise consiste na construção de um 'mapa', com um número específico de dimensões, que possua as várias amostras dispostas de forma a satisfazer a ordenação obtida pela matriz de distâncias entre elas. Esta matriz foi calculada com o coeficiente de similaridade Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957 *in* Clarke & Warwick, 1994). A similaridade entre as amostras  $j$  e  $k$ ,  $S_{jk}$ , é expressa por:

$$S_{j,k} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{i,j} - y_{i,k}|}{\sum_{i=1}^p (y_{i,j} + y_{i,k})}$$

onde  $y_{ij}$  é a abundância (em número ou biomassa) da espécie  $i$  na amostra  $j$  ( $i=1, 2, \dots, p$ ;  $j=1, 2, \dots, n$ ), e  $y_{ik}$  é o número de espécies da amostra  $k$ .  $S_{jk}$  é o coeficiente de similaridade e pode variar entre 0 a 100%.

Seleccionou-se a opção de representar os MDS com apenas duas dimensões. Para tal recorreu-se ao software PRIMER® 6β (Clarke & Warwick, 2001). Os dados utilizados para esta análise foram a abundância total média em número e em biomassa, que sofreram transformação de raiz quadrada, previamente ao cálculo da matriz de semelhanças e ao MDS bidimensional.

Esta análise tem um stress associado, que aumenta com a redução das dimensões do 'mapa', pois a relação entre as amostras fica com menos dimensões explicativas. No entanto, quanto mais dimensões se inserem no cálculo do MDS menos facilidade há em interpretar os resultados, sendo geralmente escolhido um espaço de duas dimensões. O stress também aumenta com o aumento dos dados, havendo valores de stress máximos definidos para MDS de duas dimensões. Um stress < 0.05 terá uma representação excelente, enquanto que um stress < 0.1 é aceitável, correspondendo a uma boa ordenação de similitudes. Um stress < 0.2 fornece apenas uma aproximação potencial útil e um stress < 0.3 indica que os pontos estão próximos de terem sido dispostos ao acaso no espaço de ordenação de 2 dimensões (Clarke & Warwick, 1994).

Para testar a hipótese nula de que todos os locais possuem a mesma composição específica, utilizou-se o teste ANOSIM. Este teste é baseado num processo simples de permutação não paramétrica, aplicada à matriz de similaridade, que está subjacente à ordenação ou classificação

das amostras. O nome ANOSIM (análise de similaridade) surge por analogia à ANOVA (análise de variância) (Clarke & Warwick, 1994). Este teste é baseado na estatística R, que testa a  $H_0$  de que as similaridades entre e dentro dos locais são as mesmas, em média. Esta estatística é dada por:

$$R = (rmed_B - rmed_W)/(M/2)$$

onde  $rmed_B$  = é a média das similaridades de ordenação (*rank*) de todos os pares de replicados entre os diferentes locais;  $rmed_W$  = é a média de todas as similaridades de ordenação entre replicados dentro dos mesmos locais;  $M = n(n-1)/2$  e  $n$  = número total de amostras em consideração. Este valor de R pode variar entre -1 e 1, em que  $R = 1$  ocorre apenas se todos os replicados dentro de cada local são mais semelhantes entre si que entre qualquer replicado de locais diferentes. Este valor é aproximadamente zero se a hipótese  $H_0$  é verdadeira. O valor de R geralmente distribui-se entre 0 e 1, indicando alguma discriminação entre os locais. Valores de R menores que 0 são pouco prováveis pois correspondem a similaridades superiores entre locais distintos que as que existem dentro do mesmo local (Clarke & Warwick, 1994).

#### *Dissimilaridades entre factores*

Para os factores estatuto e tipo de fundo, efectuou-se a análise de dissimilaridades SIMPER (Clarke & Warwick, 1994) em software PRIMER® 6β. Esta análise examina a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade Bray-Curtis (1-S) da composição específica entre grupos de amostras. Para realizar esta análise deve-se transformar previamente os dados que necessitem de padronização (Clarke & Warwick, 1994). Nesta análise consideraram-se relevantes as espécies que perfizessem uma contribuição cumulativa até 80%, e destacaram-se as espécies com uma contribuição cumulativa para as dissimilaridades entre grupos até 50%.

### Associação de espécies

A interação entre espécies é um conceito de importância central na ecologia de comunidades (Ludwig & Reynolds, 1988). A semelhança (ou falta dela) na coexistência de duas espécies pode ocorrer porque: a) ambas as espécies selecionam ou evitam o mesmo habitat ou fatores do habitat; b) ambas possuem os mesmos requisitos ambientais gerais, bióticos ou abióticos; ou c) uma ou as duas espécies possuem repulsa ou atração pela outra espécie (Hubalek, 1982 *in* Ludwig & Reynolds, 1988).

A informação do número de unidades de amostragem (UAs) para cada par de espécies A e B, em que ambas as espécies ocorrem, ou em que apenas uma delas ocorre, ou ainda em que nenhuma foi observada, é resumida na Tabela VIII.

**Tabela VIII – Tabela de Contingência 2\*2 ou Tabela de associação de espécies.**

		Espécie B		
		Presente	Ausente	
Espécie A	Presente	$a$	$b$	$m = a + b$
	Ausente	$c$	$d$	$n = c + d$
		$r = a + c$	$s = b + d$	$N = a + b + c + d$

Cada índice de associação é mínimo quando  $a = 0$ , ou seja, quando as espécies nunca são encontradas juntas. O máximo é atingido quando  $b = c = 0$ , ou seja, quando as espécies ocorrem sempre em conjunto. O índice de associação deve ser simétrico para as duas espécies e deve permitir a discriminação de associações positivas e negativas. Também deve ser independente de  $d$ , ou seja, do número de ausências conjuntas. As três medidas de associação recomendadas são os índices de Ochiai, Dice e Jaccard. Estes índices tomam o valor zero quando não há associação e 1 quando esta é total (Ludwig & Reynolds, 1988). Goodall (1973 *in* Ludwig & Reynolds, 1988) testou o índice Dice e Jaccard e provou que este último possui menor erro, mesmo com amostras reduzidas ( $N = 10$ ), enquanto que o de Dice apenas se adequa a  $N \geq 20$ . Por esta razão, neste estudo optou-se por utilizar o Índice de Jaccard (JI), baseado em dados de presença-ausência, e que consiste no cálculo da proporção do número de UAs onde ambas as espécies são observadas, relativamente ao número total de UAs onde pelo menos uma das espécies ocorre. Os valores resultantes foram classificaram-se em vários graus de associação, segundo intervalos de valores considerados adequados apresentados na Tabela IX.

Tabela IX – Valores de índice de Jaccard (JI) e classificação do tipo associação correspondente.

Grau de Associação	Dissociação	Associação Fraca	Associação Média	Associação Forte	Associação Total
Valor de JI	0	]0; 0.5[	]0.5; 0.8[	]0.8; 1[	1

Para medir a associação simultânea entre várias espécies, recorreu-se ao índice mais utilizado (Ludwig & Reynolds, 1988), o rácio da Variância (VR), dado por:

$$VR = S_T^2 / \sigma_T^2,$$

Onde,

$$\sigma_T^2 = \sum_{i=1}^S p_i * (1 - p_i);$$

$$S_T^2 = 1/N * \sum_{j=1}^N (T_j - t)^2,$$

Onde  $p_i = n_i/N$ ;  $n_i = n^\circ$  de presenças da espécie  $i$  e  $N = n^\circ$  total de amostras consideradas;  $T_j =$  total de espécies na amostra  $j$  e  $t =$  número médio de espécies por amostra.

Neste índice, o valor esperado sob a hipótese nula de independência é 1 (sem associação). Se  $VR > 1$ , é sugerido que em geral as espécies exibem associação positiva. Se  $VR < 1$ , sugere-se a existência de uma rede de associações negativas (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para testar a hipótese nula, utilizou-se a estatística  $W$ :

$$W = (N) * (VR).$$

Sob a  $H_0$  esta estatística tem uma distribuição de  $\chi^2$ , pelo que o teste se realiza por comparação do valor observado de  $W$  com os quantis desta distribuição, tendo-se seleccionado um nível de significância de 99% ( $\chi^2_{.005, N} < W < \chi^2_{.995, N}$ ).

### *Mapeamento de habitats*

Os dados das posições geográficas dos locais amostrados em censos visuais e capturas da pesca, bem como os limites da área marinha de Punta Francés, foram sobrepostos a uma fotografia aérea georeferenciada (ortofotomapa) da região. Através do ortofotomapa, da observação directa e da informação recolhida no local com mergulhadores e pescadores experientes da região, definiu-se o mapeamento aproximado dos habitats relevantes da área.

### *Informação sobre a Pesca da região*

As informações sobre a pesca na região e as espécies de interesse comercial foram obtidas por observação directa e por conversas com os pescadores de dois barcos, o 'Ferrocemento 265' no mês de Abril e o 'Ferrocemento 1144' no mês de Maio. Estes barcos eram da colónia de pesca La Coloma, situada a Sudoeste da Ilha de Cuba. Os dados (Tabela I e Figuras 1, 2 e 3 – Anexo IV) permitiram compreender a organização, estrutura e funcionamento da pesca da região, bem como o modo de vida dos respectivos pescadores. Foi também observado o modo de funcionamento das três artes principais ('traviesa', nassas de sombra e 'tranque') durante vários eventos de pesca o que também contribuiu para compreender as pescarias, a sua intensidade, localização e composição específica dominante das capturas. A posição GPS dos locais de pesca observados está representada na Figura 4 do Anexo IV.

## Resultados

### Mapeamento dos habitats

Identificaram-se quatro tipos de habitat na área marinha de Punta Francés (Figura 7) nomeadamente, o habitat de ervas marinhas a Este, no interior da plataforma insular, o de mangal na região Norte e Este da área protegida de Punta Francés ao longo da fronteira entre a área terrestre e a marinha, o habitat misto composto por laje (antigo recife) e por alguns agrupamentos de ervas marinhas, localizado na região de transição entre ervas marinhas e recife a Norte da área protegida, e habitat de recife de coral na zona Oeste, entre a plataforma insular e o talude.

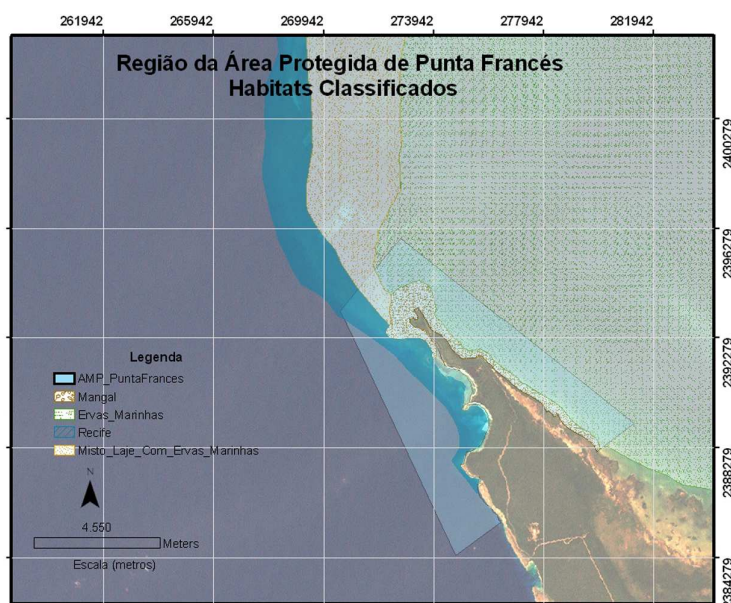


Figura 7 – Área Marinha de Punta Francés e localização aproximada dos habitats identificados.

### Características dos Locais amostrados

A análise da inter-relação entre as variáveis explicativas (Figura 8 e 9) permitiu constatar que a complexidade é superior na área protegida e sempre reduzida fora desta (Figura 8a). As diferentes complexidades existem em igual proporção nos dois tipos de fundo (Figura 8b), havendo 6 locais com cada um dos dois níveis de complexidade. Todos os locais amostrados na zona não protegida pertencem à classe de profundidade 2, embora os locais desta classe de

profundidade também dominem na zona protegida (Figura 8c). O tipo de fundo Camellones possui uma maior proporção de locais com profundidade mais elevada quando comparado com os locais com tipo de fundo Pared (Figura 8d). Nos locais com profundidade superior, existe igual proporção de locais com classe de complexidade 1 e 2 (Figura 9). No entanto, nos locais de menor profundidade a complexidade reduzida domina (aproximadamente 60%).

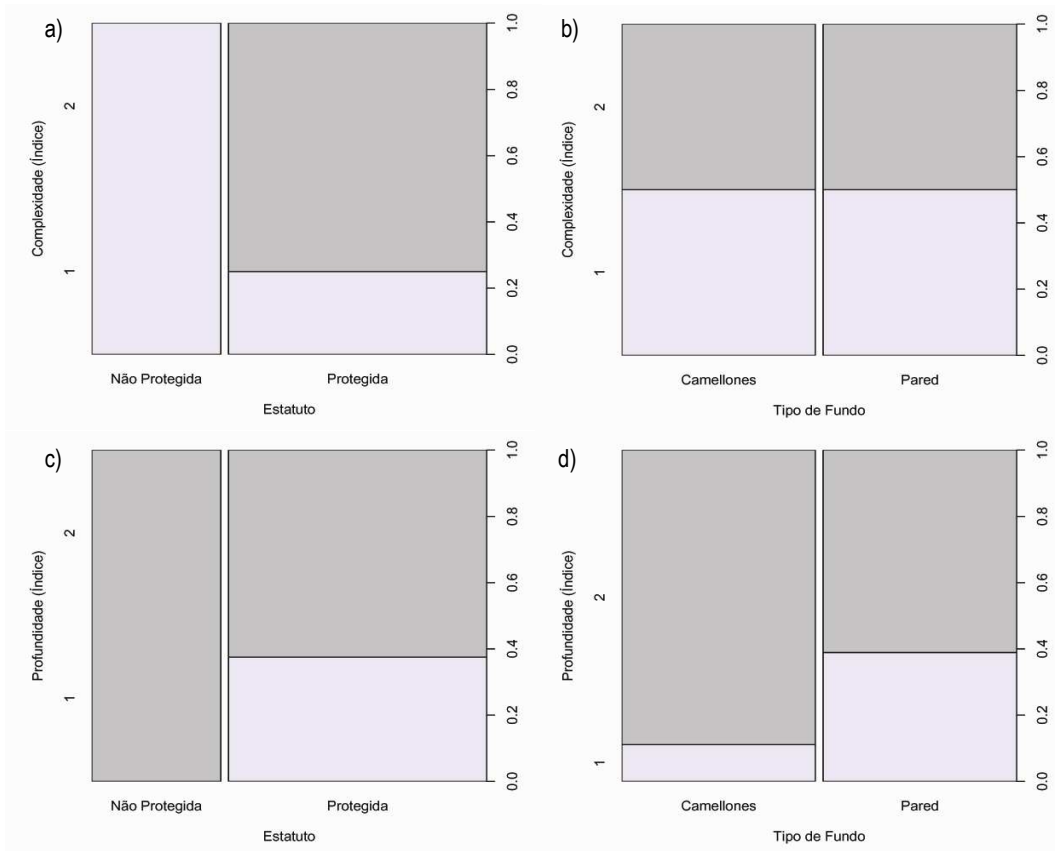


Figura 8 – Interação entre variáveis explicativas: complexidade com o estatuto (a), complexidade com o tipo de fundo (b), profundidade com o estatuto (c), profundidade com o tipo de fundo (d).

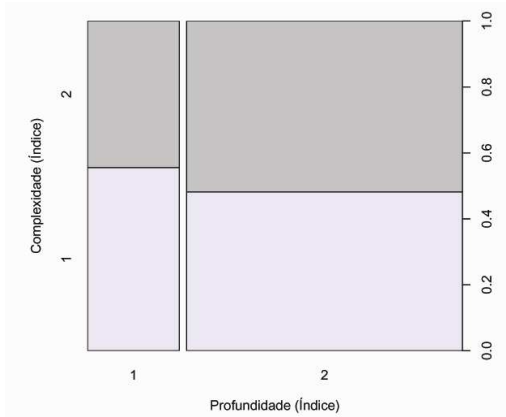


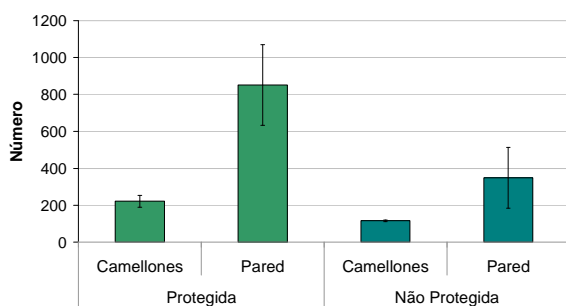
Figura 9 – Interação entre índice de complexidade e de profundidade.

## Análise das comunidades íctias

### Abundância Total

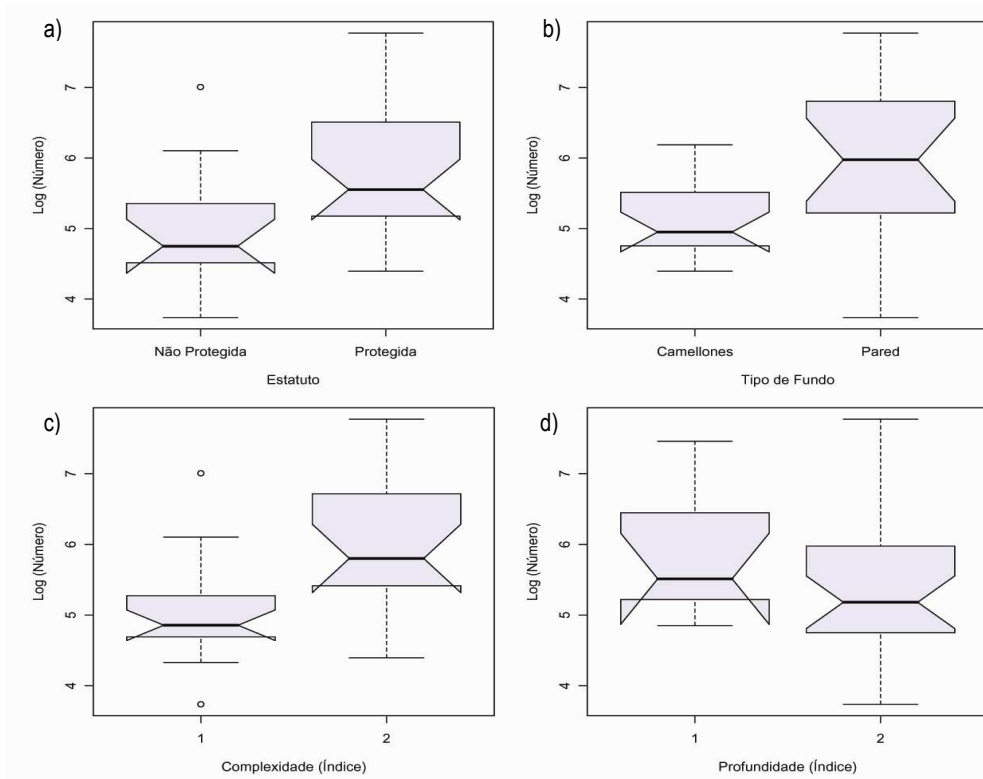
#### Número de indivíduos

A abundância média em número, considerando a totalidade das espécies, é superior no tipo de fundo de Pared, em ambos os estatutos. O seu valor máximo encontra-se na Pared da área Protegida (Figura 10).



**Figura 10 – Abundância média em número de indivíduos por estatuto e tipo de fundo.**

Ao analisar os resultados da análise exploratória (Figura 11), observa-se que a mediana e valores máximos da abundância em número são também superiores na área protegida, no tipo de fundo Pared (Figura 11a,b). Observa-se ainda que os valores medianos do logaritmo do número são superiores nos locais com maior complexidade e profundidade mais reduzida, características encontradas maioritariamente na área protegida (Figura 11c,d). No entanto, em relação ao factor profundidade, os valores máximos de abundância em número foram superiores em locais com profundidade superior (Figura 11d).



**Figura 11 – Variação do Log (Número) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.)**

Os resultados da modelação com GLM indicam efeito significativo do estatuto, tipo de fundo e complexidade sobre a abundância total em número (Tabela X). A abundância em número foi significativamente superior na área protegida, nos locais com tipo de fundo Pared e com complexidade mais elevada. A profundidade revelou ser um factor que não provoca diferenças significativas na distribuição da abundância em número.

**Tabela X – Factores significativos para a abundância em número de indivíduos.**

<b>Factores</b>	<b>P (&gt; Chi )</b>
Estatuto	<b>0.0012</b>
Tipo de Fundo	<b>0.0004</b>
Complexidade	<b>0.0154</b>

## Por Locais

Os valores de abundância média em número por local (Figura 12) apresentam um claro padrão crescente em direcção a Norte em ambos os tipos de fundo, apenas dentro da reserva, e com excepção do local PSPa. Os valores são bastante superiores nos locais com tipo de fundo Pared em comparação com os de tipo de fundo Camellones. O local PSPa apresenta valores muito superiores aos restantes locais. Apenas nos locais com Camellones se observa uma discrepância elevada entre os locais da área protegida e os da não protegida. Nos locais com Pared o valor máximo e mínimo correspondem aos extremos Sul (PSPa) e Norte (NPNNPa), respectivamente. A variabilidade dos dados é bastante superior nos locais com maior número médio, o que acontece maioritariamente na área protegida.

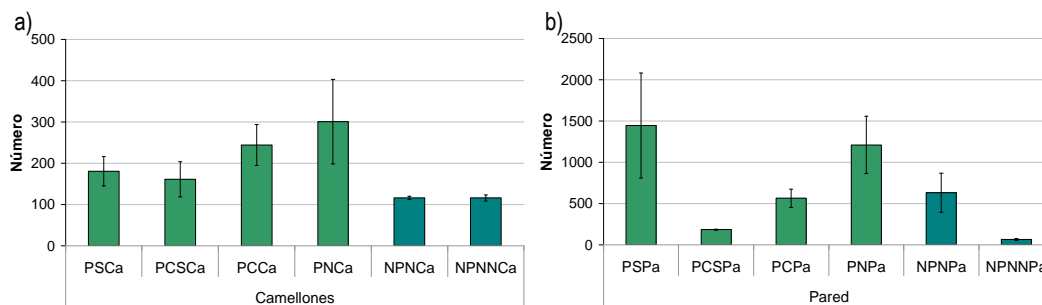


Figura 12 – Número médio de indivíduos por local nos tipos de fundo Camellones (a) e Pared (b). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE.

## Biomassa

A abundância média em Biomassa (Figura 13) é, em ambos os estatutos, superior no tipo de fundo Pared. O seu valor máximo encontra-se na Pared protegida e o mínimo nos Camellones, também protegidos.

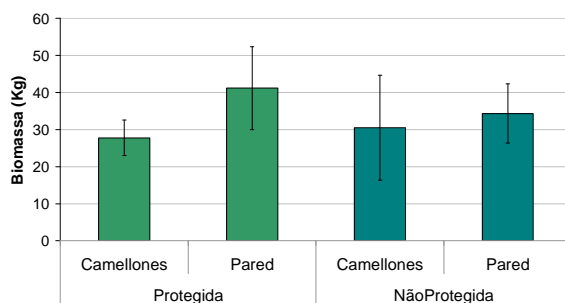


Figura 13 – Abundância média em biomassa por estatuto e tipo de fundo.

A análise exploratória dos dados de abundância em biomassa também revela que os valores medianos e máximos são superiores na área protegida e tipo de fundo Pared (Figura 14a,b), embora com diferenças reduzidas entre os níveis dos factores. No entanto, ao contrário da abundância em número, tanto os valores medianos de biomassa como os valores máximos são superiores nos locais com complexidade e profundidade mais elevadas (Figura 14c,d).

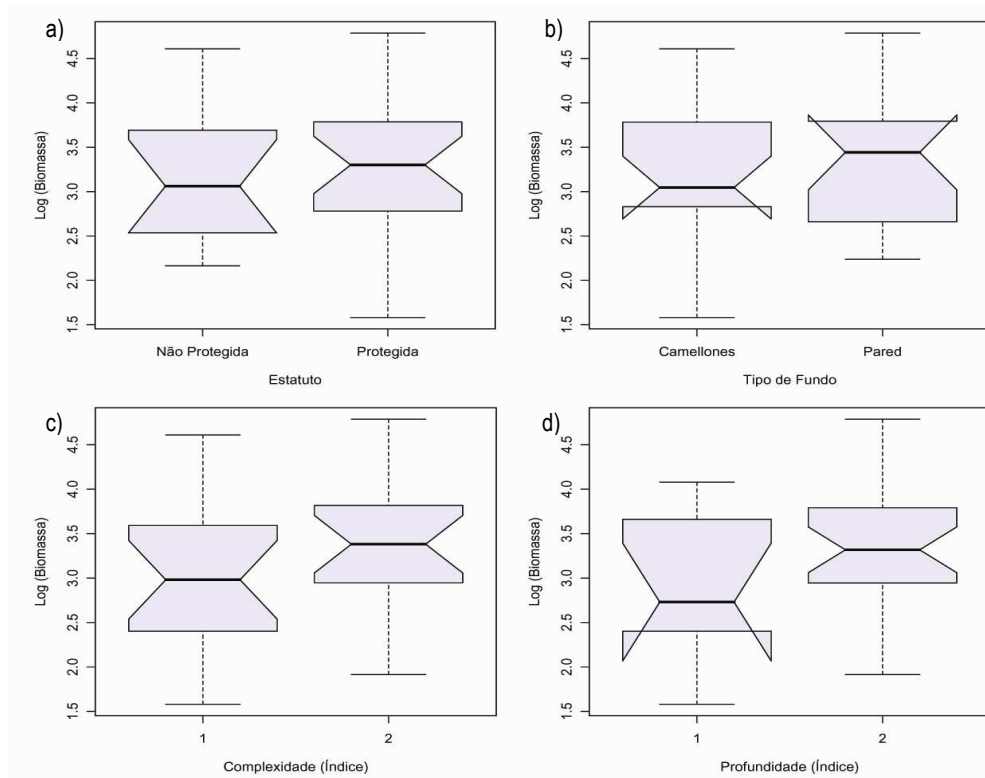


Figura 14 – Variação do Log (Biomassa) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d).

Apesar da aparente diferença de biomassa entre as diferentes classes de profundidade, esta não se revelou significativa. Os resultados da modelação em GLM apenas indicam efeito significativo do nível de complexidade (Tabela XI), sendo a biomassa média superior em locais com maior complexidade (nível 2). Estes resultados indicam que apesar dos locais com tipo de fundo Pared da área protegida possuírem abundâncias em número significativamente superiores (Tabela X; Figuras 10 e 11), a diferença em biomassa é menos acentuada. Como já foi referido inicialmente, o nível de complexidade superior nunca foi encontrado na zona não protegida (Figura 8a).

**Tabela XI – Factores significativos para a abundância em biomassa.**

<b>Factores</b>	<b>P (&gt;F)</b>
Complexidade	<b>0.0211</b>

### **Por Locais**

Como na abundância em número, a abundância em biomassa também apresenta um padrão crescente em direcção a Norte, dentro da reserva (Figura 15). No entanto, nos locais com tipo de fundo Camellones, esse padrão estende-se até o local NPNCa, mais a Norte e já fora da área protegida. O local PSPa volta a destacar-se com os maiores valores, sendo uma excepção ao padrão identificado. Na zona não protegida o padrão já não é semelhante ao observado no número. Observa-se uma diferença notável entre os dois locais da área não protegida com tipo de fundo Camellones, facto que não acontece com a abundância em número, o que indica superioridade de pesos médios individuais no local NPNCa em relação aos do local NPNNCa. Nos locais da área não protegida com tipo de fundo Pared, observam-se valores de biomassa média superiores mais a Norte, no local NPNNPa, evidenciando também diferenças em relação ao padrão observado na abundância em número. Este local, que apresenta o menor valor na abundância média em número, apresenta valores superiores à maioria dos locais quando a abundância é em biomassa, com excepção de NPNCa, PSPa e PNP. Este facto indica que apesar dos números bastante reduzidos observados no local NPNNPa, os pesos médios individuais são elevados, contribuindo para uma biomassa média também elevada. A variabilidade é novamente superior nos locais com maior abundância.

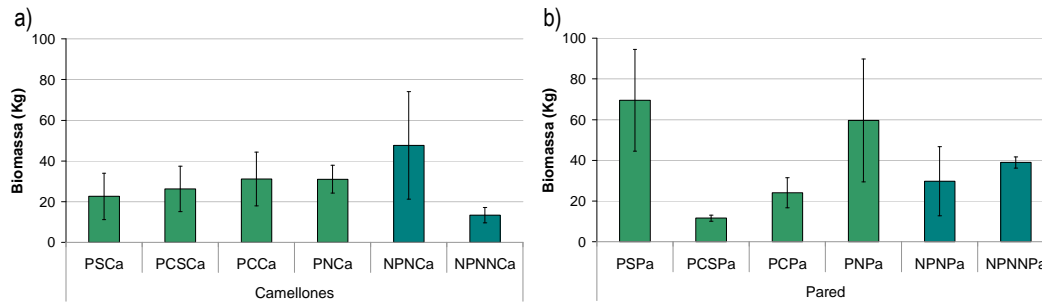


Figura 15 – Biomassa média por local nos tipos de fundo Camellones (a) e Pared (b). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE.

### Composição específica em abundância

A análise da proporção de presenças e ausências de cada espécie, considerando todos os locais amostrados (Tabela XII) revela quais as espécies raras e mais abundantes na área de estudo. Encontraram-se duas espécies ubíquas, *E. striatus* e *H. plumieri*, e três muito frequentes, *M. bonaci*, *O. chrysurus* e *H. flavolineatum*. Sete espécies foram consideradas frequentes (*E. adscensionis*, *E. guttatus*, *L. apodus*, *L. cyanopterus*, *L. mahogoni*, *H. sciurus*, *H. album*) e seis pouco frequentes (*M. tigris*, *M. venenosa*, *L. analis*, *L. jocu*, *L. synagris* e *A. virginicus*). Apenas uma espécie (*H. parra*) foi classificada como espécie rara. Esta espécie só foi observada no tipo de fundo Pared. A espécie *A. surinamensis* não foi observada.

Tabela XII – Frequência de ocorrências de cada espécie, considerando todos os locais amostrados.

Espécie	Frequência de Ocorrência
<i>E. striatus</i>	Ubíqua
<i>M. bonaci</i>	Muito Frequente
<i>E. adscensionis</i>	Frequente
<i>E. guttatus</i>	Frequente
<i>M. venenosa</i>	Pouco Frequente
<i>M. tigris</i>	Pouco Frequente
<i>O. chrysurus</i>	Muito Frequente
<i>L. apodus</i>	Frequente
<i>L. cyanopterus</i>	Frequente
<i>L. mahogoni</i>	Frequente
<i>L. analis</i>	Pouco Frequente
<i>L. jocu</i>	Pouco Frequente
<i>L. synagris</i>	Pouco Frequente
<i>H. plumieri</i>	Ubíqua
<i>H. flavolineatum</i>	Muito Frequente
<i>H. sciurus</i>	Frequente
<i>H. album</i>	Frequente
<i>A. virginicus</i>	Pouco Frequente
<i>H. parra</i>	Rara
<i>A. surinamensis</i>	Não Observada

Famílias:

Serranidae	Lutjanidae	Haemulidae
------------	------------	------------

### Número de indivíduos

A distribuição da abundância média em número por famílias segundo o estatuto e tipo de fundo (Figura 16a), demonstra que a família Haemulidae apresenta a maior proporção em ambos os estatutos, principalmente nos locais com tipo de fundo Pared, o que se deve às espécies *H. flavolineatum*, *H. plumieri* e *H. sciurus* que ocorrem em conjunto (Figura 16d, f). A distribuição das famílias por local apresenta um padrão de Sul para Norte dentro da reserva em ambos os tipos de fundo, embora com composição distinta entre eles (Figura 16c, d). Nos locais com tipo de fundo Camellones há uma proporção crescente de indivíduos da família Lutjanidae enquanto que nos locais com Pared há um aumento da contribuição da família Haemulidae de Sul para Norte. O local PSPa no extremo Sul destaca-se por ser uma exceção ao padrão identificado, devido à presença do elevado número das três espécies de Haemulidae mais frequentes.

Os locais do tipo de fundo Camellones da área protegida apresentam maior riqueza específica com uma contribuição maioritária da família Lutjanidae (Figura 16a, c). As espécies da família Lutjanidae que mais contribuem para abundância em número são *O. chrysurus*, ubíqua e

dominante e *L. apodus* e *L. mahogoni* apenas dentro da reserva (Figura 16b, e, f). No local PNCA destaca-se a dominância desta última.

Ambos os locais da área não protegida que fazem fronteira com a reserva (NPNCa e NPNPa) apresentam uma maior proporção de indivíduos da família Haemulidae, ao contrário dos locais adjacentes mais a Norte (NPNNCa e NPNNPa), onde predomina a família Lutjanidae. O local NPNNPa destaca-se ainda pela contribuição da família Serranidae com a presença de *E. guttatus*. No caso do tipo de fundo Pared, a composição específica e por família é semelhante ao local adjacente dentro da reserva (PNPa), o que pode indicar características semelhantes entre locais. No caso do tipo de fundo Camellones, o local da área não protegida, próximo da fronteira (NPNCa) apresenta uma composição por família semelhante ao local de tipo de fundo Pared mais próximo (NPNPa), e não a qualquer outro local com o mesmo tipo de fundo. No entanto, ao analisar a composição específica, observa-se que os locais não protegidos com Camellones possuem riqueza específica reduzida, e a diferença na composição por família deve-se apenas à diferença numa espécie.

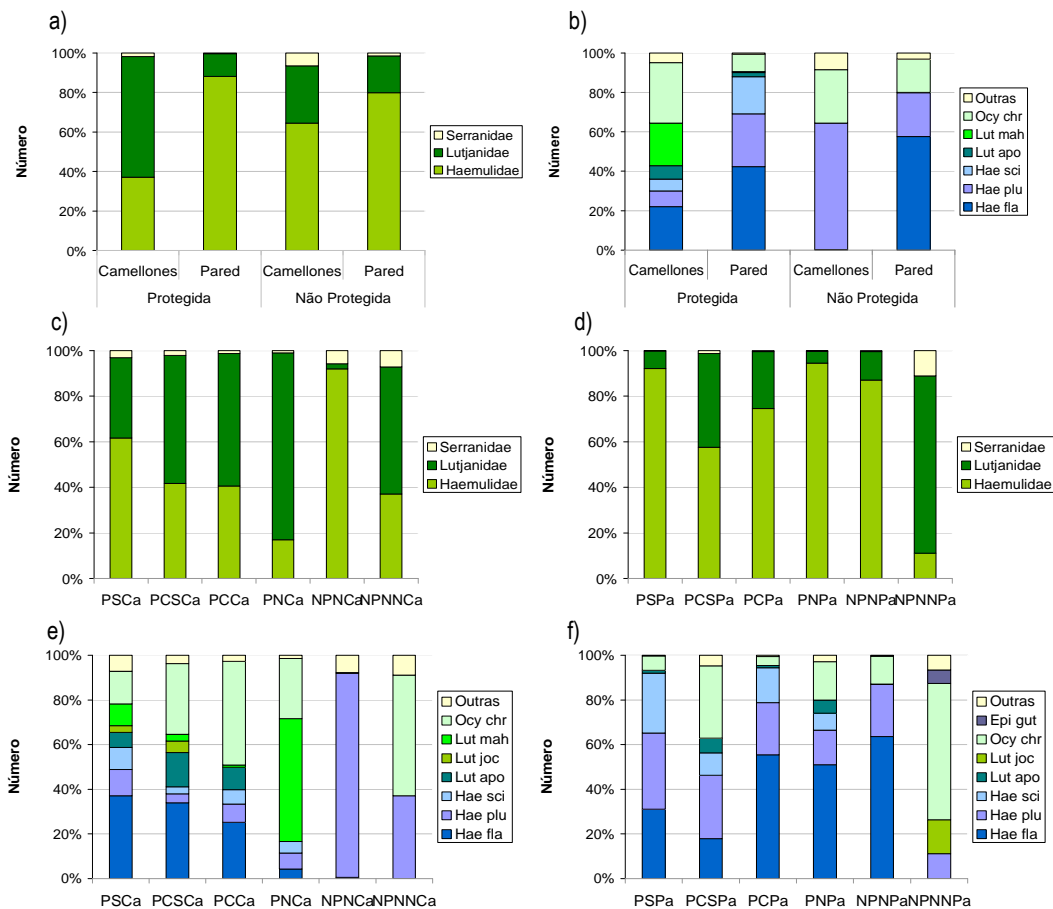


Figura 16 – Composição percentual em número por família (a, c, d) e por espécie (b, e, f) por estatuto e tipo de fundo (a, b), e por locais, agrupados por tipo de fundo Camellones (c, e) e Pared (d, f).

O número de espécies necessárias para perfazer 80% da abundância em número nos locais com tipo de fundo Camellones (Tabela XIII) diminui para Norte, sendo muito reduzido na zona não protegida, com apenas 1 e 2 espécies (NPNCa e NPNNCa, respectivamente) e máxima na PSCa (local próximo da praia, abrigado), onde foi registado o maior número de espécies total e a maior proporção de espécies para perfazer 80% do número total. Apesar do local NPNNCa possuir apenas mais uma espécie que o NPNCa para perfazer 80% da contribuição em número, é dos locais com maior equitabilidade enquanto o NPNCa apresenta a menor, devido à clara dominância da espécie *H. plumieri* (Figura 16e). O número de espécies necessário para perfazer 80% do número total é superior nos locais com tipo de fundo Pared (Tabela XIII) em comparação com os com Camellones. No entanto, ao contrário do que se poderia esperar deste resultado, não indica menor dominância de algumas espécies em relação ao total, mas sim um menor número de espécies total, como observado na Figura 16. Na Pared não é o PSPa a possuir menor dominância mas sim a PCSPa, com condições de abrigo semelhantes ao PSCa (Camellones). O local adjacente à reserva, na área não protegida, NPNPa, possui novamente (como no NPNCa, Camellones) um número reduzido de espécies para atingir os 80%, indicativo de dominância de outra espécie da família Haemulidae, *H. flavolineatum* (Figura 16f).

**Tabela XIII – Riqueza específica total e para perfazer 80% da composição por espécies em número, por local e tipo de fundo.**

Locais	Nº Sp. [80%]	Nº Sp. Total	Proporção Sp. [80%]
PSCa	5	17	0.29
PCSCa	3	15	0.20
PCCa	3	14	0.21
PNCa	2	11	0.18
NPNCa	1	10	0.10
NPNNCa	2	8	0.25
PSPa	3	12	0.25
PCSPa	4	11	0.36
PCPa	3	13	0.23
PNPa	3	11	0.27
NPNPa	2	8	0.25
NPNNPa	3	10	0.30

A distribuição dos locais por semelhanças na composição específica mostra uma clara separação entre os locais protegidos e os não protegidos (Figura 17a), com excepção do local NPNPa, que se aproxima mais de locais com o mesmo tipo de fundo, como observado na Figura 16f. Em relação ao tipo de fundo (Figura 17b), a separação entre locais é pouco evidente,

havendo algum agrupamento por localização (Norte e Sul). O local PNPa é uma exceção, pois aproxima-se dos locais com o mesmo estatuto e não segundo um padrão de localização ou estatuto. Estes MDS possuem um valor de *stress* aceitável, abaixo dos 0.1, e a análise estatística de similaridades (ANOSIM) indica um efeito do estatuto na distribuição da composição específica pelos locais. O tipo de fundo também apresenta algum efeito na distribuição da composição específica pelos locais, embora marginal (Tabela XIV).

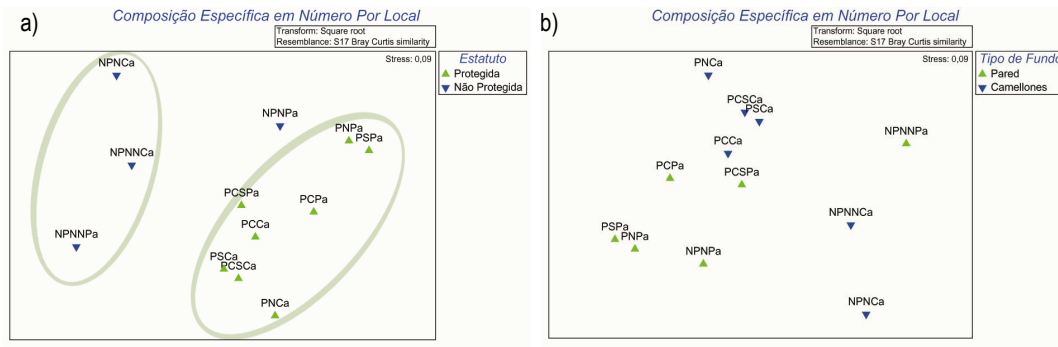


Figura 17 – nMDS bidimensional baseado na similaridade Bray-Curtis da composição específica em número entre locais, considerando o estatuto (a) e o tipo de fundo (b). Valor de stress: 0.09.

Tabela XIV – Análise estatística de similaridades (ANOSIM) da distribuição da composição específica em número pelos locais.

Factores	R Global	Valor-p
Estatuto (considerando os tipos de fundo)	0.661	0.013
Tipo de Fundo (considerando os estatutos)	0.418	0.057

A modelação GLM indica que o estatuto e o tipo de fundo, conjuntamente, possuem efeitos significativos fortes sobre a distribuição da composição específica, quando considerando a abundância em número (Tabela XV).

Tabela XV – Factores significativos com interacção com a espécie na abundância em número.

Factores	P (> Qui )
Interacção Espécie: Estatuto: Tipo de Fundo	2.32e-03

A composição específica em número está associada a um valor de dissimilitude média global superior entre estatutos em comparação com os tipos de fundo (Tabela XVI). A análise de contribuição específica para as dissimilitudes entre estatutos (Tabela XVII) revela que apenas três espécies e da família Haemulidae contribuem aproximadamente para 50% das diferenças. Para uma contribuição de 80% surge também a contribuição de algumas espécies da família

Luŧjanidae. Todas as espécies consideradas apresentam abundâncias médias superiores na área protegida, excepto a espécie *L. jocu*, com uma contribui o relativa baixa e abundância superior na área não protegida. O mesmo padrão geral de espécies foi encontrado na contribui o para as dissimilaridades entre tipos de fundo (Tabela XVIII). As espécies *L. jocu*, *L. mahogoni* e *L. cyanopterus* apresentaram abundâncias médias superiores nos locais com Camellones enquanto que as restantes foram mais abundantes na Pared.

**Tabela XVI – Dissimilaridade média global de Bray-Curtis entre estatutos de protec o e entre tipos de fundo, considerando a composi o específica em número.**

Dissimilaridade Global	Valor médio
Entre Estatutos	56.95
Entre Tipos de Fundo	44.59

**Tabela XVII – Percentagem de dissimilaridade Bray-Curtis entre estatutos de protec o, considerando a composi o específica em número.**

Espécies	Protegida Abund. média	Não Protegida Abund. média	Dissimilaridade média	Contrib.%	Cum.%
<i>H. fla</i>	12.20	5.37	11.12	19.53	<b>19.53</b>
<i>H. sci</i>	7.99	0	8.57	15.06	<b>34.58</b>
<i>H. plu</i>	9.00	7.93	7.57	13.29	<b>47.87</b>
<i>L. mah</i>	4.06	0	5.72	10.04	<b>57.91</b>
<i>L. apo</i>	4.02	0.35	4.68	8.21	<b>66.12</b>
<i>O. chr</i>	8.27	5.78	4.64	8.15	<b>74.27</b>
<i>L. joc</i>	1.13	1.22	2.90	5.09	<b>79.36</b>
<i>H. alb</i>	1.41	0	2.00	3.51	<b>82.87</b>

**Tabela XVIII – Percentagem de dissimilaridade Bray-Curtis entre tipos de fundo, considerando a composi o específica em número.**

Esp�cies	Pared Abund. m�dia	Camellones Abund. m�dia	Dissimilaridade m�dia	Contrib.%	Cum.%
<i>H. fla</i>	14.97	4.87	10.58	23.72	<b>23.72</b>
<i>H. plu</i>	11.76	5.53	8.51	19.08	<b>42.81</b>
<i>H. sci</i>	8.12	2.53	5.38	12.06	<b>54.86</b>
<i>L. mah</i>	1.25	4.17	3.79	8.50	<b>63.37</b>
<i>O. chr</i>	8.24	6.64	3.20	7.17	<b>70.54</b>
<i>L. joc</i>	0.65	1.67	2.57	5.76	<b>76.30</b>
<i>L. apo</i>	3.36	2.24	1.58	3.55	<b>79.85</b>
<i>L. cya</i>	0.24	1.19	1.28	2.86	<b>82.71</b>

## **Biomassa**

A distribuição da proporção de biomassas por locais (Figura 18) apresenta um padrão menos claro que a abundância em número, mas também se observa uma maior contribuição da família Lutjanidae nos locais de tipo de fundo Camellones e da família Haemulidae nos locais com tipo de fundo Pared, dentro da reserva (Figura 18c, d). No entanto há um aumento substancial da contribuição geral dos indivíduos da família Lutjanidae, indicando pesos superiores aos das espécies da família Haemulidae. Por sua vez, a composição específica em biomassa é mais diversificada que na abundância em número, principalmente na família Lutjanidae e nos locais com tipo de fundo Camellones, onde se observou a presença relevante das espécies *L. jocu*, *L. cyanopterus*, *L. analis* e *L. apodus*, além das espécies também presentes na contribuição em número (Figura 18b, e). É na zona não protegida que se observam as maiores diferenças relativamente à abundância em número com um aumento substancial da contribuição em biomassa da família Lutjanidae e da família Serranidae. Esta família possui a maior biomassa percentual nos locais com Camellones da área não protegida (Figura 18a), essencialmente devido ao local NPNCa (Figura 18c). Apesar desta família possuir uma contribuição em número muito reduzida, representa uma fracção relevante da biomassa, indicando indivíduos com pesos e tamanhos elevados na zona não protegida, pertencentes às espécies *M. bonaci* e *E. striatus* que são dominantes nos locais NPNCa e NPNNPa (Figura 18e, f).

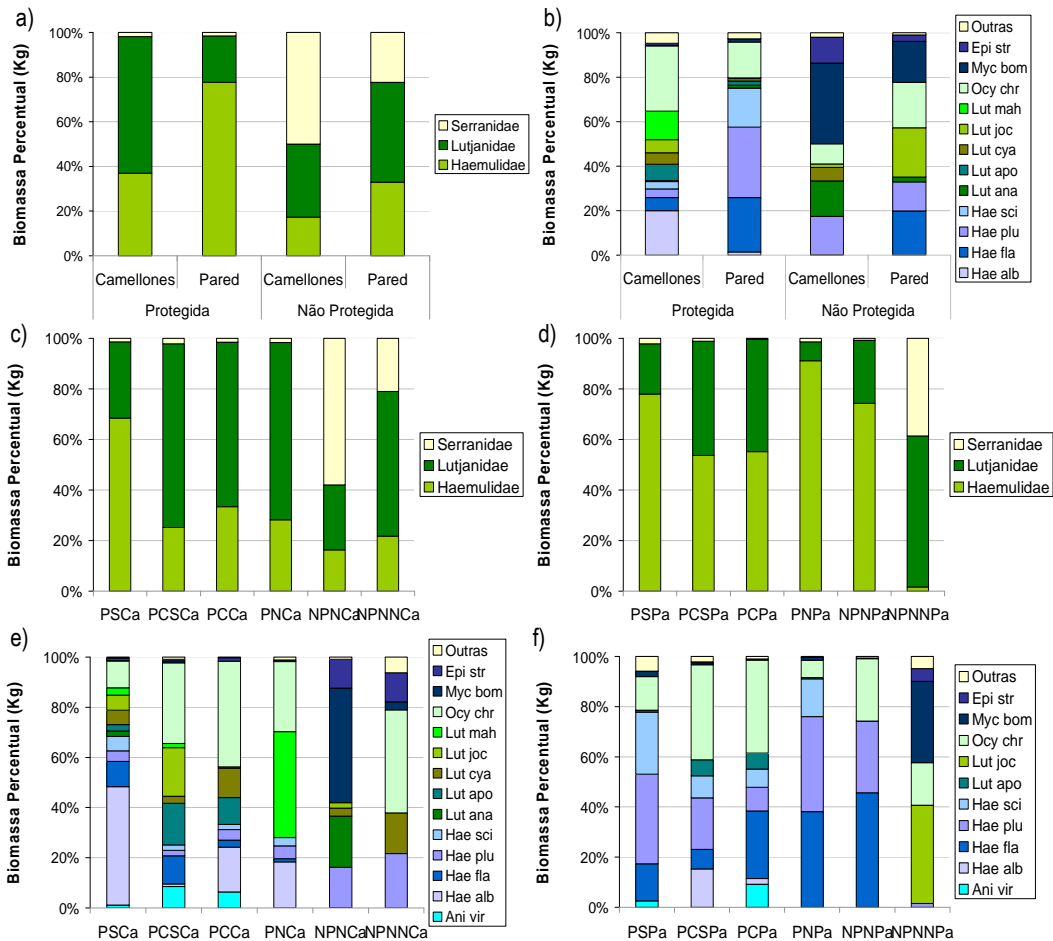


Figura 18 – Composição percentual em biomassa por família (a, c, d) e por espécie (b, e, f) por estatuto e tipo de fundo (a, b), e por locais, agrupados por tipo de fundo Camellones (c, e) e Pared (d, f).

O número de espécies necessário para obter para 80% da abundância total em biomassa (Tabela XIX) é igual a 4 em quase todos os locais com tipo de fundo Camellones, excepto na PNCa e NPNCa em que é apenas 3, pois ambos os locais apresentam uma espécie bastante dominante. O PSCa apresentou a menor proporção de espécies necessária para perfazer 80% do total, indicando a dominância de uma espécie (Figura 18e). O local NPNNCa apresenta a maior proporção de espécies necessárias para perfazer os 80% do total, com 50% do total de espécies observadas, indicando maior equitabilidade em biomassa. A proporção de espécies necessária para perfazer 80% da biomassa total nos locais com tipo de fundo Pared (Tabela XIX) foi máxima no NPNP, apesar da dominância clara das 3 espécies referidas, indicando baixa riqueza específica. O local PNPa apresenta a menor proporção do número de espécies. Os restantes locais protegidos apresentam uma proporção elevada de número de espécies necessárias para perfazer 80% da biomassa, o que reflecte a variedade de espécies observadas. Em geral, a proporção de espécies necessárias para perfazer 80% do total é

superior quando se considera a abundância em biomassa relativamente à abundância em número.

**Tabela XIX – Riqueza específica total e para perfazer 80% da composição por espécies em biomassa, por local e tipo de fundo.**

Locais	Nº Sp. [80%]	Nº Sp. Total	Proporção Sp. [80%]
PSCa	4	17	0.24
PCSCa	4	15	0.27
PCCa	4	14	0.29
PNCa	3	11	0.27
NPNCa	3	10	0.30
NPNNCa	4	8	0.50
PSPa	4	12	0.33
PCSPa	4	11	0.36
PCPa	4	13	0.31
PNPa	3	11	0.27
NPNPa	3	8	0.38
NPNNPa	3	10	0.30

A distribuição dos locais por proximidade de semelhanças na composição específica mostra uma clara separação entre os locais protegidos e os não protegidos (Figura 19a), com o PNPa a ser uma exceção, mais próximo dos locais não protegidos. Em relação aos tipos de fundo (Figura 19b) a separação não é clara, observando-se, como na abundância em número, algum agrupamento de locais consoante a sua localização, o grupo dos locais Sul e o grupo dos locais Norte, que incluem locais de ambos os estatutos. A separação dos locais considerando o nível do índice de complexidade foi igual à separação obtida pelo factor estatuto, pois o factor complexidade varia sob um padrão semelhante (Figura 1 – Anexo V). Estes MDS possuem um valor de *stress* aceitável, e uma análise estatística de similaridades (ANOSIM) que indica algum efeito do tipo de fundo na composição específica (Tabela XX). No entanto, apresenta um valor R global reduzido e pouco consistente.

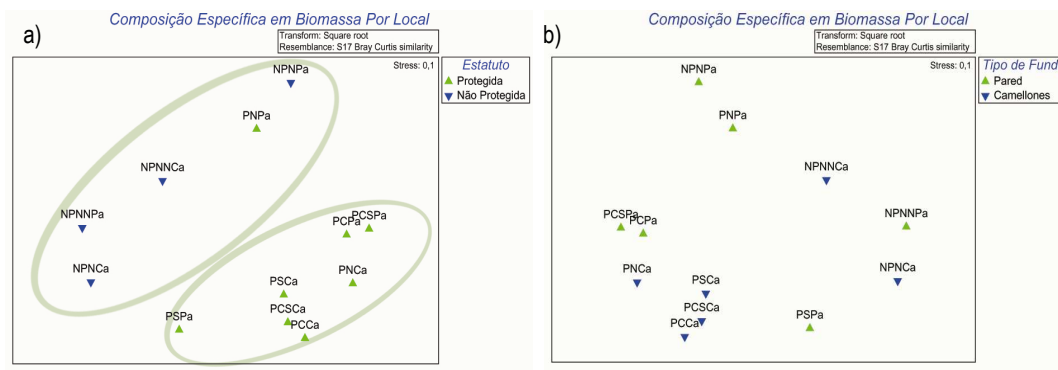


Figura 19 – nMDS bidimensional baseado na similaridade Bray-Curtis da composição específica em biomassa entre locais, considerando o estatuto (a) e o tipo de fundo (b). Valor de stress: 0.1.

Tabela XX – Análise estatística de similaridades (ANOSIM) da distribuição da composição específica em biomassa.

Factores	R Global	Valor-p
Estatuto (considerando os tipos de fundo)	0.696	0.090
Tipo de Fundo (considerando os estatutos)	0.274	0.048
Complexidade	0.065	0.260

A modelação GLM indica que a distribuição da composição específica em biomassa é influenciada pela interacção do tipo de fundo com o estatuto de protecção, não sendo possível separar os dois factores (Tabela XXI).

Tabela XXI – Factores significativos com interacção com a espécie na abundância em biomassa.

Factores	P (>F)
Interacção Espécie: Estatuto: Tipo de Fundo	<b>0.0445</b>

A composição específica em biomassa está associada a um valor de dissimilitude média global superior entre estatutos em comparação com os tipos de fundo (Tabela XXII), como na abundância em número. No entanto, contrariamente ao observado para o número, a análise de contribuição específica em biomassa para as dissimilitudes entre os diferentes estatutos, (Tabela XXIII) revela que espécies das três famílias estudadas são responsáveis por 80% das diferenças, bem como por 50%, com quatro espécies. A composição específica é idêntica à observada ao realizar a análise SIMPER entre os distintos níveis de complexidade (Tabela II – Anexo V), que provocaram diferenças significativas na abundância total em biomassa. Observa-se um padrão distinto na contribuição por família, com as espécies da família Lutjanidae e Serranidae a apresentarem maior abundância média na área não protegida (excepto *L.*

*cyanopterus* com valores semelhantes entre áreas), enquanto que apenas as espécies da família Haemulidae apresentam abundância superior na zona protegida. As espécies responsáveis pela contribuição de Haemulidae para a biomassa (*H. album* e *A. virginicus*) são distintas das observadas para o número.

As diferenças encontradas entre tipos de fundo também dependem das três famílias estudadas (Tabela XXIV). Apenas duas espécies possuem abundância média em biomassa superior nos locais com tipo de fundo Pared (*L. analis* e *M. bonaci*), pertencentes às famílias Lutjanidae e Seranidae. As restantes espécies, pertencentes às três famílias estudadas, apresentaram biomassa média superior nos locais com tipo de fundo Camellones. Novamente, a composição específica difere bastante da observada para as diferenças encontradas em número.

**Tabela XXII – Dissimilitude média global de Bray-Curtis entre estatutos de protecção e entre tipos de fundo, considerando a composição específica em biomassa.**

Dissimilitude Global	Valor médio
Entre Estatutos	66.73
Entre Tipos de Fundo	52.80

**Tabela XXIII – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre estatutos de protecção, considerando a composição específica em biomassa.**

Espécies	Protegida Abund. média	Não Protegida Abund. média	Dissimilitude média	Contrib.%	Cum.%
<i>M. bon</i>	0.46	1.85	12.9	19.33	19.33
<i>H. alb</i>	1.12	0	9.69	14.53	33.85
<i>L. ana</i>	0.40	0.90	7.32	10.98	44.83
<i>E. str</i>	0.30	1.08	5.84	8.75	53.58
<i>A. vir</i>	0.72	0	5.66	8.49	62.07
<i>L. joc</i>	0.16	0.75	5.06	7.58	69.64
<i>L. cya</i>	0.66	0.64	3.9	5.85	75.49
<i>E. ads</i>	0.09	0.44	3.25	4.86	80.36

**Tabela XXIV – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre tipos de fundo, considerando a composição específica em biomassa.**

Espécies	Pared Abund. média	Camellones Abund. média	Dissimilitude média	Contrib.%	Cum.%
<i>H. alb</i>	0.34	1.15	8.88	16.81	16.81
<i>L. cya</i>	0.28	1.02	8.22	15.57	32.38
<i>L. ana</i>	0.62	0.52	5.78	10.94	43.32
<i>A. vir</i>	0.33	0.62	5.68	10.76	54.08
<i>M. bon</i>	1	0.85	5.68	10.75	64.83
<i>L. joc</i>	0.21	0.51	3.48	6.59	71.42
<i>E. str</i>	0.42	0.7	2.37	4.49	75.92
<i>M. tig</i>	0.03	0.2	2.18	4.13	80.05

## Associações de Espécies

### Índice de Jaccard

A matriz de associação entre espécies (Tabela XXVI), revela que o par *E. striatus* e *H. plumieri*, e o par *L. mahogoni* e *H. album* possuem associação total, o que indica que sempre que uma das espécies está presente a outra também é observada. Este tipo de associação entre *E. striatus* e *H. plumieri* está provavelmente associado ao facto de ambas as espécies serem ubíquas (Tabela XII). Observa-se ainda 14 pares de espécies com associação forte, a maior parte envolvendo as espécies ubíquas *E. striatus* ou *H. plumieri*. Apesar de todas as espécies muito frequentes (*O. chrysurus*, *M. bonaci*, *H. flavolineatum*) se associarem entre si e com as ubíquas, as espécies frequentes só se associam de forma forte entre si, ou com *H. flavolineatum* (muito frequente). Foram encontradas dissociações entre *H. parra* (espécie rara e só observada no tipo de fundo Pared) e outras espécies. A espécie *L. analis* (Pargo) possui dissociação com a *L. synagris*, ambas pouco frequentes. Os restantes pares de espécies obtiveram uma associação fraca ou média.

### Rácio da Variância e Estatística W

O rácio da variância foi igual a 31.27 ( $> 1$ ), indicando associação geral das espécies entre si (Tabela XXV). O valor da estatística *W* correspondente foi de 375.27, bastante maior que o limite superior do intervalo de 99% de confiança estabelecido ( $17.9 < W < 61.6$ ). Assim, rejeita-se a hipótese nula e considera-se que há associação entre as espécies todas em conjunto.

Tabela XXV – Valores de teste para a significância da associação entre várias espécies.

VR	W	Limites de Confiança inferior $\chi^2[\alpha=0,05;N=36]$	Limites de Confiança superior $\chi^2[\alpha=0,05;N=36]$
31.27	375.27	17.9	61.6

Tabela XXVI – Matriz de associação entre espécies (Índice de Jaccard).

Sp.1 \ Sp.2	A. vir	E. ads	E. gut	E. str	H. alb	H. fla	H. par	H. plu	H. sci	L. ana	L. apo	L. cya	L. joc	L. mah	L. syn	M. bon	M. tig	M. ven	O. chr
A. vir		0.1	0.2	0.4	0.6	0.5	0.0	0.4	0.6	0.29	0.63	0.50	0.29	0.57	0.33	0.36	0.50	0.43	0.45
E. ads			0.5	0.5	0.2	0.3	0.0	0.5	0.2	0.25	0.17	0.44	0.25	0.20	0.13	0.33	0.11	0.10	0.42
E. gut				0.5	0.2	0.3	0.0	0.5	0.3	0.43	0.27	0.63	0.43	0.20	0.29	0.45	0.11	0.22	0.42
E. str					0.5	0.8	0.1	1.0	0.7	0.33	0.67	0.58	0.33	0.50	0.25	0.83	0.33	0.42	0.92
H. alb						0.6	0.2	0.5	0.8	0.11	0.56	0.30	0.25	1.00	0.29	0.45	0.67	0.22	0.55
H. fla							0.1	0.8	0.8	0.27	0.80	0.42	0.27	0.60	0.30	0.67	0.40	0.50	0.75
H. par								0.1	0.1	0.00	0.13	0.00	0.00	0.17	0.00	0.10	0.00	0.00	0.09
H. plu									0.7	0.33	0.67	0.58	0.33	0.50	0.25	0.83	0.33	0.42	0.92
H. sci										0.20	0.78	0.36	0.20	0.75	0.38	0.64	0.50	0.44	0.73
L. ana											0.20	0.57	0.60	0.11	0.00	0.40	0.14	0.29	0.25
L. apo												0.36	0.20	0.56	0.38	0.50	0.33	0.63	0.73
L. cya													0.57	0.30	0.25	0.55	0.22	0.20	0.50
L. joc														0.25	0.17	0.40	0.33	0.13	0.25
L. mah															0.29	0.45	0.67	0.22	0.55
L. syn																0.18	0.17	0.14	0.27
M. bon																	0.40	0.36	0.75
M. tig																		0.29	0.36
M. ven																			0.45
O. chr																			

Grau de Associação	Dissociação	Associação Fraca	Associação Média	Associação Forte	Associação Total
Índice Jaccard	0	]0; 0.5[	]0.5; 0.8[	]0.8; 1[	1

## Dimensões individuais

As dimensões médias dos indivíduos por estatuto e tipo de fundo (Figura 20) foram superiores no tipo de fundo Camellones, em ambos os estatutos, tendo apresentado valores máximos na área não protegida. O valor máximo de comprimento médio individual foi atingido nos locais com Camellones da zona não protegida, com aproximadamente 16 cm e o mínimo nos locais com Pared da zona protegida, com aproximadamente 12 cm (Figura 20a). O peso médio individual (Figura 20b) demonstrou um padrão semelhante ao tamanho médio por estar directamente relacionado com este. No entanto apresenta uma variabilidade relativamente superior, principalmente nos locais com tipo de fundo Camellones, da área não protegida.

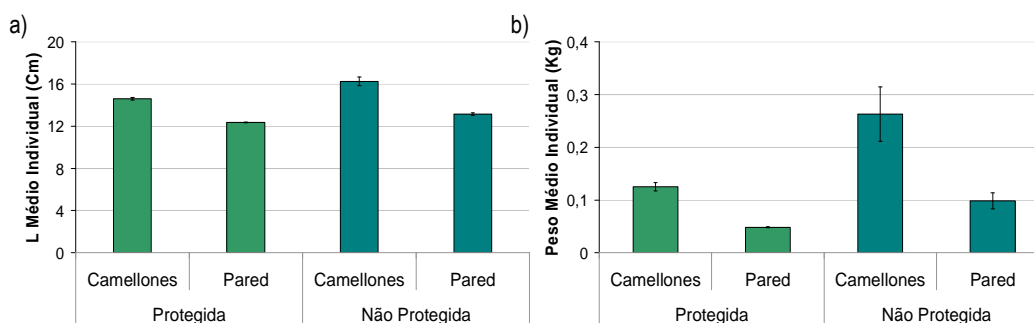


Figura 20 – Comprimentos (a) e Pesos (b) médios individuais por estatuto e tipo de fundo.

A análise exploratória dos tamanhos médios revela que os valores medianos são superiores na área não protegida e no tipo de fundo Camellones (Figura 21a,b), contrariamente ao obtido para as abundâncias. No entanto, os valores máximos de comprimento médio foram observados nos locais com tipo de fundo Pared. Os comprimentos médios foram superiores nos locais com complexidade reduzida e com profundidades mais elevadas, características predominantes dos locais da área não protegida (Figura 21c, d). Os pesos médios individuais apresentam o mesmo padrão de variação que as dimensões médias (Figura 22), embora possuam diferenças ligeiramente mais acentuadas entre os níveis dos factores, nomeadamente no tipo de fundo.

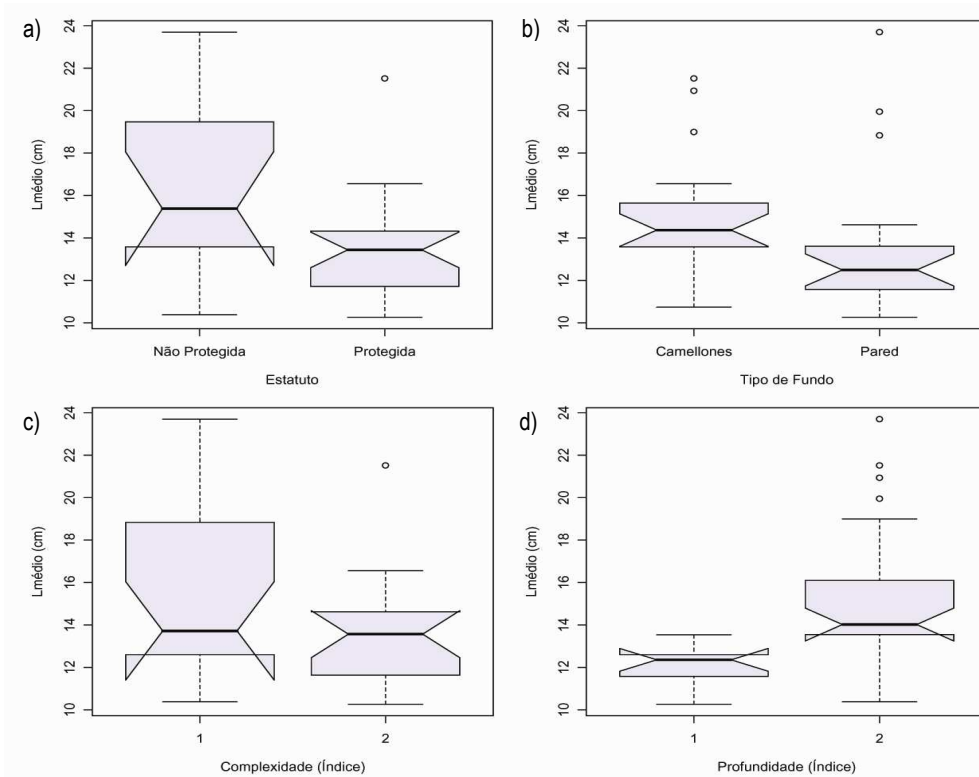


Figura 21 – Variação do comprimento médio individual (cm) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.).

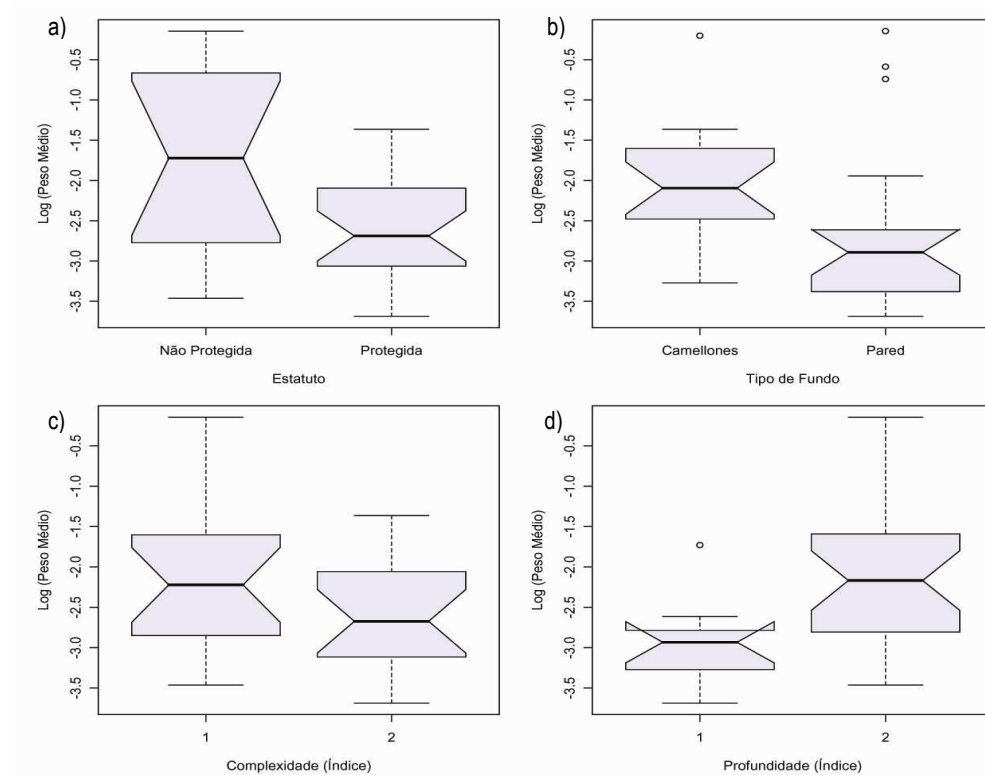


Figura 22 – Variação do peso médio individual (kg) com as variáveis estatuto (a.), tipo de fundo (b.), complexidade (c.) e profundidade (d.).

A modelação GLM indica um efeito significativo do estatuto sobre o comprimento médio individual (Tabela XXVII), que é superior na área não protegida. Apesar dos L médios serem, em geral, superiores nos locais com tipo de fundo Camellones, essas diferenças não foram significativas. A modelação GLM indica que o estatuto também tem um efeito significativo no peso médio individual, que é superior na zona não protegida. O tipo de fundo também possui efeitos na distribuição do peso médio, embora marginalmente (Tabela XXVII). Apesar das dimensões médias individuais serem superiores nos locais com complexidade mais reduzida e maior profundidade, esses factores não provocam efeitos significativos.

**Tabela XXVII – Valores de significância dos factores estatuto e tipo de fundo sobre o tamanho médio dos indivíduos medido através do comprimento e peso médios individuais.**

<b>Factores</b>	<b>L médio P (&gt;F)</b>	<b>Peso médio P (&gt;F)</b>
Estatuto	<b>0. 0101</b>	<b>0.0138</b>
Tipo de fundo	-	0.0503

## Por Locais

O comprimento médio individual nos locais com tipo de fundo Camellones (Figura 23a) oscila entre 13 cm no PCCa e 18 cm no NPNCa. O local PCSCa também apresenta indivíduos com tamanho médio elevado (17 cm). Nos locais com tipo de fundo Pared (Figura 23b) observam-se valores relativamente homogêneos dentro da área protegida e no NPNNPa (entre os 11.3 e os 12.8 cm), com uma clara diferença para o NPNNPa, onde os indivíduos medem em média 21.2 cm. Este é o local com indivíduos maiores. Os valores máximos das dimensões individuais observam-se no tipo de fundo Pared, como já foi referido na análise exploratória global por tipo de fundo. O peso médio individual atinge valores extremos no local NPNCa e NPNNPa, onde os indivíduos apresentam os maiores tamanhos. No entanto, apesar dos locais com tipo de fundo Camellones apresentarem tamanhos médios relativamente aproximados, as diferenças entre locais são superiores quando considerando os pesos médios, indicando uma composição específica distinta, com diferentes espécies a apresentarem tamanhos semelhantes mas pesos distintos. A mesma situação ocorre entre o local NPNNPa e os restantes de tipo de fundo Pared.

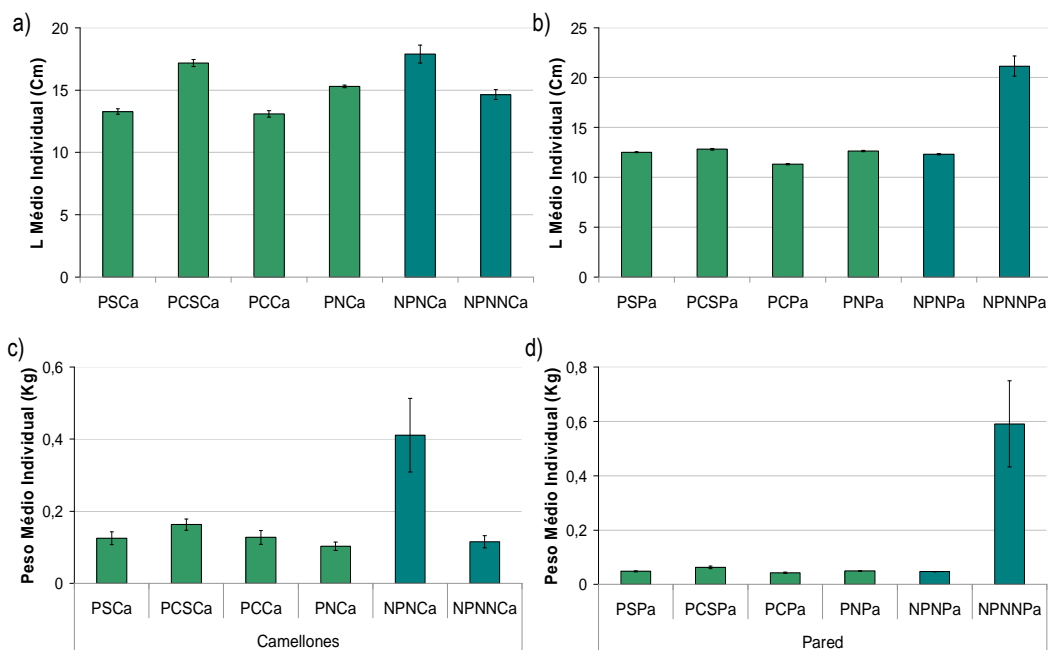


Figura 23 – Comprimentos (a, b) e pesos (c, d) médios individuais por local com o tipo de fundo Camellones (a, c) e Pared (b, d). Os locais estão dispostos de SUL a NORTE.

## Composição específica

Ao analisar os comprimentos médios por espécie da família Haemulidae (Figura 24a, b) observa-se que apenas 3 espécies excedem os 15 cm. Apenas 2 espécies (*H. flavolineatum* e *H. plumieri*) estão presentes em ambos os estatutos (Figura 24a), com comprimentos semelhantes entre eles (entre os 11 e 14 cm). As restantes espécies apenas estão presentes na área protegida. Em relação aos tipos de fundo (Figura 24b) a única espécie que foi exclusiva de um deles foi *H. parra*, presente apenas nos locais com Pared e apresentando comprimentos à volta dos 20 cm. As restantes espécies possuem dimensões semelhantes nos dois tipos de fundo, à excepção de *H. album* com comprimentos superiores nos locais com Camellones (à volta dos 21 cm, contra 16 cm nos locais com Pared).

Os comprimentos médios dos indivíduos observados das espécies da família Lutjanidae (Figura 24c, d), revelam que a maioria das espécies tem indivíduos maiores na área não protegida (Figura 24c), principalmente *L. analis* e *L. jocu*. Os indivíduos da espécie *O. chrysurus* possuem tamanhos semelhantes entre estatutos, embora ligeiramente superiores na área não protegida. *L. apodus* é uma excepção deste padrão, já que os indivíduos desta espécie são maiores na área protegida. *L. analis* e *L. cyanopterus* são as espécies com os indivíduos de maior dimensão, atingindo uma média de aproximadamente 60 cm. Comparando os tipos de fundo (Figura 24d), apenas as espécies *L. jocu* e *L. cyanopterus* apresentam indivíduos maiores nos locais com tipo de fundo de Pared. *L. cyanopterus* apresenta indivíduos muito maiores nos locais com Pared (80 cm) que nos locais com Camellones (50 cm). A espécie *O. chrysurus* possui comprimentos semelhantes entre tipos de fundo.

Os comprimentos médios dos indivíduos da família Serranidae (Figura 24e, f) atingem valores elevados, principalmente para a espécie *M. bonaci*. Em relação ao estatuto (Figura 24e), as espécies observadas apresentam todos indivíduos maiores na zona não protegida. Considerando o tipo de fundo (Figura 24f) todas as espécies apresentam indivíduos maiores nos locais com Camellones, à excepção de *M. venenosa* que apresenta indivíduos maiores nos locais com Pared. A espécie *M. bonaci* é a que possui maior diferença de comprimento médio individual entre estatutos e entre tipos de fundo, sendo superior na área não protegida (média de 70 cm) e nos locais com Camellones (53 cm), enquanto que na área protegida apenas atinge 26.5 cm e nos locais com Pared apresenta um comprimento médio individual de 39 cm.

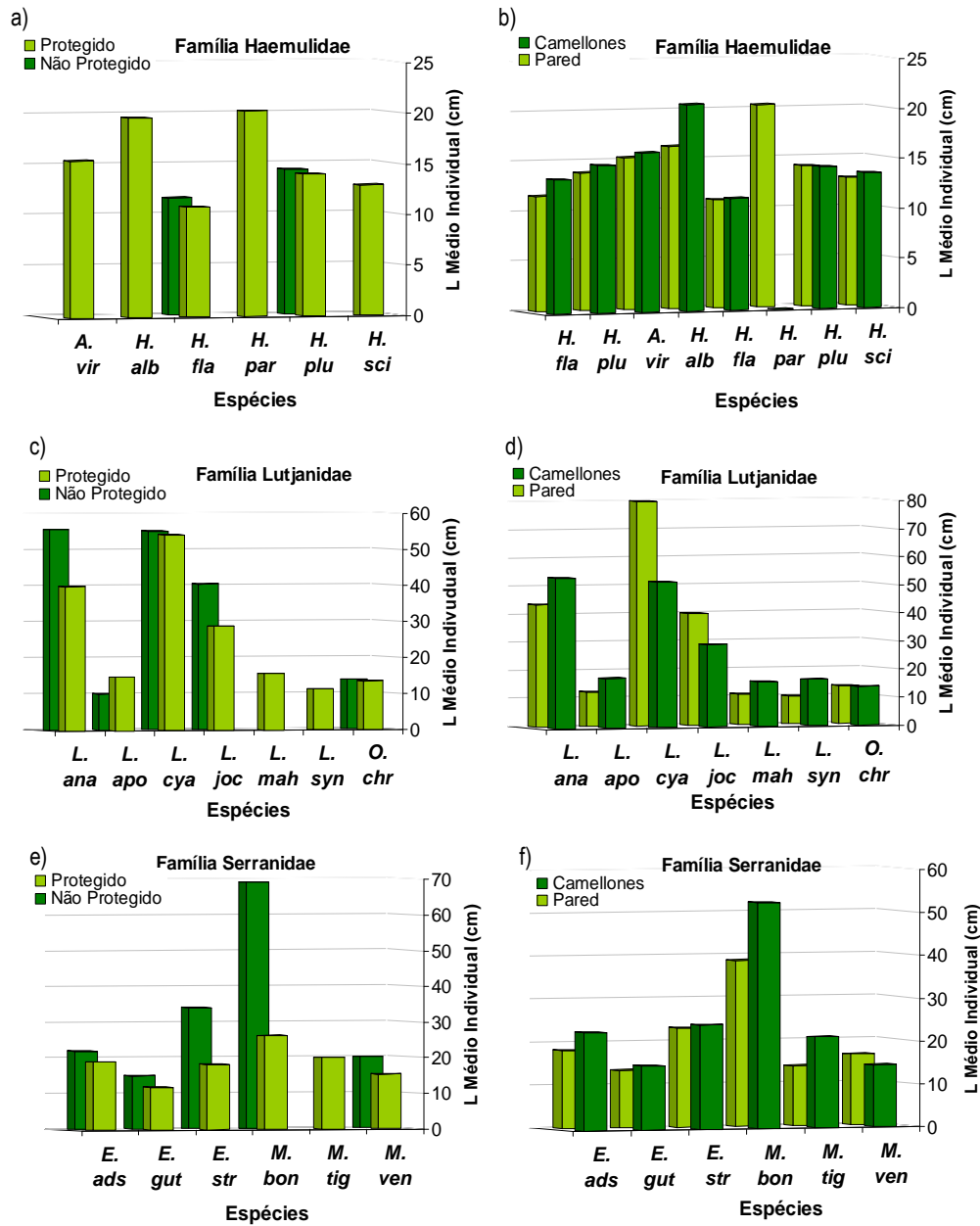


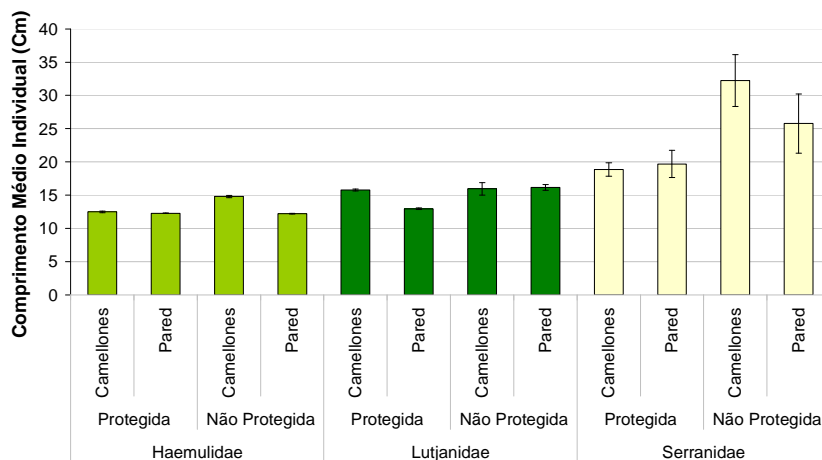
Figura 24 – Comprimento médio das espécies das famílias Haemulida, Lutjanidae e Serranidae por estatuto (a, c, e) e tipo de fundo (b, d, f).

Ao modelar os dados da composição específica conclui-se que o estatuto e a profundidade influenciam significativamente o efeito da espécie no comprimento médio individual (Tabela XXVIII). No entanto, considerando o peso médio individual, observa-se que apenas o estatuto tem um efeito significativo no efeito da espécie (Tabela XXVIII), não havendo influência da profundidade.

**Tabela XXVIII – Factores significativos com interacção com a espécie no comprimento e peso médios individuais.**

Factores	L médio P (>F)	Peso médio P (>F)
Interacção Espécie: Estatuto	8.83e-11	0.0007
Interacção Espécie: Profundidade	0.0006	-

Ao analisar o comprimento médio por estatuto e tipo de fundo separadamente para cada família (Figura 25), observa-se que os indivíduos das espécies da família Serranidae são os que apresentam maiores dimensões, sendo maiores na área não protegida com um máximo nos locais com tipo de fundo Camellones (32 cm em média). Os comprimentos médios dos indivíduos desta família atingem um mínimo também nos locais com Camellones mas da área protegida, com indivíduos com 18 cm de comprimento, em média. A família Haemulidae apresenta os indivíduos mais pequenos (entre os 12 e 15 cm). A família Lutjanidae possui tamanhos ligeiramente superiores aos Haemulidae, entre os 13 e os 16 cm. Os tamanhos são superiores na zona não protegida para as 3 famílias, havendo maiores diferenças nos indivíduos da família Serranidae.



**Figura 25 – Comprimentos médios individuais por família segundo o estatuto e o tipo de fundo.**

## Diversidade

Na análise de diversidade por estatuto e tipo de fundo (Figura 26), observa-se que a riqueza específica total (Figura 26a), a riqueza específica ponderada pelo tamanho da amostra (Índice Margalef) (Figura 26b) e o índice de Diversidade de Simpson (Figura 26c) evidenciam diversidades superiores na área protegida, nos locais com Camellones, com uma discrepância elevada entre estatutos. O índice de Margalef e o de Simpson são superiores no tipo de fundo Camellones em ambos os estatutos. A equitabilidade (Figura 26d) é superior também nos locais com Camellones mas da área não protegida, indicando proporções mais semelhantes entre as espécies presentes. Enquanto que fora da reserva os locais com Camellones possuem maior equidade na proporção específica, na área protegida são os locais com Pared que apresenta maior equilíbrio entre espécies. O menor valor de equitabilidade foi obtido nos locais com tipo de fundo Pared da área não protegida.

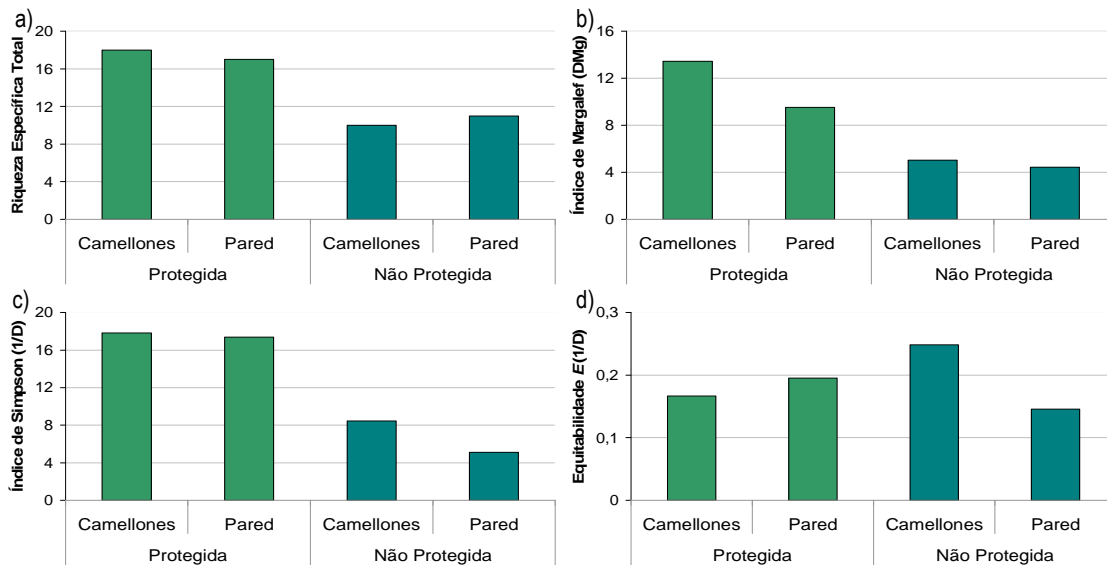


Figura 26 – Índices de diversidade específica por estatuto e tipo de fundo. Riqueza específica (a), índice de Margalef (b), índice de diversidade de Simpson (c) e Equitabilidade (d).

Ao modelar os dados de diversidade com GLM, conclui-se que o estatuto de protecção e a complexidade dos habitats, separadamente, têm efeitos significativos sobre a diversidade medida tanto através do índice de Margalef como com o de Simpson (Tabela XXIX), não afectando a equitabilidade. Apesar do estatuto de protecção influenciar os dois índices referidos com valores superiores na área protegida (Figura 27), a complexidade apresenta um efeito oposto para ambos (Figura 28). O índice de Margalef apresenta valores superiores nos locais com complexidade mais reduzida, enquanto que o de Simpson atinge valores medianos superiores nos locais com maior complexidade, embora os valores máximos sejam observados também nos locais com complexidade mais reduzida (Figura 28). O tipo de fundo apresenta efeitos significativos sobre a diversidade medida com o índice de Margalef e com a equitabilidade, não o apresentando isoladamente sobre o índice de Simpson (Tabela XXIX). O tipo de fundo afecta os dois índices de forma oposta, com valores do índice de Margalef superiores nos locais com Camellones, e com os valores de equitabilidade maiores nos locais com tipo de fundo de Pared (Figura 27). Conclui-se ainda que o estatuto influencia significativamente o efeito do tipo de fundo na diversidade medida através do índice de Margalef, enquanto que o tipo de fundo influencia significativamente o efeito da profundidade na diversidade medida com o índice de Simpson (Tabela XXIX). O índice de Margalef atinge valores superiores nos locais com tipo de fundo Camellones da área protegida enquanto o índice de Simpson apresenta valores medianos superiores nos locais com tipo de fundo Pared com menor profundidade (Figura 27 e 28).

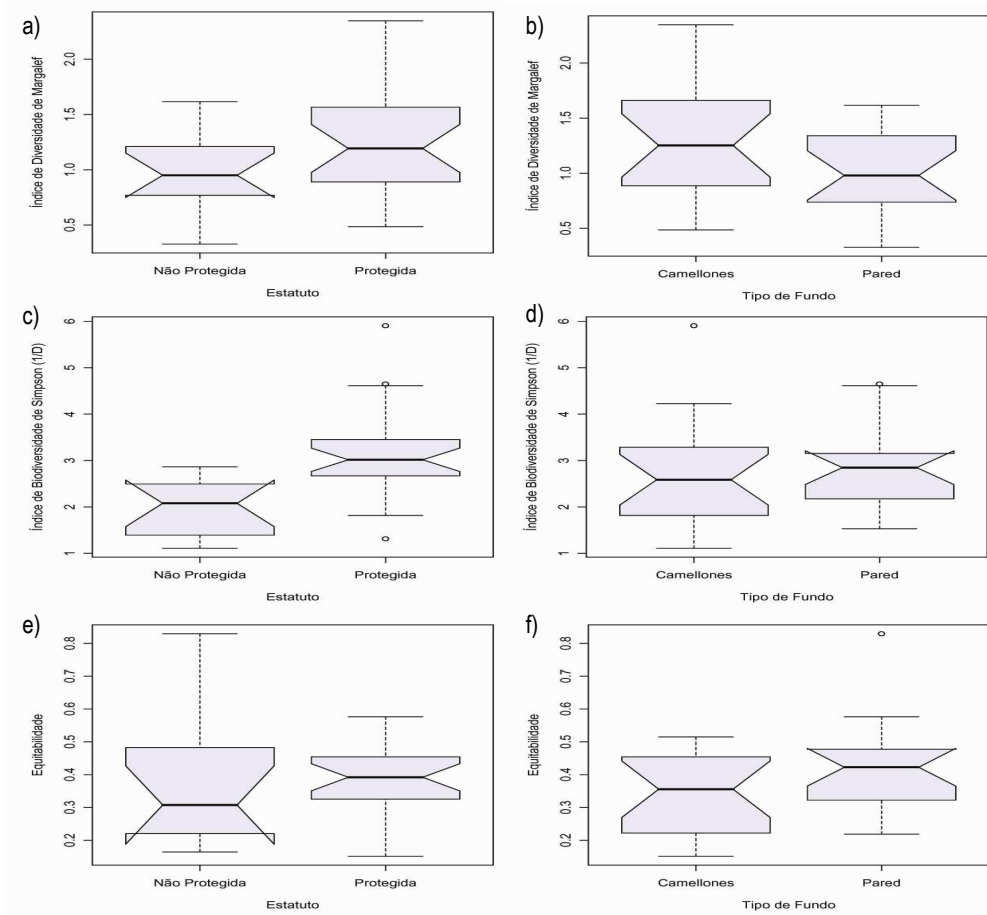


Figura 27 – Efeito do estatuto e do tipo de fundo na diversidade medida através dos índices de Margalef (a, b), de Simpson (c, d) e da Equitabilidade (e, f).

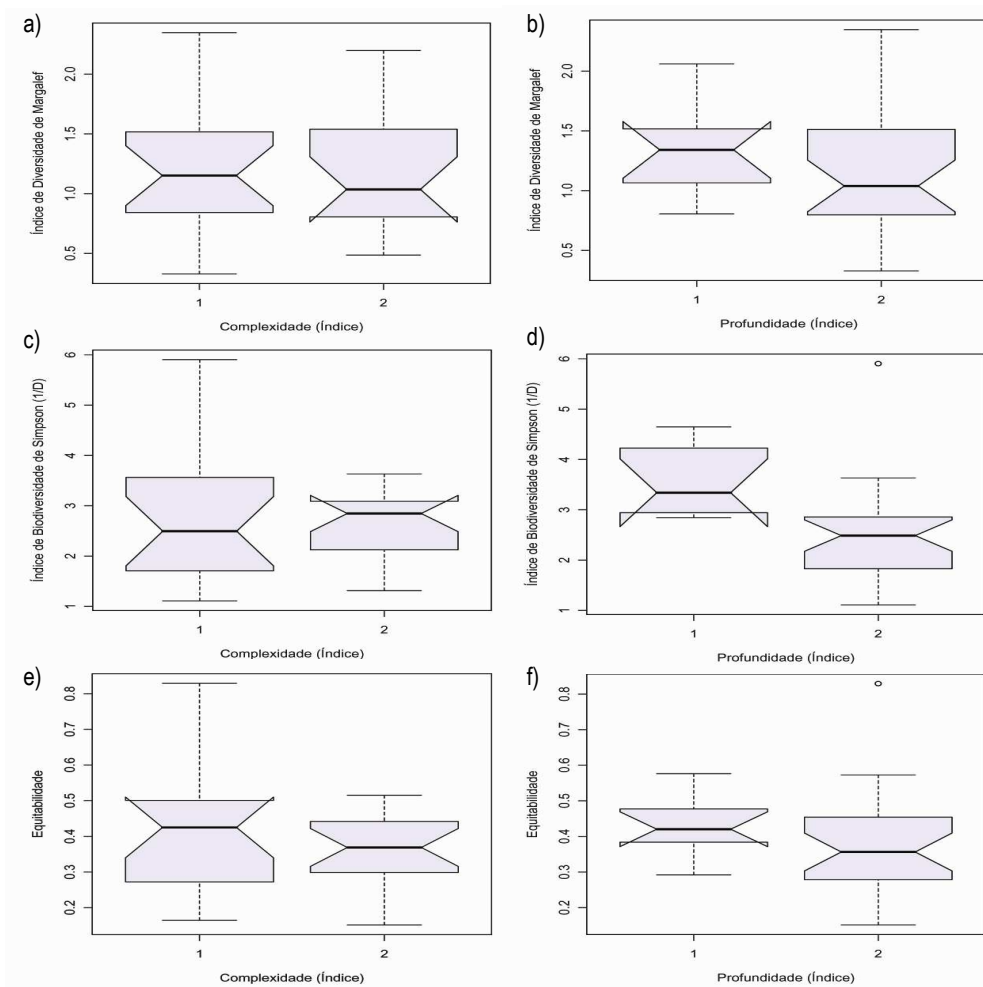


Figura 28 – Efeito da complexidade do habitat e da profundidade na diversidade medida através dos índices de Margalef (a, b), de Simpson (c, d) e da Equitabilidade (e, f).

Tabela XXIX – Factores significativos na diversidade medida através do índice de Margalef (riqueza específica), do índice de Simpson e da Equitabilidade.

Factores	Índice Margalef P(>F)	Índice Simpson P(>F)	Equitabilidade P(>F)
Estatuto	<b>0.0551</b>	<b>2.18e-05</b>	-
Tipo de Fundo	<b>0.0253</b>	-	<b>0.0789</b>
Complexidade	<b>0.0155</b>	<b>2.69e-06</b>	-
Interação Estatuto: Tipo de Fundo	<b>0.0760</b>	-	-
Interação Tipo de fundo: Profundidade	-	<b>0.009</b>	-

## Por Locais

Os índices de diversidade Margalef e de Simpson apresentaram, em geral, um padrão aproximadamente decrescente de Sul para Norte nos locais com tipo de fundo Camellones (Figura 29a, c). A equitabilidade (Figura 29e) é máxima no NPNNCa, seguindo-se a PSCa. Nos locais com tipo de fundo Pared também se observa um padrão aproximadamente decrescente dos índices de diversidade em direcção a Norte, com excepção do local PSPa que possui valores reduzidos no 3 índices (Figura 29b, d, f). No índice de Margalef, o local NPNNPa é uma clara excepção, sendo o local que atinge os maiores valores de riqueza específica ponderada, semelhantes aos da PCSPa.

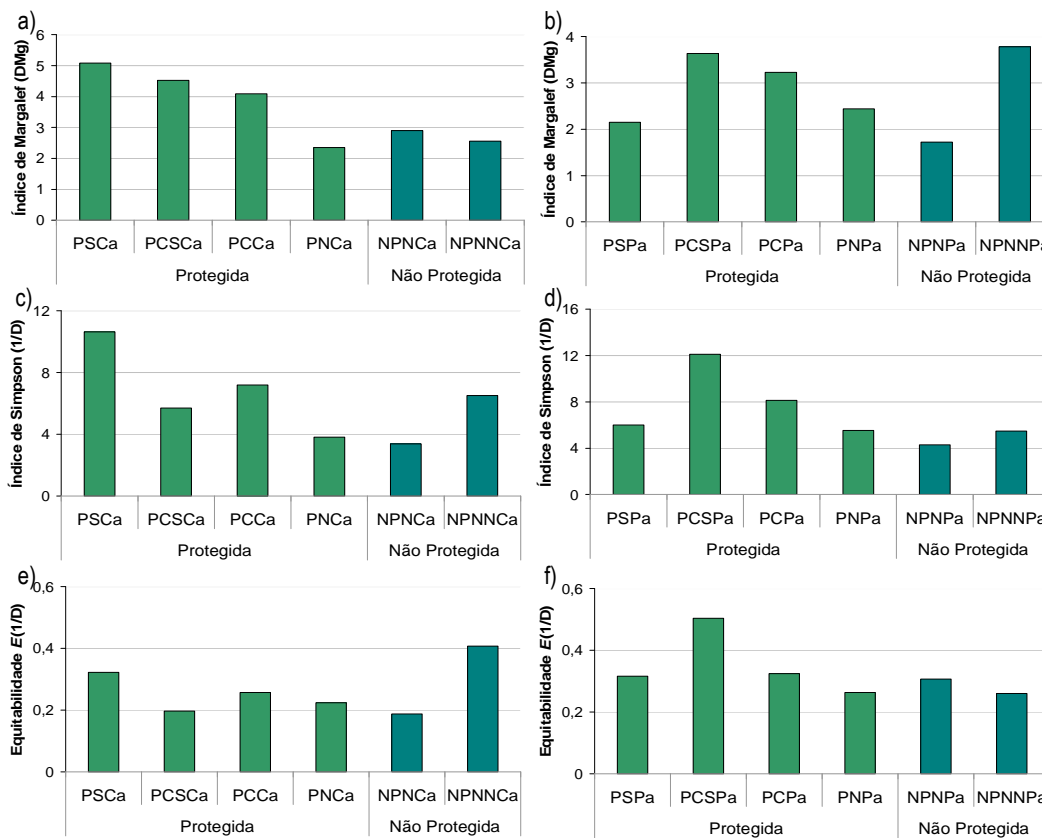


Figura 29 – Índices de diversidade específica por local nos diferentes tipos de fundo: índice de Margalef (a, b), índice de Simpson (c, d), Equitabilidade (e, f). Os Locais estão dispostos de SUL para NORTE.

## Discussão

De acordo com a argumentação habitualmente apresentada em favor das áreas marinhas protegidas (Wantiez *et al.*, 1997; Roberts & Polunin, 1991, 1992, 1993; Polunin & Roberts, 1993; Nowlis & Roberts, 1999; Roberts & Sargant, 2002; Halpern, 2003; Gell & Roberts, 2003; Russ *et al.*, 2004; Sale *et al.*, 2005; Ashworth & Ormond, 2004; McClanahan, 2006), seria previsto que a área protegida deste estudo apresentasse maior abundância em número e em biomassa de espécies comerciais em comparação com a zona adjacente não protegida. Também se esperava que os tamanhos e pesos médios fossem superiores na zona protegida, bem como a biodiversidade que se supõe que se mantém semelhante ao encontrado em equilíbrio natural, enquanto que a zona não protegida pode sofrer os impactos da pesca (Allison *et al.*, 1998; Halpern & Warner, 2003; McClanahan, 2006).

No presente estudo, embora a abundância em número, como previsto, seja superior na área protegida, a abundância em peso, ao contrário do esperado, já não apresenta este padrão. O elevado número de indivíduos observado dentro da reserva não foi suficiente para fazer com que a biomassa fosse superior. A maior dimensão média dos indivíduos na zona não protegida anula o efeito da abundância em número, levando a valores de biomassa semelhantes nas duas zonas. A análise das similaridades entre locais, considerando a contribuição específica revela que a composição e proporção específicas diferem entre estatutos e tipos de fundo, sendo essa a razão das diferenças encontradas. A análise por local faz supor que será a sua localização e consequente padrão de características ambientais a influenciar o tipo de contribuição específica.

### Número

A abundância em número superior na área protegida deve-se principalmente às espécies da família Haemulidae, com destaque para a associação das espécies *H. flavolineatum*, *H. plumieri* e *H. sciurus*, e a algumas espécies da família Lutjanidae, como *O. chrysurus* e *L. mahogoni*, todas com indivíduos de pequenas dimensões. Estes indivíduos foram observados em grande número na área protegida, principalmente no tipo de fundo Pared. Os Haemulidae evidenciaram além de uma associação entre espécies apreciável, grandes agregações multi-específicas, como as descritas por Valdés-Muñoz & Mocheck (2001). A parede do local PSPa, onde foram observadas as maiores agregações, poderá ter fornecido habitat adequado para os comportamentos de defesa registados para os Haemulidae e pequenos Lutjanidae, a formação de cardumes e o refúgio em abrigos (Mocheck & Silva Lee, 1975 *in* Valdés-Muñoz & Mocheck,

2001), na fase de inactividade destas espécies – durante o dia (Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001). Estes autores referem que estas agregações são das maiores entre as espécies associadas ao fundo (Helfman *et al.* 1982 *in* Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001) e que as estratégias de grupo defensivas adicionadas à sua linha lateral desorientam os predadores visuais (Valdés-Muñoz & Mocheck, 2001). A reserva parece possuir as condições adequadas aos comportamentos referidos, o que justifica o elevado número de espécies que os realizam.

### **Biomassa e dimensões médias**

A abundância em biomassa não apresentou o mesmo padrão que o número, pois os indivíduos presentes na área não protegida, embora em número reduzido, possuem tamanhos e pesos superiores aos encontrados na reserva.

A distribuição do padrão de biomassas pelo estatuto e tipo de fundo destaca-se pela contribuição das famílias Serranidae e Lutjanidae, com a elevada proporção da espécie *M. bonaci*, mas também pela presença de *E. striatus*, *L. analis*, *L. jocu*, *E. adscensionis*, todas caracterizadas por atingirem tamanhos e pesos elevados. A análise por família revela que os indivíduos da família Serranidae apresentam tamanhos bastante superiores aos indivíduos das outras duas, o que justifica a sua maior contribuição para a biomassa, mesmo quando os números são reduzidos. Os números das espécies das duas famílias foram semelhantes entre áreas distintas, enquanto que a biomassa foi superior na área não protegida, devido às maiores dimensões médias individuais nessa zona. Alguns autores (Polunin, 2000; Chiappone *et al.*, 2000; Eklund *et al.*, 2000) referem o aumento das abundâncias e tamanhos médios nas áreas protegidas em comparação com as áreas adjacentes, também para as espécies das famílias Serranidae e Lutjanidae, o que não é evidente neste estudo. A escolha pela área não protegida por parte destes indivíduos adultos deverá estar associada à selecção das características do habitat presente, evitando por competição e predação ou por selecção diferencial de habitat, a presença de indivíduos das mesmas espécies de pequenas dimensões.

Ligth & Jones (1997) ao estudarem a distribuição de uma espécie de Serranidae em recifes na Austrália encontraram variações na associação ao habitat entre os juvenis e adultos, verificando alterações à medida que os peixes possuíam tamanhos maiores. Outros autores referem que a distribuição e o movimento de grandes peixes deve ser, em parte, influenciada pela disponibilidade de habitat adequado (Goldman & Talbot, 1976 *in* Connell & Kingsford, 1998; Hixon & Beets, 1989 *in* Connell & Kingsford, 1998), e consequentemente o principal factor a

influenciar a distribuição de peixes grandes num recife deverá ser a selecção de habitat (Williams, 1991 *in* Connell & Kingsford, 1998).

Outros estudos realizados na área protegida de Punta Francés (Guardia *et al.*, 2004b; Angulo-Valdés, 2005) também verificaram a escassez de peixes herbívoros e carnívoros de grandes dimensões, especialmente de predadores pertencentes às famílias Serranidae e Lutjanidae. Guardia *et al.* (2004b) associaram o facto à pesca ilegal dentro da reserva e ao turismo, mas Angulo-Valdés (2005) concluiu que o turismo não tem impacto nas comunidades de peixes associadas ao recife. No presente estudo, verifica-se que a intensidade da pesca é muito superior fora da reserva, pelo que a pesca ilegal dentro desta não deverá ser o principal factor pela não ocorrência de grandes Lutjanidae e Serranidae. A pesca poderá ter influência na zona Norte da reserva mas devido à maior biomassa fora da reserva sugere-se que será a selectividade de habitat adequado a cada espécie, a condicionar as diferenças na composição específica entre locais.

Polunin (2000) refere, para a área marinha de Punta Francés e Punta del Este ambas na Ilha da Juventude, diferenças significativas em abundância entre as áreas protegidas e as adjacentes não protegidas. Este autor observou que, em média, as abundâncias totais são superiores na área protegida, com os Haemulidae e os Serranidae a possuírem maior biomassa e números dentro da reserva, enquanto que os Lutjanidae apenas possuem superioridade a nível da abundância em número. Os resultados deste autor não estão de acordo com o observado no presente estudo, realizado 6 anos depois, no que se refere à biomassa e número dos indivíduos da família Serranidae. Polunin (2000) refere ainda para algumas espécies tamanhos significativamente superiores dentro da reserva. No entanto, para a área de Punta Francés, embora a maioria das espécies de peixes registadas por Polunin (2000) tenha apresentado tamanhos médios superiores na reserva com profundidade reduzida, algumas espécies apresentaram tamanhos médios significativamente superiores na área não protegida quando em profundidades superiores (semelhantes às do estudo actual). A escolha de habitats ligeiramente mais profundos à medida que o tamanho aumenta poderá estar associado à adaptabilidade dos animais de recife na partilha de habitats sem sobreposição de nichos (Micheli & Halpern, 2005).

No presente estudo, os indivíduos da família Lutjanidae apresentaram abundância total em número superior na área protegida, como no estudo de Polunin (2000). No entanto possuem maior biomassa na área não protegida devido à presença de indivíduos de maior dimensão.

Ashworth & Ormond (2004) também verificaram que os indivíduos da família Lujtanidae observados na zona não protegida eram significativamente maiores que os da área protegida estudada, estando de acordo com o encontrado no presente estudo. Estes autores referem que 3 possíveis explicações poderão justificar a presença de indivíduos maiores em zonas de pesca intensiva. Primeiro, os indivíduos maiores poderão evitar as redes de pesca, se a malha for reduzida. Segundo, e provavelmente relacionado com o primeiro, poderá dever-se a algumas formas de pesca que capturam preferencialmente espécies mais pequenas, levando a maiores proporções de espécies de maior tamanho na zona de pesca (Ashworth & Ormond, 2004). Exemplo deste tipo de arte é a nassa de sombra, muito utilizada na região de Punta Francés. Em terceiro lugar, indivíduos maiores de espécies predadas poderão sofrer redução na sua predação se os maiores indivíduos seus predadores forem removidos desproporcionalmente (Ashworth & Ormond, 2004). No caso do presente estudo, estes factores poderão contribuir, mas não deverão ser a causa da superioridade de tamanhos na área não protegida, visto as espécies em questão serem das mais importantes comercialmente e terem poucos predadores comerciais. A causa mais provável parece relacionar-se com as diferenças nas características do habitat (como a profundidade e a complexidade) e relações ecológicas entre espécies.

A dissociação das espécies *L. analis* e *L. synagris* também poderá estar relacionada com a utilização distinta de habitats. A espécie *L. analis* foi observada em ambos os estatutos enquanto a *L. synagris* foi exclusiva da área protegida, mas mesmo nesta zona as espécies nunca foram observadas em simultâneo.

Apesar das composições específicas em número, em biomassa e em dimensões individuais (tamanhos e pesos médios), apresentarem diferenças marcadas na distribuição entre estatutos, estas ocorrem quase sempre mais a norte e não nos locais de fronteira entre áreas (e.g NPNNPa) e em certos casos dependem da interacção do estatuto com alguma característica do fundo. Por sua vez, o efeito da interacção do estatuto com o tipo de fundo na distribuição da composição específica em abundâncias, a interacção marginal do tipo de fundo com a complexidade na distribuição da abundância total em número, o efeito da complexidade na distribuição da abundância total em número e em biomassa e o efeito da profundidade na distribuição da composição específica por tamanho médio individual, fazem supor que há comportamentos distintos na escolha dos tipos de fundo, consoante a espécie e tamanho, reforçando a influência das características dos habitats na contribuição para as diferenças observadas, em detrimento do efeito de protecção.

Uma das possíveis razões para a não observação dos efeitos esperados pela protecção na área de Punta Francés é a presença de distintos biótopos (aqui designados por tipos de fundo) entre os estatutos, embora designados da mesma forma. Este facto pode ter favorecido a detecção errónea de um efeito do estatuto, mascarando uma possível selecção preferencial pelas características dos locais não protegidos, por parte dos indivíduos maiores e com maior peso médio. Este erro deriva do facto de se terem considerado tipos de fundo semelhantes entre a baía, pouco profunda, protegida fisicamente e pelo seu estatuto, e a área adjacente, não protegida legalmente e directamente conectada à plataforma insular.

A maior profundidade, maior turbidez e correntes da área não protegida devem-se ao facto desta zona não possuir qualquer barreira entre os processos oceanográficos da plataforma e o mar profundo do Mar das Caraíbas. As correntes que se verificam na zona provocam elevada turbidez por arrastarem consigo maior quantidade de matéria orgânica em suspensão, proveniente dos campos de ervas marinhas da plataforma insular (distribuídas maioritariamente na área não protegida), sendo mais rica em alimento (Angulo-Valdés *com. pess.*, 2006). Esta característica não foi encontrada na baía da reserva onde a visibilidade atingiu frequentemente os 40m. Terrados & Borum (2000) referem que as correntes e ondulação da zona costeira fragmentam parte da biomassa de ervas marinhas e transportam-na para os ecossistemas marinhos e terrestres adjacentes. Estes *inputs* de matéria orgânica podem ser bastante elevados localmente e contribuir significativamente para a função das comunidades biológicas dos habitats adjacentes (Terrados & Borum, 2000). Sugere-se que a complexidade do recife é inferior devido à maior concentração de matéria em suspensão, correntes mais fortes e maior profundidade, não apresentando a transparência e luminosidade requisitadas pelos corais (Guardia *et al.*, 2004a) para o seu crescimento e desenvolvimento, como aconteceu com os corais do recife observados na baía protegida.

Estas diferenças podem ter levado a que as categorias de classificação não se adequassem e os habitats das duas zonas, ambos de recife, apresentassem características ambientais e oceanográficas distintas. Como os peixes ocupam a coluna de água e não apenas o tipo de fundo, seria importante distinguir habitats tridimensionais e não com base em classificações gerais da composição do fundo. Sugere-se uma redefinição da classificação dos biótopos existentes, recorrendo a dados do tipo de fundo, e a características ambientais como a composição e densidade da cobertura, complexidade estrutural, exposição, profundidade, altura,

área disponível, bem como a dados oceanográficos como correntes, ondulação, visibilidade, material em suspensão, temperatura, como sugerido por outros autores. Bekkby *et al.* (2002) refere que o padrão de distribuição espacial e uso do habitat de uma espécie é determinado pela disponibilidade de recursos essenciais (e.g. para alimentação, descanso e reprodução), que são determinados por parâmetros como a topografia, a batimetria, o substrato do fundo, a vegetação, a exposição a ventos, ondas, correntes, temperatura e nível de luz. Stoner (2003) refere que certos locais específicos podem ser mais importantes que formas particulares de habitat e que vários estudos realizados ilustram a reduzida utilidade das classificações do tipos de fundo para a previsão da distribuição de animais.

A menor visibilidade provocada pela turbidez na área não protegida, semelhante a períodos de entardecer ou de amanhecer, poderá ter influenciado a presença de indivíduos adultos da família Serranidae, descritos como solitários, cautelosos e predadores furtivos, que realizam emboscadas maioritariamente durante o crepúsculo (Valdés-Muñoz & Mocheke, 2001). Os hábitos crepusculares de piscívoros resultam do maior sucesso de predação em períodos do dia em que a presa detecta menos facilmente o perigo (Hobson, 1974 *in* Valdés-Muñoz & Mocheke, 2001). Estas condições aliadas à facilidade de camuflagem das espécies da família Serranidae (Valdés-Muñoz & Mocheke, 2001) poderão ter contribuído para a sua presença reforçada na área não protegida, principalmente quando possuem maiores dimensões e vantagem competitiva. Uma revisão desenvolvida por Huntsman & Waters (1987 *in* Connell & Kingsford, 1998) sugere que os 'fundos vivos' possuem uma importância fundamental nas pescarias de Serranidae e Lutjanidae. A razão desta ligação ainda não é evidente mas deverá estar relacionada com a selecção de habitats contendo maior disponibilidade alimentar (Huntsman & Waters, 1987 *in* Connell & Kingsford, 1998).

Sadovy & Eklund (1999) referem que apesar de ainda não serem conhecidos os determinantes da distribuição da *E. striatus* em adulto, a claridade da água, o habitat e o tipo de substrato parecem ser relevantes (Smith, 1971 *in* Sadovy & Eklund, 1999; Eggleston, 1995 *in* Sadovy & Eklund, 1999), influenciando as abundâncias. Outro indício da sua dependência ao habitat é o facto desta espécie se distribuir em profundidade com a disponibilidade de habitat e não com a de alimento, pois a sua dieta é altamente variada, e em função do tamanho do corpo (Sadovy & Eklund, 1999).

No presente estudo, o facto dos locais da área não protegida se situarem em geral a maiores profundidades poderá ter influenciado a observação de mais indivíduos adultos Serranidae. Apesar do factor profundidade não ter tido efeito significativo poderá influenciar a distribuição das espécies de Serranidae e a sua variabilidade não ter sido detectada, por possuir um padrão distinto entre estatutos. Deste modo, o efeito comprovado do estatuto em interacção com o tipo de fundo na distribuição da composição específica poderá dever-se também a outras características que variem da mesma forma que estes factores e que, consequentemente, não foram detectadas.

Sluka *et al.* (2001) também demonstram que as densidades de *M. bonaci* estavam correlacionadas com parâmetros físicos ou biológicos do habitat e Tupper & Rudd (2002) referem que a presença de *E. striatus* está associada ao relevo. A espécie *E. striatus* foi observada em todos os locais, no entanto a sua contribuição para a biomassa foi superior na área não protegida juntamente com *M. bonaci*, o que pode indicar maior disponibilidade de habitat preferencial para adultos.

Polunin (2000) afirma que nas áreas marinhas protegidas de Cuba, Punta Francés e Punta del Este, outros factores além da protecção poderão explicar variação da abundância em número e biomassa dos peixes, devido às diferenças espaciais entre as áreas protegidas e não protegidas. Este autor observou diferenças significativas entre os habitats das zonas com diferentes estatutos, com coberturas de coral e rugosidades médias (complexidade estrutural) menores nas áreas não protegidas, o que também foi constatado no presente estudo. O autor não registou se as abundâncias totais variavam com a complexidade, facto que foi demonstrado neste estudo. No entanto, ao analisar a composição específica Polunin (2000) verificou que a maioria delas não apresentava diferenças significativas em número e biomassa entre os tipos de fundo dos diferentes estatutos. No presente estudo, observaram-se interacções da composição específica global com estes factores. Contudo, Polunin (2000) demonstrou interacções significativas entre as densidades de Serranidae e as características do habitat. Este autor afirma que nas áreas cubanas estudadas existe um potencial efeito de habitat a confundir as diferenças causadas pelo efeito de protecção, particularmente nas que envolvem Serranidae, confirmando os resultados deste estudo.

Os tamanhos elevados na zona não protegida poderiam estar relacionados com o efeito de migração de adultos. Segundo Hilborn *et al.* (2004) o efeito esperado do aumento dos tamanhos

médios das espécies comerciais nas áreas protegidas resulta do crescimento dos indivíduos dentro das fronteiras da reserva, que permite que vivam até mais tarde, aumentando a fecundidade de espécies sedentárias. Este processo poderá tender, por sua vez, a aumentar as capturas nas área circundantes através da migração de adultos e aumento do recrutamento, suplementando a produção de espécies comerciais nas áreas circundantes à reserva e mantendo ou aumentando as capturas (Halpern & Warner, 2003; Halpern *et al.*, 2004; Hilborn *et al.*, 2004; Sale *et al.*, 2005). Para a família mais abundante na área protegida – Haemulidae – este processo de exportação de adultos não se verificou, pois apenas duas espécies estavam presentes fora da reserva, e apresentando dimensões semelhantes aos indivíduos dessas espécies observados na reserva. Isto pode estar relacionado com a preferência por habitat disponível para abrigos e agregações, que é superior na área protegida, entre outros factores possíveis. Angulo-Valdés (2005) refere que a maior complexidade (existente dentro da reserva) aumenta a quantidade de micro-habitats e oportunidades de abrigo.

No entanto, para a família Serranidae e Lutjanidae, as espécies que apresentam tamanhos bastante distintos entre estatutos (*M. bonaci*, *E. striatus*, *L. analis* e *L. jocu*) possuem números equivalentes entre áreas mas tamanhos médios e biomassas superiores fora da reserva, o que poderá estar associado à exportação de adultos. A observação frequente de pescadores junto às fronteiras das áreas protegidas poderá indicar que a reserva está a aumentar o número de indivíduos na área adjacente, aumentando as capturas (Gell & Roberts, 2003).

No entanto, McClanahan & Kaunda-Arara (1996 *in* Boersma & Parrish, 1999) sugerem que a pesca intensificada ao longo de uma fina margem da fronteira pode interceptar a migração de adultos, impedindo a dispersão destes e a possibilidade de atingirem a área circundante à reserva. O aumento das capturas nas fronteiras das reservas pode ser indicativo de deficiências do tamanho ou localização das reservas em vez de ser uma propriedade positiva destas (Boersma & Parrish, 1999). Na AMP de Punta Francés, existe pesca intensiva nas suas fronteiras (Angulo-Valdés, 2005), o que parece indicar deficiências no tamanho, localização e consequentemente na eficiência da mesma, mais do que a prova de que existe migração de adultos, pois esta hipótese pressupõe que alguns destes indivíduos também se situem dentro da reserva (Sale *et al.*, 2005), o que não foi observado.

A não protecção de indivíduos adultos de espécies da família Serranidae poderá resultar numa maior vulnerabilidade dessas populações, em comparação com as outras famílias. Os peixes

maiores das espécies protogínicas, como as da família Serranidae que foram encontrados na área não protegida do presente estudo, são maioritariamente machos. Consequentemente, a pesca que é geralmente dirigida aos peixes de maior dimensão, provoca um desequilíbrio na proporção de sexos destas populações, diminuindo o seu recrutamento e tornando-as particularmente vulneráveis à sobrepesca (Harris & Collins, 2000 *in* García-Cagide *et al.*, 2001; Sluka *et al.*, 1997). Chiappone *et al.* (2000) e Sluka *et al.* (1997) observaram na região das Caraíbas que a protecção das pescas com reservas marinhas fez aumentar a riqueza específica, densidade e biomassa de espécies comerciais da família Serranidae, principalmente com dimensões elevadas.

### **Diversidade**

Os efeitos que influenciaram a distribuição da diversidade dependem do tipo de índice utilizado. A diversidade medida através dos índices de Margalef e de Simpson foi influenciada pelo estatuto, apresentando valores superiores na área protegida, de acordo com o esperado pela protecção. Estes índices apresentaram um padrão aproximadamente decrescente em direcção a Norte, o que poderá estar relacionado com o efeito significativo da complexidade, da profundidade e do tipo de fundo. Na sua maioria, os índices de diversidade foram superiores em locais com profundidade mais reduzida e maior complexidade. Segundo Grigg (1994) a heterogeneidade pode justificar o aumento da biodiversidade porque a forma, a qualidade, a variabilidade e os padrões de distribuição das manchas que compõem uma paisagem mantêm a biodiversidade ao longo do espaço e do tempo.

Relativamente à riqueza específica, apenas 2 das 7 espécies de Haemulidae foram observadas fora da reserva, *H. plumieri* e *H. flavolineatum*, com apenas *H. plumieri* presente nos locais do extremo norte, embora em baixo número. Nos Lutjanidae apenas 2 das 8 espécies foram registadas exclusivamente na área protegida (*L. mahogoni* e *L. synagris*) e nos Serranideos apenas 1 das 6 espécies (*M. tigris*). Polunin (2000) afirma que, geralmente, as áreas protegidas possuem várias espécies exclusivas quando comparadas com áreas adjacentes. Das espécies comuns a este estudo, Polunin observou em Cuba que as espécies *M. bonaci* e *L. analis* foram exclusivas das áreas protegidas, enquanto a *L. joco* foi exclusiva da área não protegida, o que não foi verificado actualmente. A espécie *Lutjanus griseus*, que foi observada por Polunin exclusivamente dentro da reserva, não foi registada no presente estudo. Tal como foi encontrado neste estudo, Polunin verificou exclusividade de *L. mahogoni* e *A. virginicus* na área da reserva.

As restantes espécies exclusivas da AMP, no estudo actual, não foram apontadas anteriormente por Polunin.

Micheli & Halpern (2005) afirmam que as espécies de recife se adaptaram à competição elevada, resultando numa partilha de recursos entre elas com reduzida sobreposição de nichos. Os autores indicam como evidência deste facto, o aumento do número de espécies com o aumento da riqueza funcional (número de grupos funcionais) e da diversidade funcional (diversidade específica por grupo funcional). Micheli & Halpern (2005) sugerem que a selectividade da pesca para peixes que geralmente pertencem a grupos funcionais com riqueza específica reduzida, poderá provocar uma menor diversidade funcional fora das áreas de reserva. No caso do presente estudo, o aumento do número de espécies na reserva poderá dever-se à elevada diversidade específica de cada grupo funcional (diversidade funcional) e ao maior número total de grupos funcionais (riqueza funcional) presentes no recife da baía da área protegida.

No entanto, apesar da protecção proporcionar habitualmente habitats menos degradados (Collie *et al.*, 2000) e um equilíbrio proporcional entre as espécies (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999), a equitabilidade não apresentou variações significativas com nenhum factor, embora possua uma influência marginal do tipo de fundo. Este resultado, poderá dever-se à dominância de espécies que se agregam dentro da reserva, como já foi referido para os indivíduos da família Haemulidae. O local onde foi observado maior número de peixes – PSPa – apresenta uma equitabilidade e índices de diversidade reduzidos, provavelmente devido à dominância das três espécies de Haemulidae associadas em agregações de grandes dimensões. Fora da reserva, os locais apresentaram índices de diversidade reduzidos, que poderão ter resultado da intensidade e selectividade da pesca e da degradação dos habitats, mas também da complexidade naturalmente mais reduzida e da profundidade média superior.

Polunin (2000) também observou na mesma área de estudo uma maior diversidade e riqueza específica na área protegida. Apesar da maioria dos autores desta temática referir a protecção como a grande responsável pela conservação da diversidade (Boersma & Parrish, 1999; Roberts *et al.*, 2001; Halpern, 2003; Russ *et al.*, 2004; Hilborn *et al.*, 2004; Sale *et al.*, 2005), neste estudo os resultados evidenciam um maior efeito da complexidade em detrimento do efeito de protecção. Esta situação também é referida por diversos autores (Polunin & Roberts, 1993; Jennings *et al.*, 1996 in García-Charton *et al.*, 2000), que verificaram que as áreas marinhas não protegidas, naturalmente complexas, apresentam ictiofauna mais diversa que as suas áreas

protegidas vizinhas, com habitats mais simples, estando o efeito da protecção a ser mascarado pela estrutura do habitat. Os mesmos autores referem que poucas vezes se tem medido as características do habitat quando se avalia o efeito de protecção.

### **Agregações de desova e Pesca**

No local NPNNPa, do tipo de fundo Pared da área não protegida, com profundidade média de 14m, observou-se, no mês de Maio, uma agregação de Cuberas (*Lutjanus cyanopterus*) que foi retirada da análise por ser considerada esporádica. Esta agregação de cerca de 400 indivíduos poderá ter sido sobre-estimada em número, e em tamanhos médios (média de 70 cm). No entanto, o facto é que um grande cardume de Cuberas de elevada dimensão rodeou em círculo os três mergulhadores nas três réplicas efectuadas. Esta agregação a um mês do pico de desova de *L. cyanopterus* (desova de Junho a Agosto – Naranjo, 1956 in García-Cagide *et al.*, 2001) está descrita como comportamento de desova (García-Cagide *et al.*, 2001). A agregação observada era mista com Cuberas e Jocus. Os Jocus (*L. jocu*) foram observados em menor número, embora estivessem no pico de desova (desova de Abril a Junho – Naranjo, 1956 in García-Cagide *et al.*, 2001). Esta observação é apoiada por um estudo realizado por García-Cagide *et al.* (2001), em que os autores realizaram mergulhos de amostragem no Golfo Ana Maria em Cuba, e observaram centenas de *Lutjanus cyanopterus* e *Lutjanus jocu* durante época de agregação para desova. García-Cagide *et al.* (2001) referem que muitas espécies de importância para as pescarias (Lutjanidae, Haemulidae, Serranidae e outros) desenvolvem migrações de desova das águas internas da plataforma para áreas específicas, próximas do talude ou a bancos submarinos, e que estas podem significar muitos quilómetros anualmente, como no caso de algumas espécies dos géneros *Lutjanus* e *Epinephelus* (Polunin, 2002 in Hilborn *et al.*, 2004). Punta Francés é um dos locais para onde se dirigem esses indivíduos na sua época de desova (Angulo-Valdés, 2005 e pescadores locais *in com. pess.*, 2006). Eklund *et al.* (2000) referem que a formação de agregações para desova num local e época particulares é uma estratégia reprodutiva comum para alguns peixes de recife.

Também era de esperar a observação de agregações de Pargo (*Lutjanus analis*) na segunda viagem de campo (Maio) já que era a época de desova desta espécie (Maio – Junho – Naranjo, 1956 in García-Cagide *et al.*, 2001). Segundo García-Cagide *et al.* (2001) durante Maio e Junho um grande número de Pargos maduros junta-se próximo do talude insular, em fundos rochosos coralinos em profundidades entre os 20 e os 40m. Contudo, estas agregações não se verificaram nos mergulhos efectuados, ao contrário do sucedido com os indivíduos da espécie Cubera. No

entanto, a afluência da espécie *L. analis* a este local foi registada nas capturas sempre crescentes em número e biomassa, até à lua cheia do mês de Maio, no período designado por “Corrida ao Pargo”. As artes de pesca responsáveis por estas capturas (redes de emalhar e armações) estavam colocadas na fronteira entre o extremo Norte da reserva e a área não protegida analisada neste estudo. As artes dispunham-se numa zona menos profunda anterior ao início da vertente e perpendicularmente à direcção de movimento de migração para a desova, da plataforma para o talude (pescadores locais *in com. pess.*, 2006).

Este processo de capturas poderá ter contribuído para a não observação das agregações típicas desta espécie nos tipo de fundos amostrados, devido à retenção nas artes de muitos indivíduos maduros (e.g. 10 toneladas de Pargo em Maio, na armação ilegal a Norte da reserva). Claro & Lindeman (2003 *in Sale et al.*, 2005) referem que as agregações ocorrem em alturas e locais altamente previsíveis, e são particularmente vulneráveis à pesca. Para as espécies economicamente importantes a perda de agregações de desova e a diminuição dos tamanhos médios e abundâncias apontam a pesca como agente causador ou, pelo menos, como o factor que mais contribui (Rogers & Beets, 2001). Beets & Friedlander (1999) afirmam que pequenas reservas também podem ter um papel de gestão pesqueira importante, se estiverem situadas em locais cruciais, como zonas de agregação de desova. No entanto, apesar da protecção destas agregações poderem aumentar efectivamente o sucesso da desova (Beets & Friedlander, 1999; Sale *et al.*, 2005), poucas reservas de extracção interdita têm incorporado locais de desova (Eklund *et al.*, 2000; Sadovy & Domeier, 2005; Sale *et al.*, 2005). Consequentemente, as grandes agregações de adultos desovantes continuam vulneráveis à pesca devido previsibilidade da sua localização e época de ocorrência (Sadovy & Domeier, 2005; Sale *et al.*, 2005), o que se considera que acontece também na AMPPF.

Segundo os pescadores locais de Punta Franés, as nassas são caladas em habitats de ervas marinhas. A selectividade das nassas de sombra faz com que apenas se capturem indivíduos de pequenas/médias dimensões, principalmente Haemulidae e pequenos Lutjanidae. (pescadores locais *in com. pess.*, 2006). Isto sugere que nos habitats de ervas marinhas fora da reserva exista uma abundância considerável de indivíduos destas famílias.

Valdez-Muñoz & Mochek (2001) constataram que as espécies das famílias Haemulidae e Lutjanidae se dirigem na fase de actividade (nocturna) à zona de mangal e campos de ervas marinhas, adjacentes aos recifes onde repousam durante o dia, para caçarem invertebrados

móveis. As espécies da família Serranidae (crepusculares) movimentam-se entre várias zonas de recife (espécies mais sedentárias), onde caçam outros peixes.

Esta migração entre habitats distintos é de grande importância, visto que, na altura de actividade, todas estas espécies ficam susceptíveis à pesca, pois a maioria dos habitats de ervas marinhas está fora da reserva, havendo apenas uma pequena fracção deste habitat protegido. A área de mangal é também reduzida devido às dimensões da reserva. Além disso, a fracção destes habitats que é protegida situa-se na zona Norte da baía ou na zona Este, na plataforma insular, onde persiste a pesca ilegal, pois a fiscalização é dificultada (Angulo-Valdés, 2005).

Meyer *et al.* (1983 in Claro & Parenti, 2001) referem que a migração nocturna dos Haemulidae é uma fonte importante de troca de energia entre os habitats adjacentes e pode aumentar consideravelmente as taxas de crescimento dos corais. Este facto apoia a importância da protecção das espécies desta família nas zonas de mangal e ervas marinhas para a conservação tanto das espécies de peixes como dos corais na zona de recife. Além do movimento nocturno destas espécies para o mangal e ervas marinhas, muitas delas utilizam estes habitats como maternidades e para crescimento. Terrados & Borum (2000) defendem esta preocupação ao afirmarem que os campos de ervas marinhas são habitats essenciais no ciclo de vida de muitos organismos. O aumento da disponibilidade de alimento e/ou refúgio da predação explica a importância dos campos de ervas marinhas como habitat de alimentação e maternidade para estes organismos, alguns deles espécies-alvo de pescarias comerciais importantes (Terrados & Borum, 2000). Isto permite concluir que, mesmo para as espécies comerciais mais pequenas (Haemulidae e pequenos Lutjanidae) observadas em grande número na reserva, grande parte das suas maternidades e habitats para alimentação está fora da área protegida.

### **Considerações finais**

Os resultados deste estudo indicam-nos que o número e diversidade de peixes comerciais são superiores na zona protegida, o que faz desta baía um bom alvo de protecção. No entanto, as espécies com maior tamanho, peso e interesse comercial (Serranidae e Lutjanidae) situam-se fora da reserva, o que a torna insuficiente no cumprimento dos objectivos de protecção.

As diferentes características dos tipos de fundo, designados com o mesmo nome, entre áreas de estatutos distintos fazem questionar o processo de denominação de biótopos. Geralmente o

desenho experimental é dificultado pela escolha de áreas semelhantes e com com diferentes estatutos de protecção porque, geralmente, as áreas protegidas são escolhidas pelas suas características ecológicas únicas.

Conclui-se que a distribuição das diferentes espécies pelas áreas está relacionada com o efeito da selectividade de habitat de cada espécie e tamanho, mais do que com o efeito protecção, e que essa selecção de tipo de fundo abrange vários factores físicos, oceanográficos e ecológicos, a ter em conta. Sugere-se um estudo aprofundado das condições da zona não protegida, para poder precisar como ocorre a selecção de habitat das espécies das famílias Lutjanidae e Serranidae, de maior dimensão e valor comercial.

O facto de se observarem adultos de maiores dimensões dessas famílias apenas fora da reserva sugere que o processo de exportação de adultos não é importante nesta AMP e que as diferenças encontradas se atribuem maioritariamente à elevada variabilidade ambiental e não à protecção. O facto de os indivíduos maiores, mais pesados e comercialmente mais importantes se encontrarem fora dos limites da reserva, faz com que se sugira uma extensão desta, de modo a abranger maior área dos habitats preferenciais das espécies-alvo da pesca.

O facto da pesca ser intensiva nos limites norte da reserva, onde se verificou existir habitats críticos de certas espécies torna o efeito de protecção desta AMP ainda mais reduzido. As artes que pescam durante vários dias muito próximo da reserva ou mesmo dentro dos seus limites ameaçam também a sustentabilidade das espécies mais pequenas e abundantes dentro da área protegida, pois estas movimentam-se de noite para se alimentarem em habitats de ervas marinhas e mangal, maioritariamente em área não protegida. Estes factos reforçam a necessidade de estender a reserva para Norte, ao longo do talude e para o interior da plataforma (Este) de forma a assegurar os habitats essenciais de todas as espécies estudadas, as agregações de desova e a sustentabilidade de modos de vida como a pesca e o turismo orientado para o mergulho.

## Referências bibliográficas

Agardy, T.; Bridgewater, P.; Crosby, M.; Day, J.; Dayton, P.; Kenchington, R.; Laffoley, D.; McConney, P.; Murray, P.; Parks, J.; Peau, L. (2003). **Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas**. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 353-367.

Alder, J.; Zeller, D.; Pitcher, T.; Sumaila, R. (2002). **A method for evaluating marine protected area management**. *Coastal Management* 30:121-131.

Allison, G.; Lubchenco, J.; Carr, M. (1998). **Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation**. *Ecological Applications* 8 (1) Supplement S79-S92.

Angulo-Valdés, J. (2005). **Effectiveness of a Cuban marine protected area in meeting multiple management objectives**. Submission of the Degree of Doctor of Philosophy; Dalhousie University, Nova Scotia, Canada, pp: 284.

Ashworth, J.; Ormond, R. (2004). **Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone**. *Biological Conservation* 121: 333-344.

Baisre, J. (2004). **La pesca marítima en Cuba**. Editorial Científico Técnica, La Habana, Cuba, pp: 372.

Beets, J.; Friedlander, A. (1999). **Evaluation of a conservation strategy: a spawning aggregation closure for red hind, *Epinephelus guttatus*, in the U. S. Virgin Islands**. *Environmental Biology of Fisheries* 55: 91-98.

Bekkby, T.; Erikstad, L.; Bakkestuen, V.; Bjørge, A. (2002). **A landscape ecological approach to coastal zone applications**. *Sarsia* 87: 396-408.

Boersma, P.; Parrish, J. (1999). **Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution**. *Ecological Economics* 31: 287-304.

Bonhsack, J.; Bannerot, S. (1986). **A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes**. NOAA Technical Report NMFS 41, pp: 15.

CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas) (2004). **Áreas Protegidas de Cuba**. Ministério de Ciência, Tecnologia y Médio Ambiente, pp: 112.

Chiappone, M.; Sluka, R.; Sealey, K. (2000). **Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean**. *Marine Ecology Progress Series* 198: 261-272.

- Clarke, K.; Warwick, R. (1994). **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** Plymouth Marine Laboratory, pp: 144.
- Claro, R.; García-Arteaga, J. (2001). **Growth patterns of fishes of the Cuban shelf.** In: Claro, R.; Lindeman, C.; Parenti, L. (ed) Ecology of marine fishes of Cuba. Smithsonian Institution Press, pp: 251.
- Claro, R.; Parenti, L. (2001). **The marine ichthyofauna of Cuba.** In: Claro, R.; Lindeman, C.; Parenti, L. (ed) Ecology of Marine fishes of Cuba. Smithsonian Institution Press, pp: 251.
- Collie, J.; Hall, S.; Kaiser, M.; Poiner, I. (2000). **A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos.** Journal of Animal Ecology 69: 785–798.
- Connell, S.; Kingsford, M. (1998). **Spatial, temporal and habitat-related variation in the abundance of large predatory fish at One Tree Reef, Australia.** Coral Reefs 17: 49-57.
- Costanza, R.; Andrade F.; Antunes, P.; Van den Belt, M.; Boesch, D.; Boersma, P.; Catarino, F.; Hanna, S.; Limburg, K.; Low, B.; Molitor, M.; Pereira, J.; Rayner, S.; Santos, R.; Wilson, J.; Young, M. (1999). **Ecological economics and sustainable governance of the oceans.** Ecological Economics 31:171–187.
- Crawley, M. (2002). **Statistical Computing: An introduction to data analysis using S-Plus.** John Wiley & Sons, Inc., pp: 761.
- Dobson, A. (1990). An introduction to generalized linear models. Chapman & Hall, pp: 174.
- Eklund, M., McClellan D., Harper D. (2000). **Black grouper aggregations in relation to protected areas within the Florida Keys National Marine Sanctuary.** Bulletin of Marine Science 66(3): 721-728.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2006). **The State of the World Fisheries and Aquaculture.** Fisheries and Aquaculture Department, pp: 180.
- Froese, R.; Pauly, D. (ed) (2007). **Fishbase.** World Wide Web electronic publication. Disponível em: <http://www.fishbase.org>, version 8/2007.
- García-Cagide, A.; Claro, R.; Koshelev, B. (2001). **Reproductive patterns of fishes of the Cuban shelf.** In: Claro, R.; Lindeman, C.; Parenti, L. (ed) Ecology of Marine fishes of Cuba. Smithsonian Institution Press, pp: 251.
- García-Charton, J.; Pérez-Ruzafa, A. (1999). **Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves.** Fisheries Research 42: 1-20.

- García-Charton, J.; Williams, I.; Pérez Ruzafa, A.; Milazzo, M.; Chemello, R.; Marcos, C.; Kitsis, M.; Koukouras, A.; Riggio, S. (2000). **Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and natural variability of ecosystems.** *Environmental Conservation* 27 (2): 159–178.
- Gell, F.; Roberts, C. (2003). **Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves.** *Trends in Ecology and Evolution* 18 (9): 448-455.
- Grigg, R. (1994). **Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii.** *Marine Ecology Progress Series* 103:25–34.
- Guardia, E.; González-Díaz, P.; Castellanos, S. (2004a). **Estructura de la comunidad de grupos bentónicos sésiles en la zona de buceo de Punta Francés, Cuba.** *Revista de Investigaciones Marinas* 25 (2): 81- 90.
- Guardia, E.; Angulo, J.; González-Sansón, G.; Aguilar, C.; González-Díaz, P. (2004b). **Biodiversidad en la zona de buceo del Parque Nacional de Punta Francés, Isla de la Juventud, Cuba.** *Revista de Investigaciones Marinas* 25 (2): 90-102.
- Guidetti, P. (2002). **The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs.** *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 619-634.
- Halpern, B. (2003). **The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter?** *Ecological Applications* 13 (1) Supplement: S117–S137.
- Halpern, B.; Warner, R. (2003). **Matching marine reserve to design reserve objectives.** *Proc. Royal Society London* 270: 1871–1878.
- Halpern, B.; Gaines, S.; Warner, R. (2004). **Confounding effects of the export of production and the displacement of fishing effort from marine reserves.** *Ecological Applications*, 14 (4): 1248–1256.
- Hasting A.; Botsford L. (1999). **Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management.** *Science* 284: 1537–1538.
- Hilborn, R.; Stokes, K.; Maguire, J.; Smith, T.; Botsford, L.; Mangel, M.; Orensanz, J.; Parma, A.; Rice, J.; Bell, J.; Cochrane, K.; Garcia, S.; Hall, S.; Kirkwood, G.; Sainsbury, K.; Stefansson, G.; Walters, C. (2004). **When can marine reserves improve fisheries management?** *Ocean Coastal Manage* 47: 197–205.
- Light, P.; Jones, G. (1997). **Habitat preference in newly settled coral trout (*Plectropomus leopardus*, Serranidae).** *Coral Reefs* 16: 117-126.
- Ludwig, J.; Reynolds, J. (1988). **Statistical Ecology: a primer on methods and computing.** John Wiley & Sons, Inc., pp: 337.

- Magurran, A. (2004). **Measuring biological diversity**. Blackwell publishing, pp: 256.
- Manly, B. (2006). **Randomization, Bootstrap and Monte Carlo methods in Biology**. Chapman & Hall, pp: 488.
- Mascia, M. (2001). **Designing Effective Coral Reef Marine Protected Areas: A Synthesis Report Based on Presentations at the 9<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia, October 2000**. Special Report to: IUCN World Commission on Protected Marine Areas, pp: 23.
- McClanahan, T.; Verheij, E.; Maina, J. (2006). **Comparing the management effectiveness of a marine park and a multiple-use collaborative fisheries management area in East Africa**. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems (in press)*.
- McCullagh, P.; Nelder, J. A. (1989). **Generalized Linear Models**. Second Edition. Chapman and Hall, London, pp: 511.
- McManus, J. (ed) (2001). **Priorities for Caribbean Coral Reef Research: Results from an International Workshop of the National Center for Caribbean Coral Reef Research (NCORE), October 3-5, 2001, Miami, Florida**. National Center for Caribbean Coral Reef Research, USA, pp: 47.
- Micheli, F.; Halpern, B. (2005). **Low functional redundancy in coastal marine assemblages**. *Ecology Letters* 8: 391-400.
- Nowlis, J.; Roberts, C. (1999). **Fisheries benefits and optimal design of marine reserves**. *Fishery Bulletin* 97: 604-616.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R.; Torres, F.J. (1998). **Fishing down marine food webs**. *Science* 279: 860-863.
- Plan Development Team (1990). **The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the US Southern Atlantic**. NOAA Tech Mem NMFS-SEFC-261.
- Polunin N., Roberts, C. (1993). **Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves**. *Marine Ecology Progress Series* 100: 167-176.
- Polunin, N. (2000). **Ecological and social impacts in planning Caribbean marine-reserves**. Final technical report of Natural resources systems programme. Department for international development strategy for research on renewable natural resources. DFID: R6783.
- R Development Core Team (2007). **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Disponible em: <http://www.R-project.org>.

- Roberts, C.; Bohnsack, J.; Gell, F.; Hawkins, J.; Goodridge, R. (2001). **Effects of Marine Reserves on Adjacent Fisheries**, Science 294: 1920-1923.
- Roberts C.; Polunin N. (1991). **Are marine reserves effective in management of reef fisheries**. Review in Fish Biology and Fisheries 1: 65–91.
- Roberts, C.; Polunin, N. (1992). **Effects of marine reserve protection on northern Red Sea fish populations**. Proceedings Seventh International Coral Reef Symposium 2: 969–77.
- Roberts, C.; Polunin, N. (1993). **Marine reserves: Simple solutions to managing complex fisheries?** Ambio 22: 363-367.
- Roberts, C.; Sargent, H. (2002). **Fishery benefits of fully protected marine reserves: why habitat and behaviour are important**. Natural Resource Modeling 15 (4): 487-507.
- Roberts, C.; McClean, C.; Veron, J.; Hawkins, J.; Allen, G.; McAllister, D.; Mittermeier, C.; Schueler, F.; Spalding, M.; Wells, F.; Vynne, C.; Werner, T. (2002). **Marine biodiversity hotspots conservation priorities for tropical reefs**. Science 295: 1280-1284.
- Rogers, C; Beets, J. (2001). **Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands**. Environmental Conservation 28 (4): 312-322.
- Russ, G.; Alcala, A. (1999). **Management histories of Sumilon and Apo Marine Reserves, Philippines, and their influence on natural marine resource policy**. Coral Reefs 18: 307-319.
- Russ, G. (2002). **Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools**. In: Sale, P. (ed) Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, pp: 421-443.
- Russ, G.; Alcala, A.; Maypa, A.; Calumpong, H.; White, A. (2004). **Marine reserve benefits local fisheries**. Ecological Applications 14: 597–606.
- Sadovy, Y.; Eklund, A. (1999). **Synopsis of biological data on the Nassau Grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the Jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822)**. Fishery Bulletin. NOAA Technical Report NMFS 146, pp: 68.
- Sadovy, Y.; Domeier, M. (2005) **Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study**. Coral Reefs 24: 254–262.

Sale, P.; Cowen, R.; Danilowicz, B.; Jone, G.; Kritzers, J.; Lindeman, K.; Planes, S.; Polunin, N.; Russ, G.; Sadovy, Y.; Steneck, R. (2005). **Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves**. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (2): 74-80.

Sluka, R.; Chiappone, M.; Sullivan, K.; Wright, R. (1997). **The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas**. *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium* 2: 1961-1964.

Sluka, R.; Chiappone, M.; Sullivan Sealey, K. (2001). **Influence of habitat on grouper abundance in the Florida Keys, U.S.A.** *Journal of Fish Biology* 58 (3): 682–700.

Stoner, A. (2003). **What constitutes essential nursery habitats for a marine species? A case study of habitat form and function for queen conch**. *Marine Ecology Progress Series*, 257: 275-289.

Sumaila, U.; Guénette, S.; Alder, J.; Chuenpagdee, R. (2000). **Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas**. *ICES Journal of Marine Science* 57: 752–760.

Terrados, J.; Borum, J. (2000). **Why are seagrasses important? – Goods and services provided by seagrass meadows**. In: Borum, J.; Duarte, C.; Krause-Jensen, D.; Greve, T. (ed) *European seagrasses: an introduction to monitoring and management*. A publication by the EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS); EVK3-CT-2000-00044.

Tupper, M.; Rudd, M. (2002). **Species-specific impacts of a small marine reserve on reef fish production and fishing productivity in the Turks and Caicos Islands**. *Environmental Conservation* 29 (4): 484-492.

Váldez-Muñoz, E.; Mocheq, A. (2001). **Behaviour of marine fishes of the Cuban shelf**. In: Claro, R.; Lindeman, C.; Parenti, L. (ed) *Ecology of Marine fishes of Cuba*. Smithsonian Institution Press, pp: 251.

Wantiez, L.; Thollot, P.; Kulbicki, M. (1997). **Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia**. *Coral Reefs* 16: 215-224.

Willis, T.; Millar, R.; Babcock, R.; Tolimieri, N. (2003). **Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse?** *Environmental Conservation* 30 (2): 97-103.

# **ANEXOS**

**ANEXO I**  
**Embarcação 'Felipe Poey'**

## Embarcação 'Felipe Poey'



Figura 1 – Barco de investigação 'Felipe Poey'.

## **ANEXO II**

### **Características das Espécies estudadas**

**Família: Serranidae**      **Classe: Actinopterygii** (peixes com raios nas barbatanas).  
**Sub-Família: Epinephelinae**      **Ordem: Perciformes.**

***Epinephelus striatus***  
(Cuvier, 1828)



**Tamanho máx.:** 122 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 25.0 kg.  
**Idade máx.registada:** 29 anos.  
**Ambiente:** associado a recifes; oceanódromos; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes (54%) e caranguejos (23%).  
**Intervalo de profundidade:** 1 – 90m.  
**Importância pescrias:** comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Em Perigo (EN) (A2ad) , IUCN Grouper and Wrasse Specialist Group.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Epinephelus guttatus***  
(Linnaeus, 1758)



**Tamanho máx.:** 76.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 25.0 kg.  
**Idade máx.registada:** 17 anos.  
**Ambiente:** associado a recifes; oceanódromos; Marinhas.  
**Alimentação:** caranguejos, outros crustáceos, peixes e polvo.  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 100m.  
**Importância pescrias:** altamente comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Epinephelus adscensionis***  
(Osbeck, 1765)



**Tamanho máx.:** 61.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 4080 g.  
**Idade máx.registada:** 12 anos.  
**Ambiente:** recifes; demersal; Marinhas.  
**Alimentação:** caranguejos (67%) e peixes (20%).  
**Intervalo de profundidade:** 1 – 120m.  
**Importância pescrias:** altamente comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Mycteroperca bonaci***  
(Poey, 1860)



**Tamanho máx.:** 150 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 100.0 kg  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** adultos: essencialmente peixes; jovens: crustáceos.  
**Intervalo de profundidade:** 6 – 33m.  
**Importância pescrias:** altamente comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

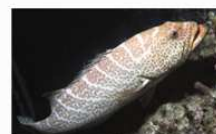
***Mycteroperca venenosa***  
(Linnaeus, 1758)



**Tamanho máx.:** 100.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 18.5 kg.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** principalmente peixes (espécies de recife de coral) e lulas.  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 137m.  
**Importância pescrias:** altamente comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Quase ameaçada (NT) , IUCN Grouper and Wrasse Specialist Group.

Foto: Patzner, R.  
Fonte dados: Fishbase

***Mycteroperca tigris***  
(Valenciennes, 1833)



**Tamanho máx.:** 101 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 10 kg.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes.  
**Intervalo de profundidade:** 10 – 40m.  
**Importância pescrias:** comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Pouco preocupante (LC) , IUCN Grouper and Wrasse Specialist Group.

Foto: Stadler, B.  
Fonte dados: Fishbase

**Família:** Haemulidae      **Classe:** Actinopterygii (peixes com raios nas barbatanas).  
**Ordem:** Perciformes.

***Haemulon flavolineatum***  
(Desmarest, 1823)



**Tamanho máx.:** 30,0 cm TL.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** principalmente pequenos crustáceos.  
**Intervalo de profundidade:** 0 – 60 m.  
**Importância pescarias:** espécie comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Pialek, L.  
Fonte dados: Fishbase

***Haemulon album***  
(Cuvier, 1830)



**Tamanho máx.:** 79,0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 7140 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** invertebrados bentônicos.  
**Intervalo de profundidade:** 20 – 60 m.  
**Importância pescarias:** espécie comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Haemulon parra***  
(Desmarest, 1823)



**Tamanho máx.:** 41,2 cm TL.  
**Ambiente:** associados a recifes; oceanódromos; Marinhas.  
**Alimentação:** moluscos e pequenos peixes (noite).  
**Intervalo de profundidade:** 3 – 30 m.  
**Importância pescarias:** pouco comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Anisotremus surinamensis***  
(Bloch, 1791)



**Tamanho máx.:** 76,0 cm TL;  
**Peso máx. publicado:** 5780 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** crustáceos, moluscos e pequenos peixes.  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 20 m.  
**Importância pescarias:** espécie comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Haemulon plumieri***  
(Lacepède, 1801)



**Tamanho máx.:** 53,0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 4380 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** crustáceos, pequenos moluscos pequenos peixes.  
**Intervalo de profundidade:** 3 – 40 m.  
**Importância pescarias:** pouco comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Stadler, B.  
Fonte dados: Fishbase

***Haemulon sciurus***  
(Shaw, 1803)



**Tamanho máx.:** 46,0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 750 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** crustáceos, bivalves, e ocasionalmente pequenos peixes.  
**Intervalo de profundidade:** 0 – 30 m.  
**Importância pescarias:** pouco comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Valkenier-Pope, C.  
Fonte dados: Fishbase

***Anisotremus virginicus***  
(Linnaeus, 1758)



**Tamanho máx.:** 40,6 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 930 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** moluscos, equinodermes, anelídeos e crustáceos (noite).  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 20 m.  
**Importância pescarias:** pouco comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos.  
**Status no Livro Vermelho:**  
Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

**Família:** Lutjanidae  
**Sub-Família:** Lutjaninae.

**Classe:** Actinopterygii (peixes com raios nas barbatanas).  
**Ordem:** Perciformes.

***Lutjanus analis***  
(Cuvier, 1828)



**Tamanho máx.:** 94.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 15.6 kg.  
**Idade máx. registrada:** 29 anos  
**Ambiente:** associados a recifes; Estuarina; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes, camarões, caranguejos, cefalópodes e gastrópodes (dia e noite).  
**Intervalo de profundidade:** 25 – 95 m.  
**Importância pescares:** altamente comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Vulnerável (VU) (A2d, B1+2e).

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus cyanopterus***  
(Cuvier, 1828)



**Tamanho máx.:** 160 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 57.0 kg.  
**Ambiente:** associados a recifes; Estuarina; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes, camarões, caranguejos.  
**Intervalo de profundidade:** 18 – 55 m.  
**Importância pescares:** comercial.  
**Resiliência:** Muito baixo, tempo mínimo de duplicação da população maior que 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Vulnerável (VU) (A2d).

Foto: Estrada Anaya, R. A.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus mahogoni***  
(Cuvier, 1828)



**Tamanho máx.:** 48.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 1300 g.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** pequenos peixes, camarões, caranguejos e cefalópodes (noite).  
**Intervalo de profundidade:** 0 – 100 m.  
**Importância pescares:** comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Patzner, R.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus apodus***  
(Walbaum, 1792)



**Tamanho máx.:** 67.2 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 10.8 kg.  
**Ambiente:** associados a recifes; Estuarina; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes, camarões, caranguejos, vermes, gastrópodes e cefalópodes.  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 63 m.  
**Importância pescares:** comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Patzner, R.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus griseus***  
(Linnaeus, 1758)



**Tamanho máx.:** 89.0 cm TL  
**Peso máx. publicado:** 20.0 kg  
**Idade máx. registrada:** 21 anos  
**Ambiente:** associados a recifes; Água doce; Estuarina; Marinhas.  
**Alimentação:** pequenos peixes, camarões, caranguejos, gastrópodes, cefalópodes e plâncton.  
**Intervalo de profundidade:** 5 – 180 m  
**Importância pescares:** comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus jocu***  
(Bloch & Schneider, 1801)



**Tamanho máx.:** 128 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 28.6 kg  
**Ambiente:** associados a recifes; Água doce; Estuarina; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes, camarões, caranguejos, gastrópodes e cefalópodes.  
**Intervalo de profundidade:** 2 – 40 m  
**Importância pescares:** comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

***Lutjanus synagris***  
(Linnaeus, 1758)



**Tamanho máx.:** 60.0 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 3530 g.  
**Idade máx. registrada:** 10 anos  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** peixes, camarões, caranguejos, vermes, gastrópodes e cefalópodes (noite).  
**Intervalo de profundidade:** 10 – 400 m  
**Importância pescares:** espécie comercial.  
**Resiliência:** Médio, tempo mínimo de duplicação da população 1,4 - 4,4 anos  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Flescher, D.  
Fonte dados: Fishbase

***Ocyurus chrysurus***  
(Bloch, 1791)



**Tamanho máx.:** 86.3 cm TL.  
**Peso máx. publicado:** 4070 g.  
**Idade máx. registrada:** 14 anos.  
**Ambiente:** associados a recifes; Marinhas.  
**Alimentação:** plâncton e peixes, camarões, caranguejos, vermes, gastrópodes e cefalópodes.  
**Intervalo de profundidade:** 0 – 180 m.  
**Importância pescares:** espécie comercial.  
**Resiliência:** Baixo, tempo mínimo de duplicação da população 4,5 - 14 anos.  
**Status no Livro Vermelho:** Não incluído no Livro Vermelho da IUCN.

Foto: Randall, J. E.  
Fonte dados: Fishbase

## **ANEXO III**

### **Características dos locais por observação**

## Características dos locais

Tabela I – Características do Locais e Réplicas amostrados.

Estatuto	Biótopo	Local	Réplica	Mês	Hora Início (h)	Localização (Referência)
Protegido	Pared	Limite sul	1	4	10	PSPa
Protegido	Pared	Limite sul	2	5	10	PSPa
Protegido	Pared	Limite sul	3	5	17	PSPa
Protegido	Pared	Bóia 14	1	5	15	PCSPa
Protegido	Pared	Bóia 14	2	5	15	PCSPa
Protegido	Pared	Bóia 14	3	5	17	PCSPa
Protegido	Pared	Bóia amarela	1	4	17	PCPa
Protegido	Pared	Bóia amarela	2	5	17	PCPa
Protegido	Pared	Bóia amarela	3	5	17	PCPa
Protegido	Pared	Bóia 36	1	5	7	PNPa
Protegido	Pared	Bóia 36	2	5	7	PNPa
Protegido	Pared	Bóia 36	3	5	7	PNPa
Não Protegido	Pared	Punto Circe	1	5	18	NPNPa
Não Protegido	Pared	Punto Circe	2	5	18	NPNPa
Não Protegido	Pared	Punto Circe	3	5	18	NPNPa
Não Protegido	Pared	Punto Cubera	1	5	18	NPNNPa
Não Protegido	Pared	Punto Cubera	2	5	18	NPNNPa
Não Protegido	Pared	Punto Cubera	3	5	18	NPNNPa
Protegido	Camellones	Ponta sul	1	3	12	PSCa
Protegido	Camellones	Ponta sul	2	4	16	PSCa
Protegido	Camellones	Ponta sul	3	4	16	PSCa
Protegido	Camellones	Bóia 7	1	3	10	PCSCa
Protegido	Camellones	Bóia 7	2	3	10	PCSCa
Protegido	Camellones	Bóia 7	3	4	15	PCSCa
Protegido	Camellones	Bóia amarela C	1	4	15	PCCa
Protegido	Camellones	Bóia amarela C	2	3	16	PCCa
Protegido	Camellones	Bóia amarela C	3	3	16	PCCa
Protegido	Camellones	Bóia 36 C	1	5	7	PNCa
Protegido	Camellones	Bóia 36 C	2	5	8	PNCa
Protegido	Camellones	Bóia 36 C	3	5	8	PNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Yeyo	1	5	8	NPNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Yeyo	2	5	8	NPNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Yeyo	3	5	8	NPNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Cego	1	5	9	NPNNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Cego	2	5	9	NPNNCa
Não Protegido	Camellones	Punto Cego	3	5	9	NPNNCa

**Tabela II – Características do Locais e Réplicas amostrados (continuação).**

Local	Réplica	Visibilidade (m)	Corrente	Profundidade Média (m)	Índice Profundidade	Índice Complexidade Original e Reduzido
Limite sul	1	25	Forte	8	1	5; 2
Limite sul	2	20	Média	13	2	5; 2
Limite sul	3	35	Fraca	14	2	5; 2
Bóia 14	1	30	Inexistente	7	1	1; 1
Bóia 14	2	30	Inexistente	7	1	1; 1
Bóia 14	3	30	Inexistente	7	1	1; 1
Bóia amarela	1	40	Média	8	1	4; 2
Bóia amarela	2	15	Fraca	9	1	4; 2
Bóia amarela	3	15	Fraca	9	1	4; 2
Bóia 36	1	25	Fraca	10	2	3; 2
Bóia 36	2	25	Fraca	10	2	3; 2
Bóia 36	3	25	Fraca	11	2	3; 2
Punto Circe	1	12	Fraca	12	2	1; 1
Punto Circe	2	12	Fraca	12	2	1; 1
Punto Circe	3	12	Fraca	12	2	1; 1
Punto Cubera	1	10	Média/ fraca	14	2	2; 1
Punto Cubera	2	10	Média/ fraca	14	2	2; 1
Punto Cubera	3	10	Média/ fraca	14	2	2; 1
Ponta sul	1	20	Inexistente	5,5	1	1; 1
Ponta sul	2	25	Inexistente	12	2	1; 1
Ponta sul	3	25	Inexistente	7	1	1; 1
Bóia 7	1	25	Fraca	12	2	4; 2
Bóia 7	2	25	Fraca	14	2	4; 2
Bóia 7	3	20	Forte a moderada	14	2	4; 2
Bóia amarela C	1	30	Forte a moderada	11	2	4; 2
Bóia amarela C	2	25	Fraca	10	2	4; 2
Bóia amarela C	3	25	Fraca	12	2	4; 2
Bóia 36 C	1	25	Fraca	13	2	3; 2
Bóia 36 C	2	20	Fraca	14	2	3; 2
Bóia 36 C	3	20	Fraca	14	2	3; 2
Punto Yeyo	1	25	Fraca	14	2	1; 1
Punto Yeyo	2	25	Fraca	14	2	1; 1
Punto Yeyo	3	25	Fraca	14	2	1; 1
Punto Cego	1	7	Fraca	12,5	2	2; 1
Punto Cego	2	7	Fraca	12,5	2	2; 1
Punto Cego	3	7	Fraca	12,5	2	2; 1

## **ANEXO IV**

**Descrição das artes de pesca mais características da área de Punta Francés  
e Locais de pesca observados**

## Descrição das artes

### “Traviesas”

São redes de emalhar que possuem geralmente uma malha de 90mm de lado, 3000m de comprimento e 5m de altura, capturando grandes Lutjanidae e Serranidae, entre outros. Também são utilizadas redes de emalhar com 50 e 60mm de lado de malha e com 300 metros de comprimento para peixe mais pequeno.

**Operação:** Permanecem dentro de água entre 12 a 14 horas. São colocadas paralelamente à linha do talude, no final da plataforma em habitat de recife ou de laje com ervas marinhas. Com esta disposição da arte é possível capturar as espécies de tamanho adequado à malha, que migrem das ervas marinhas para o recife ou vice-versa. Na corrida ao Pargo *Lutjanus analis* que desova no final da plataforma insular, o seu movimento é interceptado, sendo capturado alguns metros antes do seu destino final (pescadores locais *in com. pess.*, 2006; Baisre, 2004).



Figura 1 – Pescadores a operar uma ‘traviesa’ a partir de uma embarcação.

### “Nassas de sombra”

As nassas de sombra são armadilhas que não possuem isco, atraindo os peixes através da sua capacidade de fornecer refúgio, e são caladas em campos de ervas marinhas, com poucas zonas de abrigo para peixes adultos.

**Operação:** As nassas são agrupadas em teias (cerca de 100 nassas) e calam-se a pouca velocidade, para os ramos que possuem num dos lados se manterem por cima e poderem fornecer sombra. Estas armadilhas são deixadas em operação de 3 a 7 dias. São caladas em teias dispostas a N-S ou E-W, para poder abranger todo o tipo de movimento das espécies. A composição específica é dominada por Haemulidae e pequenos Lutjanidae (pescadores locais *in com. pess.*, 2006; Baisre, 2004).



Figura 2 – Pescador a colocar uma nassa de sombra a partir da embarcação.

## “Tranques”

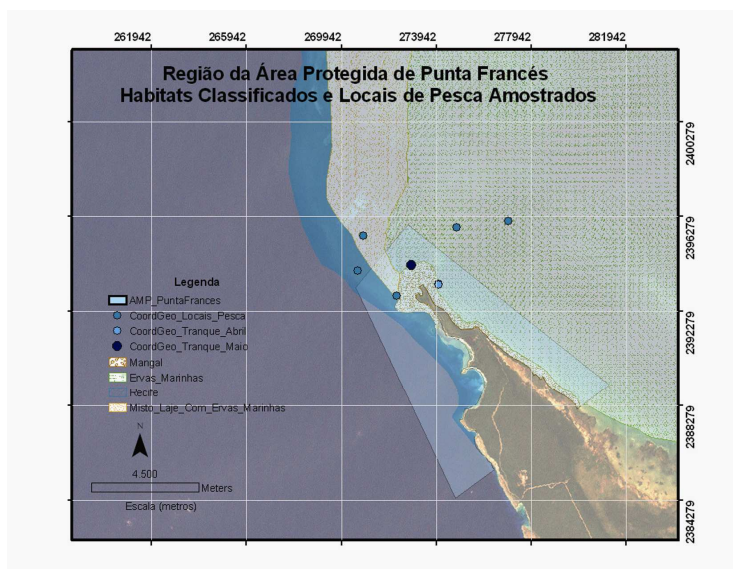
São pequenas armações colocados perpendicularmente ao movimento dos peixes interceptando-os, e dirigindo-os para dentro do ‘matadero’ (matadouro) que possui uma malha bastante reduzida (250mm de lado), capturando uma variada composição específica e de tamanhos devido à sua reduzida selectividade (Baisre, 2004). O perímetro é variável.

**Operação:** Uma das ‘aletas’ (asas, panos de rede) é presa à margem, nas raízes das árvores de mangal, enquanto a outra se estende o mais possível para o lado oposto da margem, com o objectivo de cobrir o máximo de área percorrida pelos peixes. Esta arte pode ser mantida na água até uma semana. Segundo os próprios pescadores, estes peixes movimentam-se junto às raízes do mangal para alimentação e refúgio, ficando mais facilmente presos nesta arte. A estrutura desta arte tem como base troncos finos de madeira que suportam as redes (pescadores locais experientes *in com. pess.*, 2006; Baisre, 2004).



**Figura 3 – Pescadores a colocarem o tranque numa zona de mangal e ervas marinhas.**

## Locais de pesca observados



**Figura 4 – Região da Área Marinha Protegida de Punta Francés, locais onde foram observadas artes de pesca. Localização GPS. Locais de pesca em: Ervas Marinhas – nassas de sombra (Abril); Habitat misto e recife – redes de emalhar (Abril e Maio); Mangal e ervas marinhas – tranques (Abril – tranque pequeno, ponto azul-claro; Maio – tranque maior, ponto azul-escuro).**

## **ANEXO IV**

**Varição da composição específica em biomassa por níveis de complexidade**

## Variação da composição específica em biomassa por níveis de complexidade

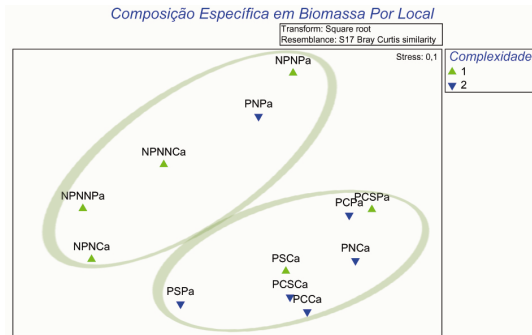


Figura 1 – nMDS bidimensional baseado na similaridade Bray-Curtis da composição específica em biomassa entre locais, considerando os níveis de complexidade (índice). Valor de stress: 0.1.

Tabela I – Percentagem de dissimilitude Bray-Curtis entre níveis de complexidade, considerando a composição específica em biomassa.

Espécies	Índice 1 Abund. média	Índice 2 Abund. média	Dissimilitude média	Contrib.%	Cum.%
<i>M. bon</i>	1.34	0.51	8.92	14.74	14.74
<i>H. alb</i>	0.45	1.04	8.81	14.56	29.30
<i>A. vir</i>	0.08	0.87	6.95	11.48	40.78
<i>L. cya</i>	0.62	0.69	6.42	10.61	51.39
<i>L. ana</i>	0.72	0.42	6.41	10.59	61.98
<i>L. joc</i>	0.59	0.13	4.12	6.82	68.80
<i>E. str</i>	0.80	0.33	4.09	6.76	75.55
<i>E. ads</i>	0.29	0.12	2.45	4.04	79.59
<i>M. tig</i>	0.03	0.20	1.86	3.08	82.67