

Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada

Programa de Doutoramento em Biologia

Tese de Doutoramento

” Dinâmica das comunidades de grupos selecionados de artrópodes terrestres nas áreas emergentes da Barragem de Alqueva (Alentejo: Portugal)

Rui Jorge Cegonho Raimundo

Orientador(es) | Diogo Francisco Caeiro Figueiredo
Paulo Alexandre Vieira Borges

Évora 2020



Universidade de Évora - Instituto de Investigação e Formação Avançada

Programa de Doutoramento em Biologia

Tese de Doutoramento

” Dinâmica das comunidades de grupos selecionados de artrópodes terrestres nas áreas emergentes da Barragem de Alqueva (Alentejo: Portugal)

Rui Jorge Cegonho Raimundo

Orientador(es) | Diogo Francisco Caeiro Figueiredo
Paulo Alexandre Vieira Borges

Évora 2020



A tese de doutoramento foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor do Instituto de Investigação e Formação Avançada:

Presidente | Luiz Carlos Gazarini (Universidade de Évora)

Vogais | Amália Maria Marques Espiridão de Oliveira (Universidade de Évora)
Artur Raposo Moniz Serrano (Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências)
Fernando Manuel de Campos Trindade Rei (Universidade de Évora)
Mário Rui Canelas Boieiro (Universidade dos Açores)
Paulo Alexandre Vieira Borges (Universidade dos Açores) (Orientador)
Pedro Segurado (Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia)

Ilhas.

*Trago uma comigo
in visível,
um pedaço de matéria
isolado e denso,
que se deslocou
numa catástrofe
da idade média.*

*Enquanto ilha, não carece
de mar. Nem de nuvens
passageiras.*

*Enquanto fragmento,
só outra catástrofe
a devolveria
ao corpo primitivo.*

Dora Neto

AGRADECIMENTOS

Os momentos e decisões ao longo da vida tornaram-se pontos de inflexão que surgiram de um simples fascínio pelos invertebrados, reminiscência de infância passada na quinta dos avós maternos, para se tornar numa opção científica consubstanciada neste documento.

Ao longo deste tempo, duas pessoas surgem como as mais importantes para tal desfecho, o meu pai e a minha mãe. Destes, pela resiliência e importância neste desfecho é de todo salientar a influência materna no trabalho como na vida, sendo a sua influência a mais importante de todas. Ao meu filho Hugo que suportou a distância africana em tão tenra idade o meu agradecimento pela inspiração e pelo “prazo” imposto.

Ao Professor Diogo Figueiredo o meu agradecimento profissional e pessoal, ele que já me atura há algum tempo, e que sempre acompanhou o meu percurso profissional dentro e fora de portas. Os meus agradecimentos pela compreensão e pela amizade demonstrada.

Ao Professor Paulo Borges o meu agradecimento por toda a ajuda na temática científica, e na procura de soluções para explicar os fenómenos presentes.

Um agradecimento à EDIA por me ter autorizado a utilização dos dados, principalmente à Rita e à Ana do Departamento de Ambiente pelo apoio prestado.

Depois os amigos, eu tenho a felicidade de encontrar várias pessoas a que posso chamar de amigos, e que tiveram numa fase mais ou menos curta uma influência direta (ou nem tanto) na elaboração deste trabalho. Muito obrigado ao Miguel, Sónia, Rui, Bruno, Amália, João Tiago, Nuno e alguns mais que provavelmente me terei esquecido. À Dora pelos sermões iniciais permanentes e pelos poemas cedidos.

E finalmente, à pessoa que mais recentemente chegou à minha vida, e que terá contribuído decisivamente para a elaboração deste trabalho. Sem ti, Patrícia, ainda não teria sido agora. Muito obrigado também por me aturares.

RESUMO

OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo principal perceber qual a influência da construção da Barragem de Alqueva em algumas comunidades selecionadas de artrópodes terrestres nas ilhas formadas pela barragem.

METODOLOGIA

Estudaram-se as aranhas (Araneae), os escaravelhos da família Carabidae (Insecta, Coleoptera) e as borboletas (Lepidoptera, Rhopalocera). O arquipélago de Alqueva foi dividido em grupos de ilhas consoante a área total e a distância ao continente. Utilizámos os procedimentos utilizados na relação Espécie-Área para determinar se estas variáveis condicionaram a distribuição das espécies nas ilhas. Em seguida fomos analisar as alterações nas comunidades de aranhas e carabídeos comparando os índices de beta diversidade para dois períodos distintos: pré e pós-enchimento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para as borboletas e escaravelhos carabídeos verificou-se que quanto maior a área da ilha maior o número de espécies presentes. A distância ao continente não teve influência na distribuição das borboletas sendo apenas limitante para o grupo dos carabídeos. As aranhas não foram afetadas nem pela área nem pela distância. Comparando os dois períodos, o número de espécies de aranhas é superior no período pós-enchimento. A taxa de substituição de espécies é mais elevada nos carabídeos do que nas aranhas. O número de espécies que entraram e saíram da comunidade para ambos os taxa é semelhante.

CONCLUSÕES

A fragmentação imposta pela construção da Barragem de Alqueva teve diferentes impactos nos taxa estudados. A área e a distância à margem foram importantes para a distribuição das borboletas e carabídeos, mas para as aranhas não teve influência. Os resultados obtidos permitem concluir que provavelmente estejamos perante um fenómeno de “Dívida de extinção”, em que o tempo de relaxamento é muito curto para se perceber o real impacto nas comunidades de carabídeos em estudo. No caso das aranhas este grupo na fase imediata após o enchimento a extinção ainda não se fez notar.

PALAVRAS-CHAVE

Barragens; Fragmentação; Isolamento; Riqueza de espécies; Dívida de extinção.

TITLE

Dynamics of communities of selected terrestrial arthropods groups in the emerging areas of the Alqueva (Alentejo: Portugal)

ABSTRACT

AIM

The main objective is to understand the influence of the construction of the Alqueva Dam in some selected communities of terrestrial arthropods in the islands formed by the dam.

METHODS

We studied the spiders (Araneae), carabid beetles (Insecta, Coleoptera) and butterflies (Lepidoptera, Rhopalocera), which have different levels of dispersal capacity. We divided the archipelago in groups of islands by area and distance to the mainland to determine if these variables influenced the distribution of species on the islands using Species Area relationships (SAR) procedures. Then we analyze the alterations in spider and carabid beetle's communities after and before the flooding comparing alfa and beta diversity indexes.

RESULTS AND DISCUSSION

The results showed that to butterflies and carabid beetles larger areas have more species. The distance to mainland only affects the carabid beetles, greater distances to main land less species present. Area and distance don't have influence on spiders. Comparing the two times, the number of spider species is much higher after flooding than before the flooding. The replacement rate of carabid species was much higher than the spiders species. Regarding the difference in species entering and leaving the community in the pre- and post-flooding period, this value was practically identical for these two taxa.

MAIN CONCLUSIONS

The fragmentation imposed by the construction of the Alqueva Dam had different impacts on the taxa studied. There are various forms of occupation of the new existing space, the area and distance to mainland being important for butterflies and carabids but not for spiders. These results lead us to conclude that we are probably facing an "Extinction debt" phenomenon, where the relaxation time is too short to detect the real impact on the communities of carabid species under study. In the case of spiders in the immediate phase after flooding the extinction was not felt yet.

KEY-WORDS

Dams; Fragmentation; Isolation; Species richness; Extinction debt.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	VII
RESUMO.....	IX
TITLE.....	X
ABSTRACT.....	X
ÍNDICE.....	XI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XIII
ÍNDICE DE TABELAS.....	XV
1. INTRODUÇÃO.....	3
1.1 ECOLOGIA DE COMUNIDADES.....	3
1.2. MÉTODOS UTILIZADOS EM ECOLOGIA DE COMUNIDADES.....	4
1.3. RELAXAMENTO E EXTINÇÃO EM ILHAS.....	7
1.4. INVERTEBRADOS TERRESTRES.....	7
1.5. GRANDES BARRAGENS: O EFEITO DA CONSTRUÇÃO DESTES EMPREENDIMENTOS NA DIVERSIDADE BIOLÓGICA.....	8
1.6. JUSTIFICAÇÃO: O PORQUÊ DESTE ESTUDO.....	9
1.7. OBJETIVOS DO TRABALHO.....	9
2. ÁREA DE ESTUDO.....	13
2.1. CARACTERIZAÇÃO GERAL.....	13
2.2. CARACTERIZAÇÃO DOS TAXA.....	14
2.2.2. <i>Borboletas</i>	14
2.2.3. <i>Carabídeos</i>	15
2.3. SELEÇÃO DAS FUTURAS ILHAS.....	15
3. METODOLOGIA.....	21
3.1. SELEÇÃO DAS ILHAS.....	21
3.2. AMOSTRAGEM DOS TAXA: ARANHAS, CARABÍDEOS E BORBOLETAS.....	21
3.3. ANÁLISE DE DADOS.....	22
4. TEMA 1 - QUAIS OS FATORES QUE INFLUENCIAM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES NAS ILHAS?.....	25
4.1. RESUMO.....	25
4.2. INTRODUÇÃO.....	27
4.3. MÉTODOS.....	28
4.3.1. <i>Área de estudo</i>	28
4.3.2. <i>Área</i>	28
4.3.3. <i>Distância</i>	30
4.3.4. <i>Relação Espécie-Área (SAR)</i>	33
4.3.5. <i>Índices de Diversidade</i>	33
4.3.6. <i>Estimadores de diversidade (Jackknife, Chao1, Completeness)</i>	33
4.3.7. <i>Raridade (Oitavas, SAD)</i>	33
4.4. RESULTADOS.....	34
4.4.1. <i>Aranhas</i>	34
4.4.2. <i>Borboletas</i>	40
4.4.3. <i>Carabídeos</i>	44
4.5. DISCUSSÃO.....	50

4.6. CONCLUSÃO.....	53
5. TEMA 2 - QUAIS AS DIFERENÇAS DA DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DAS ESPÉCIES NAS ILHAS ANTES DA CONSTRUÇÃO E DEPOIS DA CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM?	57
5.1. RESUMO	57
5.2 INTRODUÇÃO	59
5.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	60
5.3.1. <i>β diversidade (Beta diversidade)</i>	60
5.4. RESULTADOS.....	61
5.4.1. <i>Aranhas</i>	61
5.4.2. <i>Carabídeos</i>	68
5.5 DISCUSSÃO	74
5.6. CONCLUSÃO.....	76
6. DISCUSSÃO GERAL.....	79
7. CONCLUSÕES GERAIS.....	83
8. REFERÊNCIAS	87
9. APÊNDICES.....	99
APÊNDICE I. LISTA COMPLETA DE ESPÉCIES.	99
APÊNDICE II. CARACTERIZAÇÃO DAS 67 ILHAS DE ACORDO COM O USO DO DOLO E NÚMERO DE ESTRATOS PARA OS DOIS PERÍODOS DISTINTOS (PRÉ-ENCHIMENTO E PÓS- ENCHIMENTO).....	107

ÍNDICE DE FIGURAS

2. ÁREA DE ESTUDO

FIGURA 2. 1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: 67 ILHAS SELECIONADAS APÓS ENCHIMENTO DA BARRAGEM PARA A INVENTARIAÇÃO DOS TAXA (2.3. SELEÇÃO DAS ILHAS – DADOS DE BASE). VER DESCRIÇÃO DAS ILHAS NA TABELA 2.1.13

4. TEMA 1

FIGURA 4. 1. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A ÁREA (LOG AREA) DAS ARANHAS EM 33 ILHAS.34

FIGURA 4. 2. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) DAS ARANHAS EM 33 ILHAS E O TAMANHO DAS ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA).35

FIGURA 4. 3. RELAÇÃO ENTRE OS ESTIMADORES JACKKNIFE (A) E CHAO1 (B) E OS TAMANHOS DAS ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA) USANDO O TESTE AOS ESTIMADORES “COMPLETNESS” PARA AS ARANHAS EM 33 ILHAS.35

FIGURA 4. 4. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A DISTÂNCIA (LOG DIST) DAS ARANHAS EM 33 ILHAS: A) DISTÂNCIA DA ILHA À MARGEM DO CONTINENTE; B) DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA; C) COMBINAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS DE DISTÂNCIA.36

FIGURA 4. 5. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (1) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (2) JACKKNIFE1; 3) CHAO1; 4) EXPONENCIAL DE SHANNON; 5) INVERSO DE SIMPSON) DAS ARANHAS EM 33 ILHAS E TRÊS VARIÁVEIS DE DISTÂNCIA: A) DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE; B) DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA; C) COMBINAÇÃO ENTRE O RACIO DA DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E DA DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA. AS ILHAS FORAM AGRUPADAS EM PRÓXIMAS (PRO), MÉDIA (MED) E DISTANTES (DIS). DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E A DISTÂNCIA DO CENTRÓIDE À MARGEM DA ILHA (COMBINAÇÃO): GRUPOS UM DE MENOR DISTÂNCIA (G1) E GRUPOS DE MAIOR DISTÂNCIA (G2).....38

FIGURA 4. 6. RESULTADO DA “COMPLETNESS” ENTRE OS GRUPOS DE ILHAS SEPARADOS PELAS DISTÂNCIAS PARA AS ARANHAS EM 33 ILHAS UTILIZANDO O ESTIMADOR JACKKNIFE (1) E O CHAO1 (2) PARA CALCULAR A “COMPLETNESS”. AS ILHAS FORAM AGRUPADAS EM PRÓXIMAS (PRO), MÉDIA (MED) E DISTANTES (DIS). DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E A DISTÂNCIA DO CENTRÓIDE À MARGEM DA ILHA (COMBINAÇÃO): GRUPOS UM DE MENOR DISTÂNCIA (G1) E GRUPOS DE MAIOR DISTÂNCIA (G2).....39

FIGURA 4. 7. DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DAS ABUNDÂNCIAS DAS ARANHAS EM 33 ILHAS: A) ABUNDÂNCIA EM ORDEM DECRESCENTE; B) DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES (SAD) USANDO A TÉCNICA DAS OITAVAS. MODELO UNIMODAL: LINHA AZUL.40

FIGURA 4. 8. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A ÁREA (LOG AREA) DAS BORBOLETAS EM 67 ILHAS.40

FIGURA 4. 9. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE1; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) DAS BORBOLETAS E O TAMANHO DAS ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA), NUM TOTAL DE 67 ILHAS.41

FIGURA 4. 10. RESULTADO DA “COMPLETNESS” ENTRE OS GRUPOS DE ILHAS SEPARADOS PELA ÁREA UTILIZANDO O ESTIMADOR JACKKNIFE (1) E O CHAO1 (2) PARA CALCULAR A “COMPLETNESS” PARA AS BORBOLETAS NAS 67 ILHAS: ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA).....41

FIGURA 4. 11. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A DISTÂNCIA AO CONTINENTE (LOG DIST) DAS BORBOLETAS EM 67 ILHAS.....42

FIGURA 4. 12. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE1; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) DAS BORBOLETAS E A DISTÂNCIA DAS ILHAS AO CONTINENTE, NUM TOTAL DE 67 ILHAS: PRÓXIMAS (PRO), MÉDIAS (MED) E DISTANTES (DIS).42

FIGURA 4. 13. RESULTADO DA “COMPLETNESS” ENTRE OS GRUPOS DE ILHAS SEPARADOS PELA DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE PARA AS BORBOLETAS NAS 67 ILHAS, UTILIZANDO O ESTIMADOR JACKKNIFE1 (A) E O CHAO1 (B) AS ILHAS FORAM AGRUPADAS EM PRÓXIMAS (PRO), MÉDIA (MED) E DISTANTES (DIS).43

FIGURA 4. 14. RARIDADE DAS BORBOLETAS EM 67 ILHAS: A) ABUNDÂNCIA EM ORDEM DECRESCENTE; B) DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES (SAD) USANDO A TÉCNICA DAS OITAVAS. MODELO LOG-NORMAL: LINHA AZUL.43

FIGURA 4. 15. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A ÁREA (LOG AREA) DOS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS.44

FIGURA 4. 16. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) DOS CARABÍDEOS E O TAMANHO DAS ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA), NUM TOTAL DE 29 ILHAS.45

FIGURA 4. 17. RELAÇÃO ENTRE OS ESTIMADORES JACKKNIFE (A) E CHAO1 (B) E OS TAMANHOS DAS ILHAS PEQUENAS (PEQ) E GRANDES (GRA) USANDO O TESTE AOS ESTIMADORES “COMPLETNESS” PARA OS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS.45

FIGURA 4. 18. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (LOG S) E A DISTÂNCIA (LOG DIST) DOS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS: A) DISTÂNCIA DA ILHA À MARGEM DO CONTINENTE; B) DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA; C) COMBINAÇÃO ENTRE O RACIO DA DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E DA DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA.46

FIGURA 4. 19. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (1) E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE: 2) JACKKNIFE1; 3) CHAO1; 4) EXPONENCIAL DE SHANNON; 5) INVERSO DE SIMPSON DOS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS E TRÊS VARIÁVEIS DE DISTÂNCIA: A) DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE; B) DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA; C) COMBINAÇÃO ENTRE O RATIO DA DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E DA DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA. AS ILHAS FORAM AGRUPADAS EM PRÓXIMA (PRO), MÉDIA (MED) E DISTANTES (DIS). DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E A DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA (COMBINAÇÃO): GRUPOS UM DE MENOR DISTÂNCIA (G1) E GRUPOS DE MAIOR DISTÂNCIA (G2).....	48
FIGURA 4. 20. RELAÇÃO ENTRE OS ESTIMADORES JACKKNIFE1 (A) E CHAO1 (B) E AS DISTÂNCIAS USANDO O TESTE AOS ESTIMADORES “COMPLETNESS” PARA OS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS. A) DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE; B) DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA; C) COMBINAÇÃO ENTRE O RATIO DA DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E DA DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA. AS ILHAS FORAM AGRUPADAS EM PRÓXIMA (PRO), MÉDIA (MED) E DISTANTES (DIS). DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E A DISTÂNCIA DO CENTROIDE À MARGEM DA ILHA (COMBINAÇÃO): GRUPOS UM DE MENOR DISTÂNCIA (G1) E GRUPOS DE MAIOR DISTÂNCIA (G2).	49
FIGURA 4. 21. RARIDADE DOS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS: A) ABUNDÂNCIA EM ORDEM DECRESCENTE; B) DISTRIBUIÇÃO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES (SAD) USANDO A TÉCNICA DAS OITAVAS L.	50

5. TEMA 2

FIGURA 5. 1. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) NAS 29 ILHAS E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) DAS ARANHAS DOS PERÍODOS PRÉ-ENCHIMENTO (PRE) E PÓS-ENCHIMENTO (POS). ...	62
FIGURA 5. 2. RELAÇÃO ENTRE OS ESTIMADORES JACKKNIFE (A) E CHAO1 (B) DAS ARANHAS DOS PERÍODOS PRÉ-ENCHIMENTO (PRE) E PÓS-ENCHIMENTO (POS) USANDO O TESTE AOS ESTIMADORES “COMPLETNESS” PARA OS CARABÍDEOS NAS 29 ILHAS.	62
FIGURA 5. 3. CURVAS DE ACUMULAÇÃO PARA AS ARANHAS NAS 29 ILHAS REFERENTE AOS PERÍODOS: A) PRÉ-ENCHIMENTO; B) PÓS-ENCHIMENTO.	63
FIGURA 5. 4. ABUNDÂNCIAS DAS ARANHAS PARA AS 29 ILHAS NOS PERÍODOS DE A) PRÉ-ENCHIMENTO E B) PÓS-ENCHIMENTO.	63
FIGURA 5. 5. DISTRIBUIÇÃO DAS ABUNDÂNCIAS DAS ARANHAS PARA AS 29 ILHAS NOS PERÍODOS DE A) PRÉ-ENCHIMENTO E B) PÓS-ENCHIMENTO. MODELO UNIMODAL: LINHA AZUL.	64
FIGURA 5. 6. COMPARAÇÃO DO PARÂMETRO ALFA PARA O CONJUNTO DE 29 ILHAS DAS ARANHAS NOS PERÍODOS PRÉ-ENCHIMENTO (1) E PÓS-ENCHIMENTO (2).	64
FIGURA 5. 7. RESULTADO DO MDS ONDE SE PODE OBSERVAR AS ILHAS REFERENTES AO PERÍODO DE PRÉ-ENCHIMENTO (VERDE CLARO) E AS ILHAS REFERENTES AO PERÍODO DE PÓS-ENCHIMENTO (VERDE-ESCURO) E A SUA SOBREPOSIÇÃO, ONDE OCORRE SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES ENTRE OS DOIS CONJUNTOS.	68
FIGURA 5. 8. RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES (A) DE CARABÍDEOS NAS 26 ILHAS E OS ESTIMADORES DE DIVERSIDADE (B) JACKKNIFE1; C) CHAO1; D) EXPONENCIAL DE SHANNON; E) INVERSO DE SIMPSON) NOS PERÍODOS DE PRÉ- (PRE, VERDE ESCURO) E PÓS-ENCHIMENTO (POS, CASTANHO).	69
FIGURA 5. 9. RELAÇÃO ENTRE OS ESTIMADORES JACKKNIFE1 (A) E CHAO1 (B) DOS CARABÍDEOS NAS 29 ILHAS NOS PERÍODOS DE PRÉ- (PRE) E PÓS-ENCHIMENTO (POS) USANDO O TESTE AOS ESTIMADORES “COMPLETNESS”.	69
FIGURA 5. 10. CURVAS DE ACUMULAÇÃO PARA OS CARABÍDEOS NAS 26 ILHAS REFERENTE AOS PERÍODOS: A) PRÉ-ENCHIMENTO; B) PÓS-ENCHIMENTO.	70
FIGURA 5. 11. ABUNDÂNCIAS DOS CARABÍDEOS PARA AS 26 ILHAS NOS PERÍODOS DE A) PRÉ-ENCHIMENTO E B) PÓS-ENCHIMENTO.	70
FIGURA 5. 12. DISTRIBUIÇÃO DAS ABUNDÂNCIAS DOS CARABÍDEOS PARA AS 26 ILHAS NOS PERÍODOS DE A) PRÉ-ENCHIMENTO E B) PÓS-ENCHIMENTO. MODELO UNIMODAL: LINHA AZUL.	71
FIGURA 5. 13. COMPARAÇÃO DO PARÂMETRO ALFA PARA O CONJUNTO DE 26 ILHAS DOS CARABÍDEOS NOS PERÍODOS DE PRÉ-ENCHIMENTO (1) E PÓS-ENCHIMENTO (2).....	71
FIGURA 5. 14. RESULTADO DO MDS ONDE SE PODE OBSERVAR AS ILHAS REFERENTES AO PERÍODO DE PRÉ-ENCHIMENTO (VERDE CLARO) E AS ILHAS REFERENTES AO PERÍODO DE PÓS-ENCHIMENTO (VERDE-ESCURO) E A SUA SOBREPOSIÇÃO, ONDE OCORRE SUBSTITUIÇÃO DE ESPÉCIES ENTRE OS DOIS CONJUNTOS.	73

ÍNDICE DE TABELAS

2. ÁREA DE ESTUDO

TABELA 2. 1. LISTA E CARACTERIZAÇÃO DAS ILHAS DA ÁREA DE ESTUDO. ARA: ARANHAS. BOR: BORBOLETAS. CAR: CARABÍDEOS.	15
--	----

3. METODOLOGIA

TABELA 3. 1. LISTA DOS GRUPOS DE ILHAS SELECIONADOS A PARTIR DO TOTAL DAS 67 ILHAS TENDO EM CONTA O GRUPO BIOLÓGICO, O PERÍODO TEMPORAL (ANTES E DEPOIS DO ENCHIMENTO DA BARRAGEM DE ALQUEVA) E O PERÍODO DE INVENTARIAÇÃO. VER TABELA 2.1 OS NOMES E CARACTERÍSTICAS DAS ILHAS.	21
--	----

TABELA 3. 2. NÚMERO DE ESPÉCIES POR TAXA (SPS) E NÚMERO DE ILHAS CORRESPONDENTES PARA OS DOIS PERÍODOS TEMPORAIS.	22
---	----

TABELA 3. 3. SOFTWARES UTILIZADOS NAS DIVERSAS ANÁLISES REALIZADAS AOS DADOS.	22
---	----

4. TEMA 1

TABELA 4. 1. AGRUPAMENTOS DAS ILHAS SEGUNDO A ÁREA. PEQ: ILHAS PEQUENAS. GRA: ILHAS GRANDES.	28
--	----

TABELA 4. 2. CARACTERIZAÇÃO DAS ILHAS DA ÁREA DE ESTUDO PARA OS ARTRÓPODES TERRESTRES. GRUPO III – ILHAS COM ARANHAS. GRUPO IV – ILHAS COM BORBOLETAS. GRUPO V – ILHAS COM CARABÍDEOS.	29
--	----

TABELA 4. 3. AGRUPAMENTOS DAS ILHAS SEGUNDO A DISTÂNCIA.	31
--	----

TABELA 4. 4. CARACTERIZAÇÃO DAS ILHAS DA ÁREA DE ESTUDO PARA OS GRUPOS DE ARTRÓPODES. GRUPO III – ILHA COM ARANHAS. GRUPO IV – ILHAS COM BORBOLETAS. GRUPO V – ILHAS COM CARABÍDEOS. DIS: ILHAS DISTANTES. MED: ILHAS DE DISTÂNCIA MÉDIA. DISTÂNCIA À MARGEM DO CONTINENTE E A DISTÂNCIA DO CENTRÓIDE À MARGEM DA ILHA (COMBINAÇÃO): (G1) E (G2).	31
---	----

TABELA 4. 5. COEFICIENTE (PARÂMETRO ALFA GAMBIN).	40
---	----

TABELA 4. 6. COEFICIENTES DO PARÂMETRO ALFA GAMBIN PARA AS BORBOLETAS EM 67 ILHAS.	44
--	----

TABELA 4. 7. COEFICIENTES DO COEFICIENTE ALFA PARA OS CARABÍDEOS EM 29 ILHAS.	50
---	----

5. TEMA 2

TABELA 5. 1. COEFICIENTE (PARÂMETRO ALFA) REFERENTE ÀS ARANHAS PARA AS 29 ILHAS NOS PERÍODOS DE A) PRÉ-ENCHIMENTO E B) PÓS-ENCHIMENTO.	64
--	----

TABELA 5. 2. ESPÉCIES DE ARANHAS NAS 29 ILHAS NOS PERÍODOS DE PRÉ-ENCHIMENTO E PÓS-ENCHIMENTO: A VERMELHO AS ESPÉCIES AUSENTES NUM DOS PERÍODOS, A VERDE AS ESPÉCIES QUE ESTÃO PRESENTES APENAS NUM DOS PERÍODOS E A AZUL AS ESPÉCIES COMUNS NOS DOIS PERÍODOS. ENTRE PARÊNTESES ESTÃO A DESIGNAÇÃO DE MORFO ESPÉCIE QUANDO NÃO FOI POSSÍVEL CHEGAR IDENTIFICAÇÃO DA ESPÉCIE (EX: OZYPTILA (N)).	65
--	----

TABELA 5. 3. COEFICIENTE (PARÂMETRO ALFA) REFERENTE AOS CARABÍDEOS PARA AS 26 ILHAS NOS PERÍODOS DE PRÉ-ENCHIMENTO E PÓS-ENCHIMENTO.	71
--	----

TABELA 5. 4. ESPÉCIES DE CARABÍDEOS NAS 26 ILHAS NOS PERÍODOS DE PRÉ- E PÓS-ENCHIMENTO: A VERMELHO AS ESPÉCIES AUSENTES NUM DOS PERÍODOS, A VERDE AS ESPÉCIES QUE ESTÃO PRESENTES APENAS NUM DOS PERÍODOS E A AZUL AS ESPÉCIES COMUNS NOS DOIS PERÍODOS.	72
--	----

6. DISCUSSÃO GERAL

FIGURA 6. 1. ESQUEMA CONCEPTUAL DA DISTRIBUIÇÃO DAS ARANHAS E CARABÍDEOS RESULTANTE DA CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM DE ALQUEVA.	80
---	----

1. INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Este trabalho baseia-se nos pressupostos do estudo em Ecologia de comunidades, e utiliza alguns métodos utilizados neste tema para explicar a dinâmica das comunidades de três taxa de artrópodes terrestres, sujeitos a uma grande fragmentação de habitat resultante da edificação de uma grande barragem. Em seguida apresenta-se um enquadramento teórico e a descrição geral dos métodos onde foi baseada a metodologia utilizada, a justificação e os objetivos e hipóteses delineados.

1.1 Ecologia de comunidades

A Ecologia de Comunidades, que tem evoluído ao longo dos tempos, consiste na explicação dos padrões de riqueza (número de espécies) e da abundância (número de indivíduos) na natureza (Whittaker, 1960). Esta teoria tem como principais objetivos perceber por que algumas comunidades têm maior número e diferente composição de espécies e porque estas apresentam diferenças no tamanho das suas populações.

No início do século XX, Frederic Clements desenvolveu um conceito de comunidade “holística”, o qual vê uma comunidade de seres vivos como um superorganismo análogo às células do corpo humano. Neste conceito, a comunidade é considerada fechada, como uma unidade integrada, que opera dentro de si mesma com pouca interação com as comunidades vizinhas. Em 1939, Gleason desenvolveu o conceito de comunidade individualista, também designada de aberta ou contínua, onde a população de uma espécie vai mudando gradualmente ao longo de gradientes ambientais complexos de forma individual não se relacionando com outras populações. Nesta perspetiva, é possível que a distribuição individualista das espécies dê origem a comunidades distintas em que os nichos não se sobreponham. Por outro lado, nas décadas de 50-60 foi desenvolvida uma alternativa ao conceito individualista baseado nas ideias de Gleason denominada “Ecologia tradicional de comunidades” que assenta nas interações entre as espécies e o meio que as rodeia (Maurer, 1999; Verhoef & Morin, 2010; Mittelbach & McGill, 2019). Este conceito ganhou credibilidade ao afirmar que as comunidades eram, na sua maioria, uma coincidência das características individuais das espécies, dos diversos ambientes e das diferentes probabilidades de uma espécie chegar a um determinado local. Durante este período, a teoria de que as comunidades animais baseadas no tamanho populacional tornou-se dominante, perpetuando assim a ideia de que os padrões na natureza com base nas interações bióticas entre espécies resultam em comunidades integradas. Esta teoria introduziu novas terminologias e modelos matemáticos para explicar a organização de espécies em grupos de espécies compatíveis (McIntosh, 1995).

Em 1967, Robert MacArthur e E.O. Wilson enunciaram a Teoria da Biogeografia Insular (MacArthur & Wilson, 1967). Esta teoria tenta prever o número de espécies em ilhas explicando como a distância e a área regulam o equilíbrio da imigração e extinção. A imigração é o fenómeno de dispersão que permite a adição de novas espécies numa comunidade. A extinção consiste no desaparecimento de espécies numa comunidade. O balanço entre o aparecimento e desaparecimento de espécies é conhecido como “turnover”, onde o valor de equilíbrio da ilha é proporcional ao número de imigrantes que chegam à ilha e à perda de indivíduos devido à extinção. Este equilíbrio foi demonstrado por Simberloff & Wilson (1970) em seis ilhas na Florida que foram fumigadas para eliminar todas as populações de artrópodes presentes. Através do cálculo da imigração das espécies para as ilhas, estes autores confirmaram que existe uma relação inversa entre o número de espécies e a distância à origem como previsto na Teoria da Biogeografia Insular. A Teoria da Biogeografia Insular foi amplamente aplicada fora dos ecossistemas insulares e usada como base para outras teorias ecológicas, como por exemplo, a Teoria neutral unificada de Biodiversidade e Biogeografia (Hubbell, 2001) e mais recentemente a Teoria do Modelo Dinâmico Geral de Biogeografia de Ilhas Oceânicas, onde nesta última se reconhecem os fatores geológicos como um dos principais impulsionadores dos processos de diversificação e extinção em

ilhas (Borregaard *et al.*, 2017). Borges & Hortal (2009) também referem estes fatores para explicar os padrões de vários grupos de artrópodes no arquipélago dos Açores.

Em 1978 surge a Teoria da Hipótese da perturbação intermédia (Connell, 1978). Esta teoria sugere que a diversidade de espécies aumenta quando a perturbação ecológica não é rara nem muito frequente, ou seja, se a perturbação tiver níveis intermédios a diversidade atinge um valor mais elevado devido à existência de espécies dos estágios iniciais e dos estágios finais a coexistirem na comunidade. Esta teoria é considerada um modelo de não equilíbrio usado para descrever a relação entre a perturbação e a diversidade específica (Osman, 2015).

Mais tarde, no início do século XXI, Stephen Hubell (2001) apresentou a Teoria neutral unificada de Biodiversidade e Biogeografia que consiste numa visão Neutral da comunidade (ou metacomunidade), onde afirma que as espécies são funcionalmente equivalentes e a abundância populacional varia por processos demográficos estocásticos, por exemplo nascimentos e mortes aleatórias. Segundo Hubell (2001), cada população deverá ter o mesmo valor adaptativo, ou seja, ter a mesma capacidade para dispersar ou competir (Hubbell, 2001). Diversos autores consideram esta teoria bastante controversa considerando-a uma versão mais complexa da teoria dos modelos nulos e que esta última se ajusta melhor a este tipo de dados (McGill, 2003; Nee & Stone, 2003).

O conceito de metacomunidade considera conjuntos de comunidades locais que estão ligados pela dispersão em múltiplas escalas espaciais, e tenta fornecer uma explicação para a diversidade regional de espécies (Leibold *et al.*, 2004). Este conceito eleva a teoria das metapopulações a outro nível, considerando que um grupo de comunidades pode ser definido por interações entre as espécies que as compõem e o movimento de indivíduos entre essas mesmas comunidades. No fundo, o conceito de metacomunidade tenta entender como as comunidades funcionam em habitats fragmentados (Leibold *et al.*, 2004). Esta teoria descreve os processos que ocorrem à escala da metacomunidades e sugere novas formas de abordar as interações entre espécies, contribuindo para explicar os padrões de distribuição, abundância e interação entre organismos a uma maior escala (local ou regional) comparativamente às usadas pelas teorias de comunidades convencionais (Holyoak *et al.*, 2005).

1.2. Métodos utilizados em Ecologia de comunidades

A forma como as comunidades são constituídas é uma antiga questão em Ecologia. Atualmente, os recentes avanços nos mais diversos domínios da ciência permitiram desenvolver novos métodos e novas abordagens ao estudo das comunidades. A generalidade desses novos métodos permite-nos compreender melhor a estrutura das comunidades dos organismos a diferentes escalas, utilizando novas métricas e softwares que surgiram para resolver questões similares, mas com diferentes abordagens.

Uma das abordagens é o estudo da diversidade nas suas diversas componentes. A diversidade em geral pode ser subdividida em pelo menos três tipos: Alfa, Beta e Gama. A diversidade Alfa é muito similar à riqueza de espécies, porém além de conter o número de diferentes espécies, tem em conta também a proporção em que estas espécies ocorrem em determinado local (abundância relativa) (Austin, 2007; McGill *et al.*, 2007), esta última abordagem tem grande relevância para compreender o papel das espécies raras nas comunidades (Magurran & Henderson, 2003). A Alfa diversidade pode ser medida com várias medidas (e.g. Números de Hill; ver mais detalhes abaixo) (Magurran, 2013). A diversidade Beta refere-se à medida da heterogeneidade de comunidades em determinado território servindo para quantificar o quanto a composição de espécies se altera de um local para outro (Koleff *et al.*, 2003). Por fim, a diversidade Gama ou regional abrange grandes áreas de ecossistemas e sua caracterização (Whittaker, 1960).

Para quantificar a diversidade Alfa existem índices que são medidas quantitativas que permitem saber quantas espécies existem numa comunidade, e que simultaneamente nos permitem interpretar como essas espécies estão distribuídas nessa comunidade. Esses índices dão-nos informação acerca do número (riqueza), abundância, dominância ou equitabilidade (Heip *et al.*, 1998; Magurran, 2013). Resumindo, um índice de diversidade é uma medida matemática da diversidade de espécies numa determinada comunidade baseada no número de espécies presente (riqueza específica) e/ou na abundância (número de indivíduos) relativa por espécie.

Os principais índices de diversidade podem ser agrupados num sistema de números de diversidade desenvolvidos por Hill (1973) que inclui a riqueza específica (S ; q_0), o Índice Exponencial de Shannon ($\exp H$; q_1) que é uma derivação do Índice de Shannon Wiener (entropia) e o inverso do índice de Simpson ($1/D$; q_2) (Fisher *et al.*, 1943). Outros índices de diversidade foram desenvolvidos tendo em conta a categoria taxonómica, posição na cadeia trófica e o tamanho corporal (Fisher *et al.*, 1943). Os índices relacionados com a equitabilidade servem para explicar a estrutura da comunidade e devem ser complementados com informação sobre a função ecológica das espécies (Heip *et al.*, 1998; Magurran, 2013; Morris *et al.*, 2014).

Entretanto, foi desenvolvida outra forma de medir a Alfa diversidade que são os estimadores de diversidade. Estes consistem em calcular um valor estimado de riqueza específica que pode ser comparado com o valor observado na natureza. Uma vez que o número de espécies não pode ser medido com precisão ou estimado apenas por observação direta utilizamos este tipo de método para obter um valor teórico (estimado) que nos dê um número de espécies mais consentâneo com o que existe na natureza (Gotelli & Colwell, 2011). Centenas de artigos descrevem métodos estatísticos e protocolos para corrigir este problema. Uma súmula destes protocolos utilizando como caso de estudo as formigas foi feita por Agosti *et al.* (2000) utilizando e desenvolvendo estimadores para quantificar a riqueza de espécies num dado local e tentar minimizar o erro associado à observação. Por exemplo, Gotelli & Cowell (2011) efetuaram uma revisão dos procedimentos estatísticos envolvendo os estimadores de riqueza. Estes autores destacaram os modelos que ajustam ou controlam as diferenças do número de indivíduos e do número de amostras recolhidas (rarefação), bem como os modelos que usam a distribuição da abundância e incidência (presença/ausência) dos indivíduos para estimar o número de espécies não detetadas (estimadores de riqueza assintótica). Alguns exemplos destes estimadores são Chao 1, Chao 2, ACE, ICE e Jackknife (primeira e segunda ordem). A importância da forma como os dados podem ser aglomerados em termos de escalas espaciais foi também testada (Hortal *et al.*, 2006), verificando-se que uso de dados agregados a uma pequena escala geram estimativas mais precisas.

Outro método para estimar o número de espécies presentes são as curvas de acumulação de espécies. Estas curvas consistem numa relação entre o número de espécies e a abundância das mesmas (Begon *et al.*, 2006). A curva de acumulação de espécies é crescente e negativamente acelerada, isto é, o seu crescimento diminui com o aumento do esforço de amostragem. A primeira investigação teórica do processo de acumulação de espécies foi apresentada num artigo clássico de Fisher *et al.* (1943), baseado numa grande coleção de borboletas da Malásia. Recentemente, Gotelli & Chao (2013) definiram esta curva como uma curva de crescente biodiversidade em que o eixo dos X é o número de unidades de amostragem (indivíduos ou amostras) de uma comunidade e o eixo dos y o número de espécies observada. As curvas de acumulação aumentam monotonicamente para um número máximo assintótico de espécies.

O método mais comum para relacionar o número de espécies com a área é a relação espécies-área (SAR), sendo uma das mais antigas leis formuladas em Ecologia (Arrhenius, 1921; Lomolino, 2000; Drakare *et al.*, 2006). Existem muitas formas de relação espécies-área que representam padrões e processos distintos, mas a relação entre a área de uma ilha e o número de espécies dessa ilha (ISAR) é um dos padrões em biogeografia mais bem estudados e um dos princípios básicos para entender a perda de biodiversidade devido à fragmentação de habitat (Fattorini & Borges, 2012; Triantis *et al.*, 2012; Matthews & Whittaker, 2014; Borregaard *et al.*, 2016; Chase *et al.*, 2018). Esta relação explica como o número de espécies varia com o

tamanho da ilha ou entre manchas de habitat naturais ou fragmentados por atividades humanas. Quando falamos em “ilhas”, estas nem sempre correspondem a ilhas verdadeiras (rodeadas de água) podendo ser, por exemplo, pedaços de habitat isolados que surgiram devido a alterações naturais ou antropogênicas (Jones *et al.*, 2016). A relação espécies-área normalmente é positiva (MacArthur & Wilson, 1963, 1967; Connor & McCoy, 1979; Triantis *et al.*, 2012; Matthews *et al.*, 2014, 2016), no entanto, existem outros fatores que podem adicionar complexidade a esta relação e torna-la mais difícil de interpretar, como por exemplo, a idade da ilha, a heterogeneidade do habitat e o isolamento (Borregaard *et al.*, 2016; Kreft *et al.*, 2008).

Outra forma de interpretar as comunidades ecológicas é estudando a distribuição das espécies comuns e raras utilizando as suas abundâncias. A distribuição de abundância de espécies (SAD) estuda os padrões de distribuição das espécies em ecologia pois tenta explicar a contribuição relativa das espécies raras e abundantes numa comunidade. A distribuição de abundância de espécies tem sido um dos pontos mais focados em estudos de Macroecologia há mais de 80 anos (por exemplo, Fisher *et al.* 1943) e atualmente tem sido um tópico de interesse para tentar explicar a distribuição de espécies numa dada comunidade (Brown & Maurer, 1989; McGill *et al.*, 2007; Alonso *et al.*, 2008). A distribuição relativa da abundância de espécies pode ser dividida em duas classes de distribuição: a log-series e a log-normal (Ulrich *et al.*, 2010). A distribuição “log normal” é caracterizada por um elevado número de espécies com abundância intermédia e um pequeno número de espécies muito abundantes ou raras. Por outro lado, na distribuição “log series” dominam as espécies raras (Ulrich *et al.*, 2010). Recentemente, foi desenvolvido e utilizado um modelo binomial (Gambin) como modelo para descrever a distribuição de abundância de espécies com relativo sucesso (Ugland *et al.*, 2007; Matthews *et al.*, 2019).

O conceito de Beta diversidade (β) foi introduzido por Whittaker (1960) juntamente com o conceito de alfa (α) e gama diversidade (γ). A ideia foi que a diversidade de espécies numa dada região (γ) é determinada por dois fenómenos diferentes, a diversidade de espécies ao nível do Habitat (α) e a diferenciação entre habitats (β). Para este autor, a Beta diversidade como medida da alteração da composição entre comunidades enfatiza o papel das espécies raras ou pouco abundantes entre dois locais ou entre diferentes comunidades. No entanto, o uso de medidas de semelhança ou dissemelhança para analisar os padrões de variação das espécies é mais antigo, por exemplo Jaccard (1912) e Simpson (1943) já tinham usado esta abordagem. Tuomisto (2010) efetuou uma revisão onde identificou oito definições básicas de “beta diversidade”, apresentando diferentes abordagens para quantificar a beta diversidade para conjuntos de dados específicos. Anderson *et al.* (2011) definiu a beta diversidade como qualquer medida de variação na composição de espécies dentro de uma comunidade. No entanto, segundo Baselga (2012), esta é definida por dois fenómenos distintos. O primeiro fenómeno consiste na substituição de algumas espécies por outras entre locais, um conceito que pode ser definido por substituição espacial (“spatial turnover”) (Gaston & Blackburn, 2008). O segundo fenómeno é o aninhamento (“nestedness”), que é uma medida caracterizada pelo local com menor número de espécies ser um subconjunto do local com maior número de espécies. Neste caso ambos os locais têm obviamente diferentes composições de espécies, ou seja, o local mais “rico” tem espécies únicas que o local mais “pobre” não apresenta, mas onde nenhuma espécie é substituída por outra (Baselga, 2012). Numa visão alternativa Carvalho *et al.* (2012) propõem uma partição da Beta diversidade em substituição espacial (“spatial turnover”) e em diferença de riqueza de espécies “Richness differences”. Existe atualmente um debate sobre o mérito destas duas formas de partição da Beta diversidade, sendo que ambas parecem ser úteis consoante o âmbito do estudo, mas alguns autores consideram que a proposta de Baselga (2012) possui problemas matemáticos na componente de aninhamento (por exemplo, Carvalho *et al.* 2013).

1.3. Relaxamento e extinção em ilhas.

A construção de grandes barragens é responsável por uma imensa alteração na paisagem que resulta numa fragmentação do habitat e na sua substituição por fragmentos que normalmente correspondem ao topo de antigas colinas resultantes da inundação formando arquipélagos de pequenas ilhas. O isolamento das comunidades biológicas nestas ilhas recém-formadas resulta normalmente em extinções locais e degradação das comunidades remanescentes (Jones *et al.*, 2016). Os manuais de boas práticas propõem usar estes arquipélagos para a conserva o, sendo uma das formas de mitigar alguns dos impactos associados   destrui o dos habitats terrestres alagados. A destrui o de habitat   uma das principais causas para a extin o das espécies (Triantis *et al.*, 2010; IPBES, 2018) existindo, no entanto, uma diferença temporal entre a redu o de habitat numa dada área e o eventual desaparecimento das popula es que l  estavam inicialmente. Estas espécies “sobreviventes”, mas eventualmente “condenadas”, representam o fenómeno de d vida de extin o (a partir daqui denominado de “Extinction debt”) (Triantis *et al.*, 2010). No entanto, enquanto uma espécie que se prevê extinta ainda persistir, existe tempo para efetuar medidas de conserva o como restaura o de habitat e gestão da paisagem. Essas medidas podem passar por monitoriza es regulares de longo prazo, estudos empíricos de alta qualidade sobre diferentes táxons e os ecossistemas afetados, e desenvolvimento de novos métodos analíticos que vão ajudar a quantificar o processo de “Extinction debt” e proteger a biodiversidade (Kuussaari *et al.*, 2009; Jackson & Sax, 2010).

A ideia de que uma espécie pode inicialmente sobreviver a uma grande altera o de habitat e mais tarde tornar-se extinta foi primeiro contextualizada na Teoria da Biogeografia Insular (MacArthur & Wilson, 1967) e desenvolvida mais tarde por Diamond (1972) que introduziu o termo “tempo de relaxamento”. O tempo de relaxamento consiste no atraso esperado entre a perda de habitat e a extin o. De acordo com as previsões teóricas e os dados que as suportam o tempo de relaxamento aumenta com a área e diminui com o isolamento (Diamond, 1972; Ferraz *et al.*, 2003). Este fenómeno de “Extinction debt” permite explicar o porquê de após uma grande redu o ou fragmenta o de habitat as espécies não desapareçam no imediato.

1.4. Invertebrados terrestres

Os invertebrados dominam o mundo como o conhecemos em termos de biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas (Wilson, 1987).   por isso que os cientistas têm sido repetidamente chamados para avaliar essa parte essencial da biodiversidade, bem como os seus efeitos no ecossistema. A juntar   visibilidade do declínio das popula es de vertebrados carismáticos, surge o menos óbvio desaparecimento de muitos invertebrados (Dirzo *et al.*, 2014; Hallmann *et al.*, 2017; Kunin, 2019). Este desaparecimento também tem consequências dramáticas para o funcionamento dos ecossistemas do qual a humanidade depende (Dirzo *et al.*, 2014; Potts *et al.*, 2016). Recentemente, surgiram dados sobre um declínio na biomassa dos invertebrados que suscitou grande aten o por parte dos media e do público e tornou-se um t pico de discussão pública em vários países (Dirzo *et al.*, 2014; Hallmann *et al.*, 2017, 2019; Cardoso & Leather, 2019). Como consequência disso estão a ser debatidas novas avalia es nacionais e internacionais da biodiversidade, iniciativas de monitoriza o e planos de a o (Eisenhauer *et al.*, 2019; Kuni, 2019).

As primeiras compara es entre os diversos taxa indicam que a perda de biodiversidade pode ser mais pronunciada em invertebrados do que em plantas e aves (Thomas *et al.*, 2004). Estes estudos sugerem uma substancial altera o na composi o das comunidades de invertebrados que tem passado quase despercebida e indicam que espécies podem extinguir-se antes mesmo de se tornarem conhecidas (Stuart *et al.*, 2010). Um documento que nos permitiu saber a listagem de espécies ameaçadas   a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conserva o da Natureza (IUCN). Esta lista   uma referência importante para a conserva o das espécies uma vez que   constituída pelos registos das espécies ameaçadas,

no entanto está claramente enviesada para os vertebrados, estando os invertebrados claramente sub-representados (Eisenhauer *et al.*, 2019).

Recentemente, Cardoso *et al.* (2011a) identificou sete impedimentos para a efetiva proteção dos invertebrados terrestres tendo em conta o cumprimento dos objetivos de Desenvolvimento do Milénio (Millennium Ecosystem Assessment, 2003, 2005). Estes autores sugerem uma possível solução para cada um dos problemas identificados. Entre eles destaca-se a necessidade de mais estudos e organização da informação existente ou a recolher futuramente, a inclusão dos invertebrados nos estudos de impacto ambiental, o envolvimento dos cidadãos e de novas tecnologias e ainda, identificar bons indicadores para explicar o desaparecimento de espécies no futuro (Cardoso *et al.*, 2011a).

1.5. Grandes barragens: O efeito da construção destes empreendimentos na diversidade biológica

Os estudos relativos aos impactos das grandes barragens sobre a biodiversidade são sobretudo sobre fauna aquática. O nível global de ameaça para os vertebrados terrestres estimado é de 11 a 25 % do total de espécies conhecidas, enquanto que para os grupos aquáticos é de 13 a 65 % (McAllister *et al.*, 2001). Existem alguns estudos que tentam explicar as implicações das grandes barragens sobre a biodiversidade. Um dos casos mais estudados é o impacto da Barragem das Três Gargantas na China sobre a vegetação (New & Xie, 2008; Sun *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012; Su *et al.*, 2013) e sobre a fauna local (Fang *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2013).

Em Portugal, existem cerca de 600 barragens, das quais 171 são consideradas grandes barragens onde está incluída a Barragem de Alqueva. Esta definição inclui as barragens que atendem aos critérios de apresentarem mais de 15 metros de altura a contar da fundação, ou que tenham mais de 1 hm³ (1 000 000 m³) de capacidade de armazenamento total (PNGC, 1992).

Concluída em 2002, a Barragem de Alqueva é a maior barragem em Portugal, atingindo a sua cota máxima (152 m) em 2010. Esta barragem constitui uma das maiores represas e lagos artificiais (250 km²) na Europa Ocidental (PNGC, 1992). A área de influência da Barragem de Alqueva é caracterizada por uma região com baixa densidade populacional, com baixo índice de desenvolvimento, que nas últimas décadas tem visto uma redução da população, com especial enfoque no interior e no "Baixo Alentejo" (PNGC, 1992). Esta área também se caracteriza por ser muito vulnerável à desertificação e com grande irregularidade ao nível do ciclo hidrológico (Fonseca *et al.*, 2001).

Vários estudos têm sido publicados desde a construção da barragem de Alqueva, tentando quantificar a sua influência e consequências. Alguns dizem respeito à alteração nos fatores bióticos e abióticos no rio Guadiana e a sua influência nos organismos aquáticos, como ovos de anchova (Morais *et al.*, 2009), na estrutura de ictiofauna (Chícharo *et al.*, 2006b) e nas comunidades planctónicas (Chícharo *et al.*, 2006a). Outros ligados à qualidade da água através da deteção remota (Potts *et al.*, 2016). Ainda outros estudos estão mais focados nas espécies e habitats da avifauna, por exemplo, na biologia da Toutinegra de cabeça-preta (Rabaça *et al.*, 2002), nas comunidades de aves reprodutoras (Godinho *et al.*, 2010), ou mesmo na relação entre os sedimentos estuarinos na presença de aves marinhas na área de influência da represa (Dias *et al.*, 2014). Há também estudos sobre a resposta da Lontra (*Lutra lutra*) às mudanças ambientais causadas pela construção da Barragem (Pedroso *et al.*, 2014), o impacto da barragem sobre carnívoros ameaçados (Santos *et al.*, 2008), e a conservação das populações fragmentadas de *Narcissus serotinus* (Marques *et al.*, 2014).

Em relação aos invertebrados os estudos baseiam-se nos levantamentos de campo dos projetos de investigação relacionados com a implicação da barragem nas comunidades ecológicas e respetivos relatórios (Fonseca *et al.*, 2005).

1.6. Justificação: o porquê deste estudo

A justificação deste trabalho tem que ver com a oportunidade inédita em Portugal de acompanhar a dinâmica no espaço e no tempo, de três taxa de artrópodes terrestres e tentar explicar como as espécies se distribuem e quais as variáveis que mais condicionam a sua presença no recém-formado arquipélago de Alqueva (espaço). Assim como estudar o impacto da barragem nas comunidades destes taxa ao longo do tempo e consequente perturbação nas comunidades aí existentes (tempo).

1.7. Objetivos do trabalho

O objetivo principal deste trabalho é tentar perceber qual a influência da construção da Barragem de Alqueva nas comunidades de grupos selecionados de artrópodes locais. Para isso fomos estudar três taxa distintos de artrópodes, os Aracnídeos (Filo Arthropoda, Classe Arachnida), as Borboletas diurnas vulgarmente (denominadas de ropalóceros pertencentes às duas super-famílias Hesperioidea e Papilionoidea) e os escaravelhos carabídeos (Filo Arthropoda, Classe Insecta, Ordem Coleoptera, Superfamília Caraboidea) se comportaram no arquipélago que surgiu devido à construção do empreendimento de Alqueva. Duas questões centrais foram levantadas e às quais tentamos responder:

1. Quais os fatores que influenciam a distribuição espacial das espécies nas ilhas?
2. Quais as diferenças na distribuição temporal das espécies nas ilhas antes da construção e após a construção da barragem?

Para a primeira questão fomos avaliar como as três comunidades de artrópodes se distribuíram ao longo do arquipélago de Alqueva alguns anos após o fecho das comportas da barragem, utilizando a área e a distância como variáveis para tentar obter algumas respostas específicas (espaço).

Com a segunda questão fomos tentar compreender como as comunidades de aranhas e carabídeos responderam a uma enorme fragmentação de habitat resultante da construção da barragem de Alqueva. O objetivo foi tentar perceber qual o impacto da construção nas comunidades destes artrópodes, comparando dois períodos distintos: períodos de pré (2000) e pós-enchimento (2012) (tempo).

2. ÁREA DE ESTUDO

2. ÁREA DE ESTUDO

2.1. Caracterização geral

A área de estudo centra-se na área determinada pelas áreas emergentes da albufeira de Alqueva que após o fecho das comportas levaram à formação de ilhas (Figura 2.1). Com uma área total circunscrita de aproximadamente 25.000 ha. A albufeira de Alqueva abrange um troço com cerca de 80 km do vale do rio Guadiana, bem como extensas áreas do rio Degebe e da ribeira do Alcarrache, entre outros tributários afluentes (Matos & Fonseca, 2013).

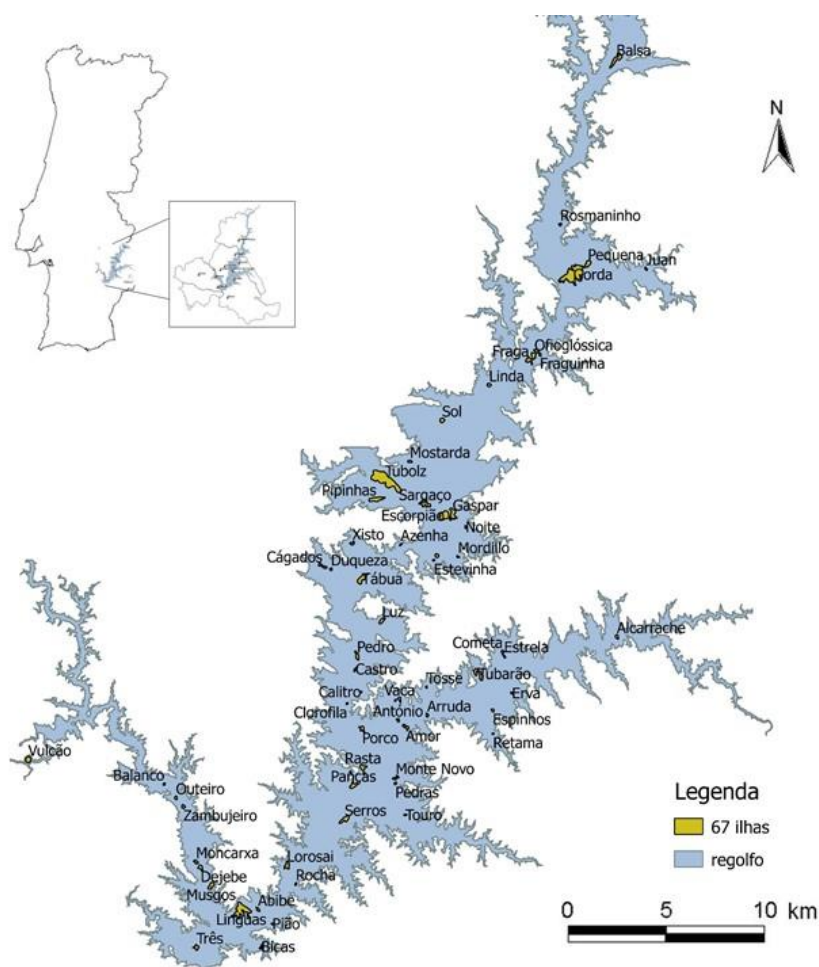


Figura 2. 1. Localização da área de estudo: 67 ilhas selecionadas após enchimento da barragem para a inventariação dos taxa (2.3. Seleção das ilhas – dados de base). Ver descrição das ilhas na Tabela 2.1.

A barragem do Alqueva localiza-se no Alentejo Central e a sua área envolvente caracteriza-se por um clima mediterrâneo sub-húmido, com invernos suaves e húmidos de outubro a março/abril, e verões quentes e secos de maio a setembro (Elkiathi *et al.*, 2013). Os suaves relevos característicos desta região são responsáveis pela ausência de chuvas na estação quente, o que limita de forma determinante o desenvolvimento do coberto vegetal natural, bem como a atividade agrícola. Estas condições contribuíram para o facto de, ao longo da história, toda a região se caracterizasse por ser escassamente povoada, com a população aglomerada em núcleos urbanos mais ou menos afastados entre si (GPA, 2005). Em 2016 ficou

completo a primeira fase do projeto de empreendimentos múltiplos de Alqueva que permitiu irrigar 120.000 ha. Em 2019 iniciou-se a segunda fase que prevê adicionar 50.000 ha ao plano inicial, estando previsto para o final de 2023 um total de 170.000 ha de área irrigada (EDIA, 2019).

2.2. Caracterização dos taxa

Este estudo tem como foco o estudo de três taxa de artrópodes terrestres: Aracnídeos (Filo Arthropoda, Classe Aracnida), as Borboletas diurnas vulgarmente denominadas de ropalóceros pertencentes às duas superfamílias Hesperioidea e Papilionoidea e os escaravelhos carabídeos (Filo Arthropoda, Classe Insecta, Ordem Coleoptera, Superfamília Caraboidea). Estes taxa foram selecionados devido a serem bons bioindicadores e transmitirem informação complementar dadas as suas diferentes características funcionais. Na presente dissertação passaremos a designar estes três grupos, respetivamente, por aranhas, borboletas e carabídeos.

2.2.1. Aranhas

A inventariação das aranhas recaiu sobre indivíduos pertencentes à Ordem Araneae, artrópodes adaptados à vida terrestre. As aranhas são artrópodes carnívoros, predadores. Alimentam-se maioritariamente de insetos, mas também de outros artrópodes (incluindo outras aranhas). Algumas espécies podem alimentar-se ocasionalmente de girinos e pequenos peixes (Roberts, 1996). As 293 espécies deste estudo pertencem a 34 diferentes famílias (Apêndice I). As famílias com maior número de espécies são a família Gnaphosidae com 57 espécies e a família Salticidae com 30 espécies. As espécies da família Gnaphosidae são caracterizadas por serem maioritariamente caçadoras noturnas passando o dia recolhidas nos seus retiros de seda. No entanto algumas espécies, por exemplo do Género *Micaria*, são essencialmente diurnas e corredoras muito rápidas (Roberts, 1996). Em relação à família Salticidae, é constituída por espécies predadoras normalmente de tamanho pequeno e caracterizadas por terem capacidade de saltar para capturar as suas presas ou para fugir. As famílias Theridiidae, Linyphiidae, Thomisidae, Philodromidae, Lycosidae apresentam número de espécies. A classificação taxonómica foi mantida segundo os critérios utilizados no estudo efetuado por Matos & Fonseca (2013) sendo algumas espécies revistas segundo a World Spider Catalog Version 21.0 (World Spider Catalog, 2020).

2.2.2. Borboletas

As borboletas são insetos tradicionalmente caracterizados pela presença de escamas nas asas e pela existência de uma proboscis ou espirotromba, como principal estrutura do aparelho bucal (Garcia-Pereira *et al.*, 2003). Nos seus estágios larvares a maioria é fitófaga e no estado adulto alimentam-se de néctar apresentando uma função polinizadora importante (Maravalhas, 2003). Neste estudo a inventariação das borboletas recaiu sobre 32 espécies de borboletas pertencentes a 6 famílias: Hesperidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Nymphalidae e Satyrinae (Apêndice I). As espécies da família Hesperidae são geralmente pequenas com músculos poderosos inseridos no tórax que suportam as asas e lhes permitem atingir velocidades até 30 km/h. As espécies das restantes famílias pertencem todas à super-família Papilionoidea e apresentam uma distribuição muito mais generalizada (Maravalhas, 2003). Estas são ativas durante o dia e normalmente apresentam cores brilhantes e padrões marcantes. A característica física mais pertinente destas espécies são as antenas clupeadas e o hábito de em repouso terem as asas numa posição vertical. A classificação taxonómica foi mantida segundo os critérios utilizados no estudo efetuado por Matos & Fonseca (2013).

2.2.3. Carabídeos

Os escaravelhos (Coleoptera) inventariados neste estudo pertencem à família Carabidae que consiste no grupo de coleópteros mais abundantes na maioria dos habitats terrestres (Oliveira, 2016). Dentro dos Coleoptera, os Carabidae são uma das famílias com maior número de espécies, estando quase 40 mil descritas atualmente (Lövei & Sunderland, 1996 *in* Oliveira, 2016). Encontram-se distribuídos por todo o mundo com maior número de espécies nas regiões tropicais (Erwin, 1985 *in* Oliveira, 2016). Os carabídeos são insetos que passam a vida adulta sobre o solo ou na manta morta. A maior parte das espécies são normalmente consideradas predadoras polífagas, existindo uma grande variedade de especializações (Serrano, 2013; Oliveira, 2016). Das 41 espécies identificadas, geralmente aladas e de tamanho pequeno (21) ou médio (14) sendo apenas 6 espécies de grande tamanho (>10 cm) (Oliveira, 2016; Serrano & Lencina, 2008), o género *Harpalus* é o que apresenta maior número de espécies (5) sendo caracterizado por espécies espermatófagas, que se alimentam geralmente de sementes de gramíneas, ou fitófagas, que se alimentam de folhas e pequenos rebentos (Oliveira, 2016). A classificação taxonómica foi mantida segundo os critérios utilizados no estudo efetuado por Matos & Fonseca (2013) e revista para algumas espécies segundo os critérios utilizados por Serrano (2013).

2.3. Seleção das futuras ilhas

Para a seleção das ilhas recorreremos à base de dados do grupo responsável pelo “Projeto Ilhas da Albufeira de Alqueva: Biodiversidade numa paisagem em profunda transformação” realizado em 1999 (Fonseca *et al.*, 2001). As áreas das futuras ilhas foram selecionadas entre os 135 e os 152.5 m tendo como base as potenciais cotas de enchimento a intervalos de 2.5 m e o modelo de elevação do terreno (curvas de nível) cedido pela EDIA (Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas do Alqueva Sa), resultando na delimitação de um total de 1188 futuras ilhas. Das futuras ilhas, selecionaram-se 67 ilhas que permanecem emergentes e isoladas entre as cotas média 147.5 e máxima 152 m de exploração e com uma área igual ou superior a 0.5 ha, área mínima de amostragem necessária para realizar estudos de biodiversidade (Fonseca *et al.*, 2001) (Figura 2.1). A cada ilha foi atribuído um nome, o qual teve em conta a toponímia local adotando o nome de um monte ou ribeiro próximo, da espécie dominante ou característica particular (Tabela 2.1).

A inventariação do grupo biológico das borboletas ocorreu em 67 ilhas, uma vez que as inventariações deste grupo são expeditas e de baixo custo, e apenas para o período de pós-enchimento. Relativamente às inventariações dos taxa das aranhas e carabídeos, morosas e dispendiosas, o número de ilhas amostradas foi restringido a 30 ilhas, no período de pré-enchimento e a 33 ilhas, no período de pós-enchimento. Para a seleção deste número reduzido de ilhas considerou-se probabilidade de emergência ($130\text{ m} < p < 152.5\text{ m}$), localização geográfica, área (> 0.5 ha), forma, distância à margem, número de curvas de nível, tipo de coberto, variabilidade de tipos de coberto e grau de degradação de acordo com Fonseca *et al.* (2001).

Durante todo o trabalho vai haver referência a dois períodos temporais referentes ao período antes do fecho das comportas, denominado de período pré-enchimento (2000), e outro alguns anos após o enchimento da barragem, denominado período pós-enchimento (2012). A caracterização da diversidade (número de usos do solo e número de estratos) destas ilhas para os dois períodos temporais é apresentada no Apêndice II.

Tabela 2. 1. Lista e caracterização das ilhas da área de estudo. Ara: aranhas. Bor: borboletas. Car: carabídeos.

Nº	Nome	Coord.X	Coord.Y	Área (ha)	Dist. margem da albufeira (m)	Pré-enchimento			Pós-enchimento			Comuns		
						Ara	Bor	Car	Ara	Bor	Car	Ara	Car	
1	Abibe	258076	139491	1.6	323	x		x	x	x			x	

2	Alcarrache	273998	151593	1.9	247					x			
3	Amor	264636	147593	3	172	x	x	x	x	x	x	x	
4	António	264287	147897	1.2	686	x	x	x	x	x	x	x	
5	Arruda	265584	148113	1.2	194	x	x	x	x	x	x	x	
6	Azenha	264407	155690	0.6	63					x			
7	Azevel	269152	165659	2.2	65				x	x	x		
8	Balanco	253912	145054	0.7	394	x	x	x	x	x	x	x	
9	Barbosinha	257636	139182	1.3	596					x			
10	Bicas	258219	137841	1.4	68	x	x	x	x			x	
11	Cágados	260932	154739	3.3	342					x			
12	Calitro	262636	149149	0.5	255	x	x	x	x	x	x	x	
13	Castro	262402	150158	1.4	744	x	x	x	x	x	x	x	
14	Clorofila	262028	148633	0.5	201					x			
15	Cometa	268929	150937	1.2	296					x			
16	Degebe	255530	141348	3.2	332					x			
17	Duquesa	261311	154590	0.9	476	x	x	x	x	x	x	x	
18	Erva	269338	149091	0.7	532					x			
19	Escorpião	266336	156977	12.8	730	x	x	x	x	x	x	x	
20	Espinhos	268490	148331	1.2	318					x			
21	Esteva	266010	155197	2.1	385					x			
22	Estevinha	265868	154992	0.5	216	x			x	x	x		
23	Estrela	268992	150739	1	358					x			
24	Fraga	270094	163867	4.6	108					x			
25	Fraguinha	270581	164123	1.3	267					x			
26	Gaspar	266717	157032	9.1	577	x	x	x	x	x	x	x	
27	Gorda	272064	167671	48.7	130	x	x	x	x	x	x	x	
28	Linda	268325	162764	2	505	x	x	x	x	x	x	x	
29	Línguas	257328	139449	25.5	58	x	x	x	x	x	x	x	
30	Lorosai	259364	141449	4.8	101					x			
31	Luardinha	262174	145594	0.5	746					x			
32	Luz	263570	152307	3.6	143					x			
33	Moncarxa	255327	141604	2	304	x	x	x	x	x	x	x	
34	Monte Novo	264186	145334	2.2	355					x			
35	Mordillo	266942	155146	0.7	244	x	x	x	x	x	x	x	
36	Mostarda	264813	159373	1.5	287					x			
37	Musgos	255995	140545	4.8	75	x	x	x	x			x	
38	Noite	267282	156463	0.6	298	x	x	x	x	x	x	x	
39	Ofioglóssica	270342	164138	6.8	364					x			
40	Outeiro	254436	144445	1.4	206	x	x	x	x	x	x	x	
41	Panças	262306	145002	5.1	1136					x			
42	Pardais	275263	190640	3.5	27				x	x	x		
43	Pedras	264169	145092	0.9	340					x			
44	Pedro	262471	150750	3.7	530	x	x	x	x	x	x	x	
45	Pequena	272709	168146	5.1	729	x	x	x	x	x	x	x	
46	Perdição	264168	148775	0.5	355					x			
47	Pião	258711	138858	0.6	147	x	x	x	x	x	x	x	
48	Pipinhas	263323	157701	9.2	212					x			
49	Porco	262697	147504	3.6	428	x	x	x	x	x	x	x	
50	Rasta	262729	145805	4.6	990					x			
51	Retama	268503	147293	0.5	147					x			
52	Rocha	259750	140624	0.6	107					x			
53	Sargaço	265482	157496	8.2	285		x	x	x				

54	Serros	261922	143489	6.6	507				x			
55	Sol	266245	161196	3.1	553	x	x	x	x	x	x	x
56	Solapau	262771	145528	0.8	1256				x			
57	Tábua	262682	154169	8.7	406				x			
58	Tosse	265549	149363	0.6	142				x			
59	Touro	264612	143692	0.7	642	x	x	x	x	x	x	x
60	Três	255340	137812	3.3	636				x			
61	Tubarão	267854	149953	8.2	209	x	x	x	x	x	x	x
62	Tubolz	263710	158550	51.3	578	x	x	x	x	x	x	x
63	Vaca	264357	148823	1.8	335				x			
64	Várzea	275512	194988	150.9	55			x	x	x		
65	Vulcão	247883	146144	5	47	x	x	x	x	x	x	x
66	Xisto	262257	155740	1.7	206				x			
67	Zambujeiro	254763	144059	1.7	234				x			

3. METODOLOGIA

3. METODOLOGIA

3.1. Seleção das ilhas

As ilhas selecionadas para inventariação dos taxa das aranhas, borboletas e carabídeos, foram agrupadas em 7 grupos segundo a existência de dados sobre a presença das espécies representadas nas ilhas (espaço) e nos dois períodos temporais (pré e pós-enchimento) da barragem de Alqueva, para serem utilizados nas análises subsequentes (Tabela 3.1). Os grupos VI e VII são grupos de ilhas onde existem observações para todas as ilhas de pelo menos uma espécie nos dois períodos temporais (pré e pós-enchimento).

Para o período pré-enchimento temos uma base de dados com 23 espécies de carabídeos e 67 espécies de aranhas distribuídas por 29 ilhas diferentes. Para o período pós-enchimento utilizámos os dados existentes que correspondem a 41 espécies de carabídeos e 274 espécies de aranhas presentes em 33 ilhas diferentes segundo os dados fornecidos pela EDIA . Não existem dados para o grupo das borboletas para o período pré-enchimento. A lista completa das espécies pode ser consultada no Apêndice I.

Tabela 3. 1. Lista dos grupos de ilhas selecionados a partir do total das 67 ilhas tendo em conta o grupo biológico, o período temporal (antes e depois do enchimento da barragem de Alqueva) e o período de inventariação. Ver Tabela 2.1 os nomes e características das ilhas.

Grupos	Nº ilhas	Grupo biológico	Período temporal	Período de inventariação
I	29	Aranhas	Pré-enchimento	Março a Agosto de 2000
II	29	Carabídeos	Pré-enchimento	Março a Agosto de 2000
III	33	Aranhas	Pós-enchimento	Março a Julho de 2012
IV	67	Borboletas	Pós-enchimento	Março a Julho de 2012
V	29	Carabídeos	Pós-enchimento	Março a Julho de 2012
VI	29	Aranhas	Pré e pós-enchimento	
VII	26	Carabídeos	Pré e pós-enchimento	

3.2. Amostragem dos taxa: Aranhas, Carabídeos e Borboletas

Os dados utilizados neste trabalho são provenientes dos projetos de Inventariação Biológica nas Ilhas de Alqueva, que correspondem ao projeto inicial anterior ao fecho das comportas (pré-enchimento) (Fonseca *et al.*, 2001) denominado Projeto I que terminou em 2000 e do último projeto utilizando os mesmos locais e a mesma metodologia sensivelmente 12 anos após denominado “Inventariação Biológica das Ilhas de Alqueva Relatório II” (pós-enchimento) (Matos & Fonseca, 2013).

A metodologia usada nos dois períodos foi semelhante. Para a inventariação de aranhas e carabídeos recorreu-se a armadilhas em fosso (*pitfall*). Foram instaladas três armadilhas em cada um dos braços de uma estrutura em Y, distando 2 m entre si, num total de nove armadilhas por ilha. A inventariação foi completada com o recurso a transectos durante os quais se procedeu a capturas de aranhas entre a vegetação herbácea (saco de bater), arbustiva (técnica de panal – batem-se os ramos e coloca-se um pano ou o saco de bater por baixo), e arbórea (*idem*) e ainda entre as pedras, que foram levantadas para capturar carabídeos. Para mais informação, ler relatório do Projeto I (Fonseca *et al.*, 2001).

Para a inventariação das borboletas realizaram-se dois transectos pedestres (sempre que possível com extensão de 500 m), englobando todos os tipos de habitat presentes em cada ilha e tendo em conta a

representatividade de cada um em toda a área de estudo. Ao longo de todo os transectos e numa faixa de 5 m para cada lado, foram contabilizadas todas as borboletas detetadas (Matos & Fonseca, 2013).

A Tabela 3.2. apresenta o número de espécies identificadas por taxa inventariados e o número de ilhas onde estão presentes nos períodos pré e pós-enchimento da barragem de Alqueva, resultante dos levantamentos de campo dos projetos acima citados. A lista completa das espécies pode ser consultada no Apêndice I.

Tabela 3. 2. Número de espécies por taxa (sps) e número de ilhas correspondentes para os dois períodos temporais.

Grupo biológico	Pré-enchimento		Pós-enchimento	
	Nº sps	Nº ilhas	Nº sps	Nº ilhas
Aranhas	67	29	274	33
Borboletas	-	-	32	67
Carabídeos	23	29	41	33

3.3. Análise de dados

Para testar as hipóteses de trabalho foram utilizadas diferentes técnicas estatísticas e de modelação usando diversos softwares (Tabela 3.3):

Tabela 3. 3. Softwares utilizados nas diversas análises realizadas aos dados.

Objetivo	Software	Pacote/versão
Construção das matrizes	Microsoft Excel	-
Álgebra e produção de mapas	QGIS	Dufour2.0
Extração de variáveis	ArcGIS 10.6.2	
Índices de diversidade	R	Vegan
Estimadores de diversidade	R	Vegan/BAT
Oitavas	R	Gambin
Modelo Gambin (SAD)	R	Gambin
β diversidade	R	Vegan/BAT
Anosim/permanova	R	Vegan

A explicação detalhada das metodologias usadas nas análises é apresentada nas várias secções de resultados.

4. TEMA 1

4. TEMA 1 - QUAIS OS FATORES QUE INFLUENCIAM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES NAS ILHAS?

4.1. Resumo

Objetivo

Neste capítulo fomos estudar como as três comunidades de artrópodes selecionadas se distribuíram ao longo do arquipélago de Alqueva alguns anos após o fecho das comportas da barragem, utilizando a área e a distância à margem da labufeira como variáveis para tentar obter algumas respostas específicas, como por exemplo, se estas comunidades se distribuem da mesma forma entre ilhas (espaço).

Área de estudo

A área de estudo compreendeu os grupos de ilhas do período do pós-enchimento constituído por 33 ilhas com aranhas 67 ilhas com borboletas e 29 ilhas com carabídeos.

Metodologia

As ilhas foram agrupadas em sub-grupos segundo o tamanho e a distância, e calculada a relação espécies-área e espécies-distância, os números de Hill, estimadores de diversidade (Jackknife, Chao1) para comparar os grupos de ilhas. Para estudarmos a distribuição das abundâncias das espécies (SAD) fomos calcular as oitavas e a distribuição das abundâncias com recurso ao modelo GAMBIN.

Resultados e discussão

Os resultados mostraram que para dois dos grupos analisados (Borboletas diurnas e escaravelhos carabídeos) quanto maior a área maior é o número de espécies presentes nas ilhas, enquanto a distância não tem influência na distribuição das espécies de borboletas ao longo do arquipélago, sendo apenas limitante para o grupo dos carabídeos. A riqueza de aranhas não é afetada nem pela área nem pela distância no arquipélago. Em relação à distribuição relativa das abundâncias, os grupos das aranhas e dos carabídeos apresentam um modelo caracterizado por comunidades com elevada perturbação enquanto para o grupo das borboletas os resultados apresentam um modelo mais aproximado do que se espera em comunidades com alguma perturbação, mas perto ou a caminhar para um equilíbrio. A presença de áreas maiores, conseqüentemente com maior número de habitats disponíveis e maior probabilidade de existirem plantas hospedeiras no caso das borboletas e alimento disponível no caso dos carabídeos são um fator que condiciona a distribuição destes dois grupos. O mesmo não parece ser importante para o grupo das aranhas. Em relação à distância esta parece ser um fator limitante para o grupo dos carabídeos que apesar de grande parte das suas espécies serem aladas apresentam uma capacidade de voo limitada. Para o grupo das borboletas ocorre o inverso, estas apresentam uma capacidade de dispersão notável, voando enormes distâncias e, tal como esperado a distância não é um fator limitante para este grupo. As aranhas pelos comportamentos elaborados e capacidade de dispersão que apresentam nem a área nem a distância condicionam a sua distribuição.

Principais conclusões

A variável área demonstrou ser um fator importante para a distribuição espacial para as borboletas e para os carabídeos. A presença de áreas maiores, conseqüentemente com maior número de habitats disponíveis e maior probabilidade de existirem plantas hospedeiras no caso das borboletas e alimento disponível no caso dos carabídeos são um fator que condiciona a distribuição destes dois grupos. O mesmo não parece ser importante para o grupo das aranhas.

Palavras-chave

Fragmentação; Ilhas; Relação Espécies-Área; Relação Espécie-Distância.

4.2. Introdução

A construção de grandes barragens provoca um impacto muito elevado nos habitats e uma perda de ecossistemas devido à inundação do habitat terrestre contíguo. O habitat não inundado fica confinado ao topo de antigas colinas nos recém-formados arquipélagos (Jones *et al.*, 2016) provocando a ocorrência de um processo de extinção de algumas espécies e ao aparecimento de novas espécies.

A distribuição das espécies nestas ilhas recém-formadas, após uma grande perturbação, pode ser explicada através de importantes variáveis: a área e a distância. Relativamente à área, é comumente aceite que o número de espécies aumente com a área, sendo este padrão conhecido como relação espécies-área (SAR) (MacArthur & Wilson, 1967). Esta relação foi testada em diferentes tipos de ilhas e também em habitats continentais isolados ou muito fragmentados para muitos táxons diferentes (Matthews *et al.*, 2016). Por exemplo, segundo MacArthur & Wilson (1967) as ilhas maiores podem suportar populações maiores reduzindo a probabilidade de extinção e apresentando taxas de imigração maiores do que ilhas mais pequenas. Por outro lado, a área das ilhas pode influenciar indiretamente a riqueza de espécies, uma vez que estas não estão igualmente bem adaptadas para sobreviver em todas as ilhas (Sfenthourakis & Triantis, 2009). Algumas espécies dependem de habitats específicos, como interiores de florestas ou habitats frios e húmidos em altitudes mais altas normalmente ausentes em ilhas pequenas (Ricklefs & Lovette, 1999; Keppel *et al.*, 2017). No entanto, os efeitos indiretos estão muitas vezes fortemente relacionados com a área (Triantis *et al.*, 2012) tornando a área geralmente a mais forte variável preditora do número de espécies em ilhas (Kreft *et al.*, 2008; Triantis *et al.*, 2012). Diversos estudos utilizam a relação espécies-área como variável para prever a distribuição de espécies de invertebrados em ilhas (Triantis *et al.*, 2010; Fattorini & Borges, 2012; Otto *et al.*, 2017). Para além disso, a distância da ilha ao continente é uma importante variável a analisar, uma vez que, de acordo com MacArthur e Wilson (1967) a taxa de imigração é mais alta em ilhas próximas do continente do que em ilhas mais distantes. Uma espécie coloniza mais facilmente uma área mais próxima do que uma área mais distante, especialmente espécies de pequeno tamanho e com baixa capacidade de dispersão (por exemplo, espécies não aladas). Estes resultados são reportados por vários autores que consideram a distância como preditor para explicar a distribuição das espécies (Magura *et al.*, 2001; Cardoso *et al.*, 2011b; Vanbergen *et al.*, 2017).

Quando falamos em “ilhas” como fragmentos isolados na paisagem e pretendemos analisar o seu número de espécies amostradas, é necessário distinguir bem os diferentes tipos de ilhas. Estas podem ser as denominadas “ilhas verdadeiras” ou seja um conjunto de ilhas com uma matriz de água, como as ilhas oceânicas, ilhas continentais ou de reservatório (constituídas pela construção de uma barragem) ou “ilhas de habitat”, que são fragmentos isolados rodeados por uma matriz diferente (sem água) que constitui na mesma para isolamento a que estão sujeitas as espécies presentes (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007; Matthews *et al.*, 2016). Uma das diferenças entre estes tipos de ilhas é evidenciada no padrão conhecido como relação espécies-área em que o declive da reta apresentado é menor para as “ilhas de habitat” (Matthews *et al.*, 2016) do que para as ilhas verdadeiras em arquipélagos (Triantis *et al.*, 2012), já que nos primeiros a beta diversidade é menor devido ao facto de que as espécies podem dispersar-se mais facilmente entre as ilhas.

Um dos problemas que se levanta para conhecer o real número de espécies numa dada comunidade é determinar, com a maior exatidão possível, se esse número de espécies se aproxima do real. No caso dos invertebrados, pela baixa conspicuidade que apresentam apenas com observação direta, obtemos quase sempre um valor subestimado. Para tentar contornar o problema da subestimação das espécies de invertebrados, vários autores desenvolveram métodos capazes de tentar obter um resultado mais aproximado da realidade através do cálculo de valores estimados que na teoria vão se aproximar mais do número de espécies real existentes na natureza. O problema de estimar com exatidão o número de espécies de invertebrados numa comunidade tem sido estudado por vários autores, nomeadamente na utilização de estimadores de diversidade para quantificar o número de espécies de invertebrados em ilhas (Borges & Brown,

2003; Hortal *et al.*, 2006; Borges *et al.*, 2018), bem como em outros ecossistemas (Standen, 2000; Brose, 2002; Cuesta & Lobo, 2019) tentando sempre obter valores estimados que nos permitam ter uma melhor percepção da riqueza local existente.

Uma maneira de analisar a distribuição das espécies na ilha é através do estudo das abundâncias de cada espécie numa dada comunidade. Muitos trabalhos em Ecologia de comunidades, para caracterizar as espécies de acordo com suas abundâncias, dependem desta abordagem e da análise dos seus padrões. Isto porque o estudo da distribuição das abundâncias de espécies (SAD) é considerado o mais básico descritor de uma comunidade (McGill *et al.*, 2007; Magurran, 2013) e um dos mais usados em estudos macroecológicos (Matthews *et al.*, 2019). Os modelos teóricos mais utilizados na explicação da abundância relativa de espécies são os Modelos de séries geométricas, Série “Broken stick”, distribuição Log-Normal, distribuição Log-série (Matthews & Whittaker, 2015). Estes modelos explicam a abundância relativa das espécies numa dada comunidade (Gray *et al.*, 2006; Uglund *et al.*, 2007; Matthews & Whittaker, 2015; Matthews *et al.*, 2014, 2017, 2019).

Assim, as ilhas demonstram ser bons modelos para analisar a presença e a distribuição das abundâncias das espécies. Dado o isolamento espacial das ilhas, os padrões espaciais por estas apresentados podem servir para obter uma melhor explicação de como as espécies se distribuem do que para os sistemas continentais (Fattorini *et al.*, 2016). Para responder ao problema da distribuição das abundâncias das espécies nas ilhas, alguns autores foram analisar os padrões de comunidades de plantas e as causas para a sua variação (Borges *et al.*, 2018), e a análise de padrões de raridade de artrópodes através da comparação de três categorias caracterizadas por diferentes padrões de abundância no arquipélago dos Açores (Fattorini *et al.*, 2016). O enchimento da barragem de Alqueva originou o surgimento de ilhas que constituem o Arquipélago de Alqueva. Para avaliar o impacto deste acontecimento nas espécies de artrópodes terrestres, tais como aranhas, de borboletas e de carabídeos, fomos perceber a distribuição destas comunidades e compreender como estas espécies se distribuem no espaço do Arquipélago de Alqueva, alguns anos após o fecho das comportas da barragem. Para quantificar a ocorrência destes fenómenos, fomos testar se a área e a distância das ilhas têm influência na distribuição das espécies das aranhas, borboletas e carabídeos no arquipélago de Alqueva.

4.3. Métodos

Neste capítulo utilizamos os dados referentes ao período de pós-enchimento que foram analisados individualmente pelos grupos de artrópodes em estudo, i.e., aranhas, borboletas e carabídeos.

4.3.1. Área de estudo

A área de estudo compreendeu os grupos de ilhas do período do pós-enchimento (Tabela 3.1): Grupo III, constituído por 33 ilhas e referente às aranhas; Grupo IV, constituído por 67 ilhas e referente às borboletas; Grupo V, constituído por 29 ilhas e referente aos carabídeos (Figura 2.1.)

4.3.2. Área

As ilhas do Grupo III, IV e V foram agrupadas de acordo com as suas áreas, em ilhas pequenas (PEQ) e ilhas grandes (GRA). A separação em ilhas pequenas e grandes foi realizada com base no ponto de corte calculado a partir do maior intervalo de área entre a ilha anterior e a próxima do conjunto (Tabela 4.1). A Tabela 4.2 apresenta a caracterização das ilhas da área de estudo para os artrópodes de acordo com os grupos e áreas.

Tabela 4. 1. Agrupamentos das ilhas segundo a área. PEQ: Ilhas pequenas. GRA: ilhas grandes.

Grupo biológico	Área (ha)				Total ilhas
	PEQ	Nº ilhas	GRA	Nº ilhas	
Aranhas	< 8	25	> 8	8	33
Borboletas	< 4,5	48	> 4,5	19	67
Carabídeos	< 8	22	> 7	7	29

Tabela 4. 2. Caracterização das ilhas da área de estudo para os artrópodes terrestres. Grupo III – Ilhas com Aranhas. Grupo IV – Ilhas com Borboletas. Grupo V – Ilhas com Carabídeos.

Nº	Nome	Área (ha)	Grupo/Área		
			III	IV	V
1	Abibe	1.6	PEQ	PEQ	
2	Alcarrache	1.9		PEQ	
3	Amor	3	PEQ	PEQ	PEQ
4	António	1.2	PEQ	PEQ	PEQ
5	Arruda	1.2	PEQ	PEQ	PEQ
6	Azenha	0.6		PEQ	
7	Azevel	2.2	PEQ	PEQ	PEQ
8	Balanco	0.7	PEQ	PEQ	PEQ
9	Barbosinha	1.3		PEQ	
10	Bicas	1.4	PEQ	PEQ	
11	Cágados	3.3		PEQ	
12	Calitro	0.5	PEQ	PEQ	PEQ
13	Castro	1.4	PEQ	PEQ	PEQ
14	Clorofila	0.5		PEQ	
15	Cometa	1.2		PEQ	
16	Degebe	3.2		PEQ	
17	Duquesa	0.9	PEQ	PEQ	PEQ
18	Erva	0.7		PEQ	
19	Escorpião	12.8	GRA	GRA	GRA
20	Espinhos	1.2		PEQ	
21	Esteva	2.1		PEQ	
22	Estevinha	0.5	PEQ	PEQ	PEQ
23	Estrela	1		PEQ	
24	Fraga	4.6		GRA	
25	Fraguinha	1.3		PEQ	
26	Gaspar	9.1	GRA	GRA	GRA
27	Gorda	48.7	GRA	GRA	GRA
28	Linda	2	PEQ	PEQ	PEQ
29	Línguas	25.5	GRA	GRA	GRA
30	Lorosai	4.8		GRA	
31	Luardinha	0.5		PEQ	
32	Luz	3.6		PEQ	
33	Moncarxa	2	PEQ	PEQ	PEQ
34	Monte Novo	2.2		PEQ	
35	Mordillo	0.7	PEQ	PEQ	PEQ
36	Mostarda	1.5		PEQ	

37	Musgos	4.8	PEQ	GRA	
38	Noite	0.6	PEQ	PEQ	PEQ
39	Ofioglóssica	6.8		GRA	
40	Outeiro	1.4	PEQ	PEQ	PEQ
41	Panças	5.1		GRA	
42	Pardais	3.5	PEQ	PEQ	PEQ
43	Pedras	0.9		PEQ	
44	Pedro	3.7	PEQ	PEQ	PEQ
45	Pequena	5.1	PEQ	GRA	PEQ
46	Perdição	0.5		PEQ	
47	Pião	0.6	PEQ	PEQ	PEQ
48	Pipinhas	9.2		GRA	
49	Porco	3.6	PEQ	PEQ	PEQ
50	Rasta	4.6		GRA	
51	Retama	0.5		PEQ	
52	Rocha	0.6		PEQ	
53	Sargaço	8.2	GRA	GRA	
54	Serros	6.6		GRA	
55	Sol	3.1	PEQ	PEQ	PEQ
56	Solapau	0.8		PEQ	
57	Tábua	8.7		GRA	
58	Tosse	0.6		PEQ	
59	Touro	0.7	PEQ	PEQ	PEQ
60	Três	3.3		PEQ	
61	Tubarão	8.2	GRA	GRA	GRA
62	Tubolz	51.3	GRA	GRA	GRA
63	Vaca	1.8		PEQ	
64	Várzea	150.9	GRA	GRA	GRA
65	Vulcão	5	PEQ	GRA	PEQ
66	Xisto	1.7		PEQ	
67	Zambujeiro	1.7		PEQ	

4.3.3. Distância

Foram calculadas três variáveis relacionadas com a distância para verificar a importância da distância na distribuição das espécies: 1) Distância à margem do continente, onde as ilhas foram agrupadas em ilhas próximas (PRO) e distantes (DIS) segundo a distância mais próxima da margem da ilha ao continente; 2) do centróide à margem da ilha, onde as ilhas foram agrupadas em próximas (PRO), médias (MED) e distantes (DIS) segundo a distância do centróide da ilha (onde estavam localizadas as armadilhas) até à margem (água); 3) rácio (combinação) entre a distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha em que foram obtidos dois grupos um com os valores menores (G1) e outro com os valores mais elevados (G2) (Tabela 4.3). As distâncias entre ilhas estão expressas em metros e o ponto de corte foi calculado sempre com o maior intervalo de distâncias entre as ilhas anterior e a próxima do conjunto.

As três variáveis relacionadas com a distância foram calculadas para as aranhas e os carabídeos. Para as borboletas calculou-se apenas a distância à margem porque a amostragem destes grupos de artrópodes não permitiu obter dados referentes às restantes distâncias uma vez que as amostragens foram realizadas em

transectos lineares e não por estações fixas. A Tabela 4.4 apresenta a caracterização das ilhas da área de estudo acordo com os grupos e as diversas medidas de distância usadas.

Tabela 4. 3. Agrupamentos das ilhas segundo a distância.

Grupo biológico	Distância (m)	PRO	Nº ilhas	MED	Nº ilhas	DIS	Nº ilhas	G1	Nº ilhas	G2	Nº ilhas	Total ilhas
Carabídeos	Ao continente	< 100	5	-		> 100	24	-		-		29
Aranhas	Ao continente	< 100	7	-		> 100	26	-		-		33
Borboletas	Ao continente	< 150	16	150 a 450	32	> 450	19	-		-		67
Carabídeos	Do centróide à margem da ilha	< 22	3	22 a 60	19	> 60	7	-		-		29
Aranhas	Do centróide à margem da ilha	< 22	3	22 a 60	23	> 60	7	-		-		33
Carabídeos	Combinação	-		-		-		<2	15	>2	14	29
Aranhas	Combinação	-		-		-		<2	18	>2	15	33

Tabela 4. 4. Caracterização das ilhas da área de estudo para os grupos de artrópodes. Grupo III – Ilha com Aranhas. Grupo IV – Ilhas com Borboletas. Grupo V – Ilhas com Carabídeos. DIS: ilhas distantes. MED: ilhas de distância média. Distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha (combinação): (G1) e (G2).

Nº	Nome	Dist. margem da albufeira (m)	Grupo/Distância à margem			Grupo/Distância ao centróide		Combinado	
			III	IV	V	III	V	III	V
1	Abibe	323	DIS	MED		MED			G2
2	Alcarrache	247		MED					
3	Amor	172	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
4	António	686	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
5	Arruda	194	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
6	Azenha	63		PRO					
7	Azevel	65	PRO	PRO	PRO	MED	MED	G1	G1
8	Balanco	394	DIS	MED	DIS	PRO	PRO	G1	G1
9	Barbosinha	596		DIS					
10	Bicas	68	PRO	PRO		PRO		G1	
11	Cágados	342		MED					
12	Calitro	255	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
13	Castro	744	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
14	Clorofila	201		MED					
15	Cometa	296		MED					
16	Degebe	332		MED					
17	Duquesa	476	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
18	Erva	532		DIS					
19	Escorpião	730	DIS	DIS	DIS	MED	DIS	G2	G2
20	Espinhos	318		MED					
21	Esteva	385		MED					
22	Estevinha	216	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
23	Estrela	358		MED					
24	Fraga	108		PRO					

25	Fraguinha	267		MED					
26	Gaspar	577	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
27	Gorda	130	DIS	PRO	DIS	MED	DIS	G2	G2
28	Linda	505	DIS	DIS	DIS	MED	DIS	G2	G2
29	Línguas	58	PRO	PRO	PRO	MED	MED	G1	G1
30	Lorosai	101		PRO					
31	Luardinha	746		DIS					
32	Luz	143		PRO					
33	Moncarxa	304	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
34	Monte Novo	355		MED					
35	Mordillo	244	DIS	MED	DIS	PRO	PRO	G1	G1
36	Mostarda	287		MED					
37	Musgos	75	PRO	PRO		MED		G1	
38	Noite	298	DIS	MED	DIS	MED	PRO	G1	G1
39	Ofioglóssica	364		MED					
40	Outeiro	206	DIS	MED	DIS	MED	MED	G2	G2
41	Panças	1136		DIS					
42	Pardais	27	PRO	PRO	PRO	MED	MED	G1	G1
43	Pedras	340		MED					
44	Pedro	530	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
45	Pequena	729	DIS	DIS	DIS	MED	DIS	G2	G2
46	Perdição	355		MED					
47	Pião	147	DIS	PRO	DIS	MED	MED	G1	G1
48	Pipinhas	212		MED					
49	Porco	428	DIS	MED	DIS	MED	MED	G2	G2
50	Rasta	990		DIS					
51	Retama	147		PRO					
52	Rocha	107		PRO					
53	Sargaço	285	DIS	MED		MED		G1	
54	Serros	507		DIS					
55	Sol	553	DIS	DIS	DIS	MED	DIS	G2	G2
56	Solapau	1256		DIS					
57	Tábua	406		MED					
58	Tosse	142		PRO					
59	Touro	642	DIS	DIS	DIS	MED	MED	G2	G2
60	Três	636		DIS					
61	Tubarão	209	DIS	MED	DIS	MED	MED	G1	G1
62	Tubolz	578	DIS	DIS	DIS	MED	DIS	G2	G2
63	Vaca	335		MED					
64	Várzea	55	PRO	PRO	PRO	MED	MED	G1	G1
65	Vulcão	47	PRO	PRO	PRO	MED	DIS	G1	G1
66	Xisto	206		MED					
67	Zambujeiro	234		MED					

4.3.4. Relação Espécie-Área (SAR)

Para estimar a relação espécies-área e espécies-distância usamos uma regressão linear. Para avaliar o ajuste do modelo de regressão linear na relação destas duas variáveis, calculamos o coeficiente de determinação (R^2), uma medida de quão bem as previsões do modelo explicam a variância-alvo do conjunto de validação, e o parâmetro z para medir o declive (Chase *et al.*, 2018). Para testarmos se a área e a distância têm influência na distribuição das espécies calculamos a relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a Área ($\log \text{Area}$) e entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a Distância ($\log \text{Dist}$) para as 33 ilhas. Deste modo usamos apenas um modelo para cada variável explicativa, utilizando-se o mais eficaz na maior parte dos estudos da relação espécies área (Triantis *et al.*, 2012), neste caso a “power function” ($S=cA^z$) na sua forma linear: $\log(S) = \log(cA^z) = \log(c)+z \log(A)$, em que A = área, S = riqueza de espécies, c = ordenada na origem e z = declive da reta. Com base neste modelo espera-se um valor de declive (z) entre 0.30 a 0.40 para ilhas verdadeiras em arquipélagos (Triantis *et al.*, 2012) e valores entre 0.1 e 0.15 para “habitat islands” (Matthews *et al.*, 2016), já que nestes últimos a beta diversidade é menor devido ao facto de que as espécies podem dispersar-se mais facilmente entre as ilhas. Todas estas medidas foram calculados utilizando o Microsoft Excel (2013).

4.3.5. Índices de Diversidade

Em primeiro lugar, para comparar as comunidades de cada um dos três taxa a nível da diversidade, fomos calcular os Números de Hill que consistem em: q_0 - Riqueza específica (S) –Número total de espécies independentemente da abundância; q_1 - Exponencial de Shannon. $\exp(H')$ em que H' = Shannon-Wiener; q_2 – Inverso de Simpson. $1/D$ em que D é o Índice de Simpson). Todos estes índices foram calculados usando o pacote *Vegan: ecological diversity* (Oksanen, 2013) implementado no software estatístico R (v.2.5-5) (R Core Team, 2017).

4.3.6. Estimadores de diversidade (Jackknife, Chao1, Completeness)

Para estimar a riqueza das espécies em cada grupo biológico, fomos estimar a diversidade usando os estimadores não paramétricos de primeira ordem Jackknife 1ª Ordem e Chao1 para os grupos de ilhas III, IV e V, e medimos a sua efetividade com o índice “Completeness”. Estes estimadores dão-nos um valor estimado das espécies que pode ser comparado com o número de espécies observadas (Chao, 1984; Colwell & Coddington, 1994; Cardoso *et al.*, 2015). A “Completeness” é a razão entre a riqueza observada (S_{obs}) e a riqueza estimada (S_{est}) e foi calculada utilizando o número de espécies como S_{obs} e dos estimadores Jackknife 1ª Ordem e Chao1 como S_{est} . O valor deste índice varia entre 0 e 1. Os estimadores de diversidade foram calculados usando o pacote *BAT* (Cardoso *et al.*, 2015) implementado no software estatístico R (v.1.6.0) (R Core Team, 2017).

4.3.7. Raridade (Oitavas, SAD)

Para estudarmos a distribuição das abundâncias das espécies (SAD) de aranhas, borboletas e carabídeos inventariadas, fomos calcular as oitavas e a distribuição das abundâncias para os grupos de ilhas III, IV e V. Utilizamos o modelo “GAMBIN” proposto por Ugland *et al.* (2007) que apresenta um bom ajustamento para uma variedade de dados empíricos e que apresenta um único parâmetro (α) com informação potencial das métricas de diversidade ecológicas porque sumariza a forma da curva da distribuição das abundâncias das espécies num único valor (Matthews *et al.*, 2014; Ugland *et al.*, 2007). Foram criados um modelo unimodal para tentar explicar a distribuição das abundâncias relativas das espécies no conjunto das ilhas. Para verificar a qualidade dos modelos foi calculado o estimador AICc (Akaike information criterion) (Akaike, 1974).

As oitavas foram criadas através dos dados de abundância, segundo o método descrito por Gray, Bjoergesaeter & Ugland (2006) seguindo uma escala logarítmica de base 2 em que a oitava 0 contém o número de espécies com 1 indivíduo, a oitava 1 o número de espécies com 2 ou 3 indivíduos, a oitava 2 o número de espécies com 4 a 7 indivíduos e assim por diante. O modelo Gambin consiste num modelo ajustado localizando as oitavas modais e determinando a proporção de diferentes tipos de espécies em cada oitava. A representação gráfica mostra as oitavas modais onde cada barra (representando uma oitava) é dividida em n categorias de espécies (Matthews *et al.*, 2019, 2014). O valor do parâmetro alfa e o seu intervalo de confiança são calculados automaticamente usando uma solução analítica. Em alguns casos, o intervalo de confiança em torno do parâmetro alfa pode ser bastante amplo devido às alterações nas oitavas máximas das distribuições de componentes das amostras (Matthews *et al.*, 2019, 2014).

Para calcular as oitavas, a distribuição das frequências e os modelos uni e multimodal usámos o pacote *Gambin* (Matthews *et al.*, 2019) implementado no software estatístico R (v.2.4.1) (R Core Team, 2017).

4.4. Resultados

4.4.1. Aranhas

4.4.1.1. Relação Espécies-Área (SAR)

O resultado da análise da relação entre a riqueza de espécies (log S) e a área (log Area) mostrou que para as aranhas não se observa uma relação entre a riqueza específica das espécies e a área para as 33 ilhas (Figura 4.1).

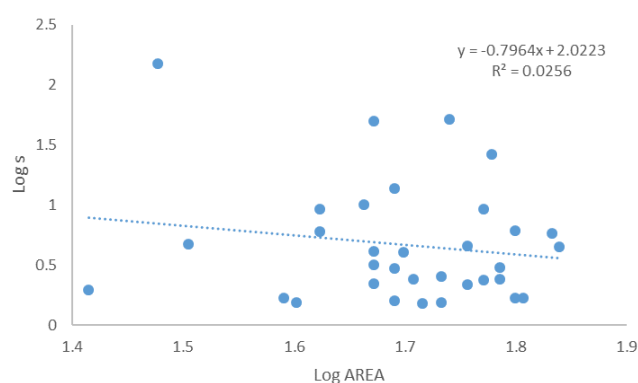


Figura 4. 1. Relação entre a riqueza de espécies (log S) e a área (log Area) das aranhas em 33 ilhas.

4.4.1.2. Estimadores de Diversidade em relação à área

Os resultados da relação da riqueza específica e os estimadores Jackknife e Chao1 em relação à área, mostraram que apesar de nas ilhas pequenas haver mais espécies do que as ilhas grandes, esta diferença não é significativa (Figura 4.2A,B,C). No entanto, como esperado ambos os estimadores apresentaram valores mais elevados (S_{est}) do que os verificados para a Riqueza (S_{obs}). O resultado dos índices exponencial de Shannon (abundância relativa) e Inverso de Simpson (dominância) apresentaram valores sem diferenças significativas entre as ilhas grandes e as ilhas pequenas (Figura 4.2D,E). Para testar a significância foi utilizado o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$).

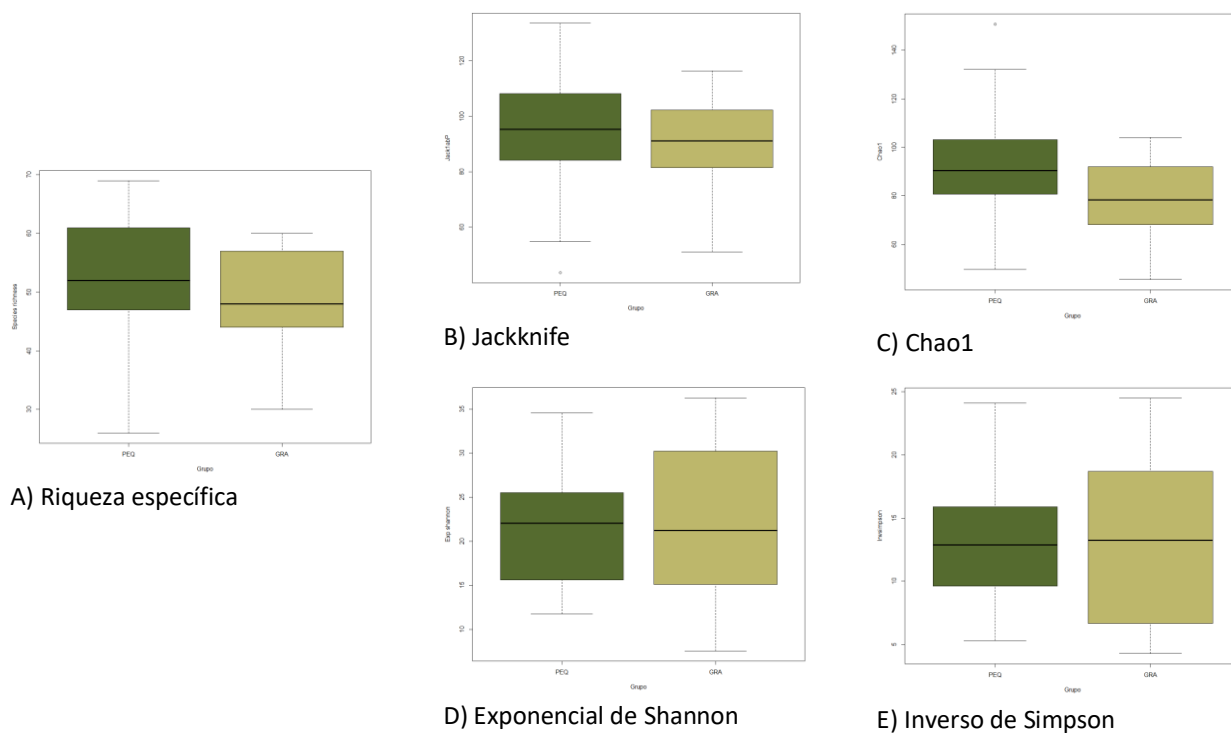


Figura 4. 2. Relação entre a riqueza de espécies (A) e os estimadores de diversidade (B) Jackknife; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) das aranhas em 33 ilhas e o tamanho das ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA).

O índice “Completeness” apresentou valores para ambos próximos de 0.55 e não apresentou diferenças entre as ilhas grandes e pequenas nem entre os estimadores avaliados para as aranhas utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) (Figura 4.3).

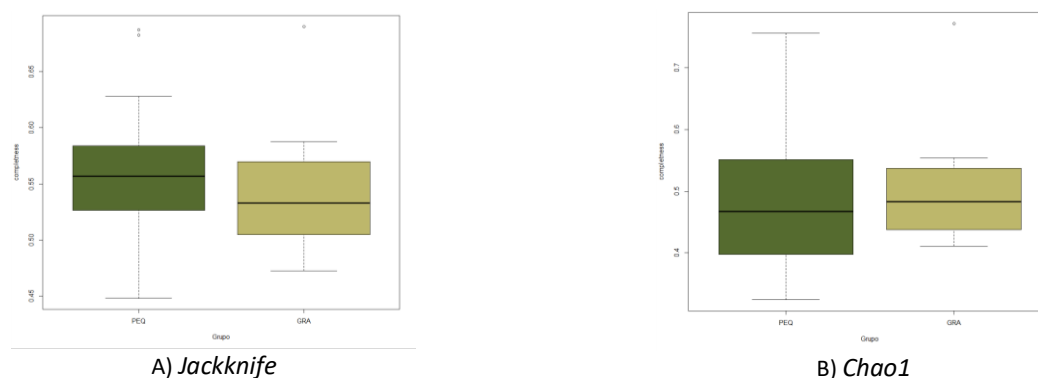
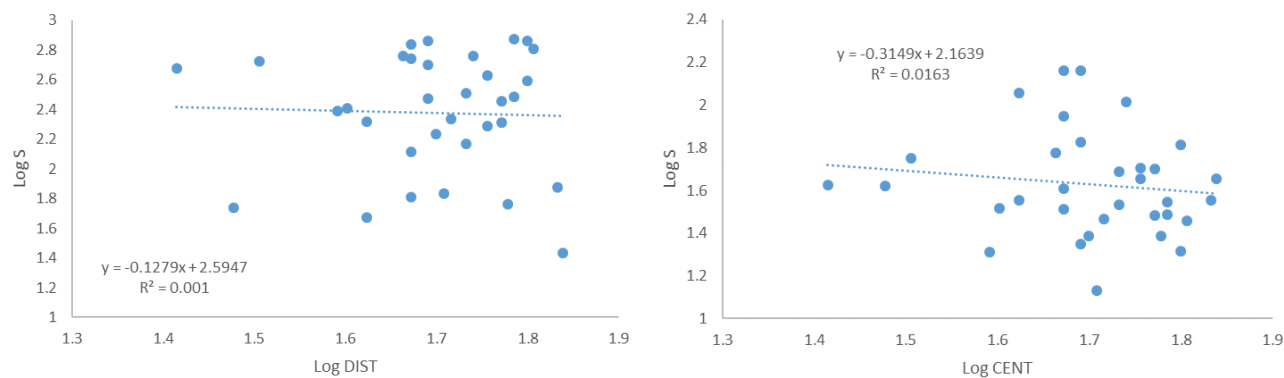


Figura 4. 3. Relação entre os estimadores Jackknife (A) e Chao1 (B) e os tamanhos das ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA) usando o teste aos estimadores “Completeness” para as aranhas em 33 ilhas.

4.4.1.3. Relação Espécie-Distância

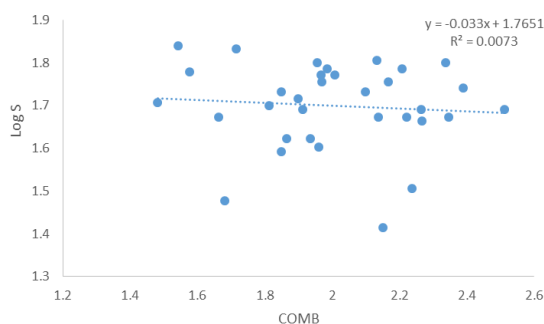
Para as aranhas, a relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) a distância da ilha à margem do continente (Log Dist), a relação entre a distância do centróide da ilha à margem da mesma e a combinação entre variáveis de

distâncias utilizadas mostraram não existir uma relação entre a distribuição das espécies das aranhas e a distância (Figura 4.4).



A) Distância à margem do continente

B) Distância do centróide à margem da ilha



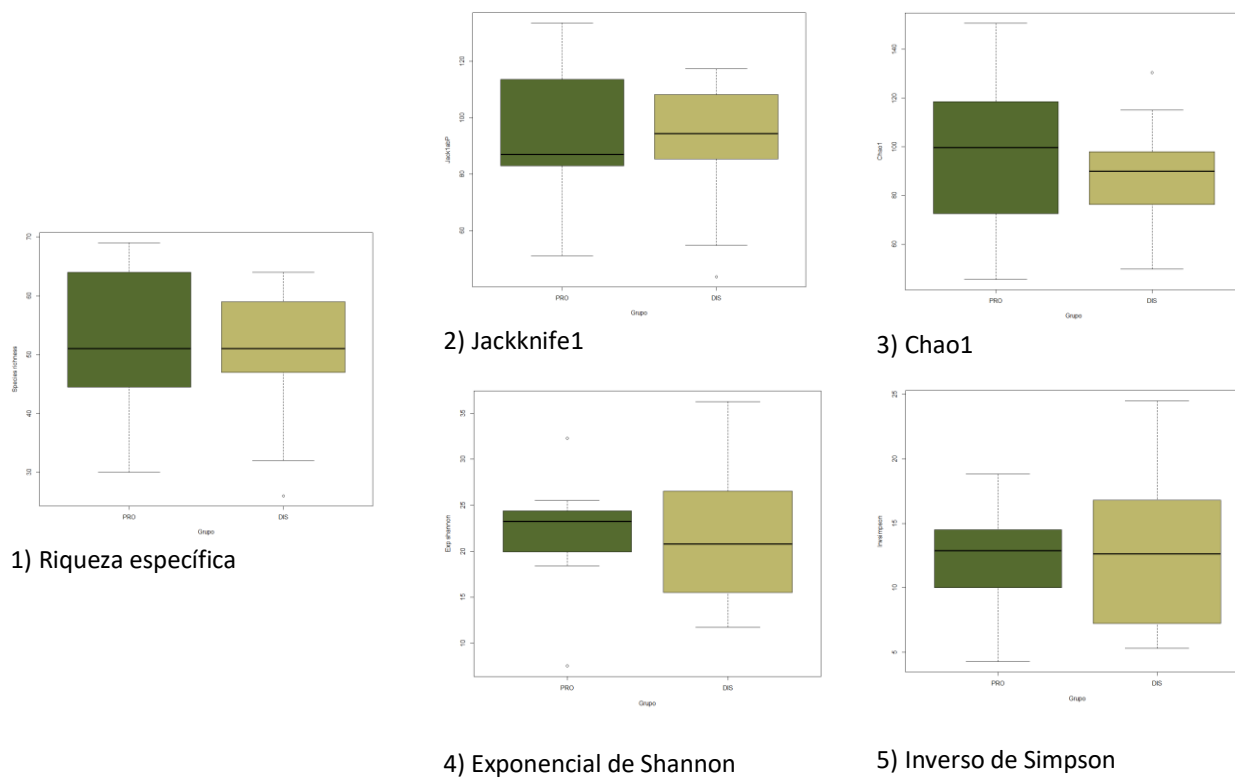
C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centróide à margem da ilha.

Figura 4. 4. Relação entre a riqueza de espécies (log S) e a distância (log Dist) das aranhas em 33 ilhas: A) distância da ilha à margem do continente; B) distância do centroide à margem da ilha; C) combinação entre variáveis de distância.

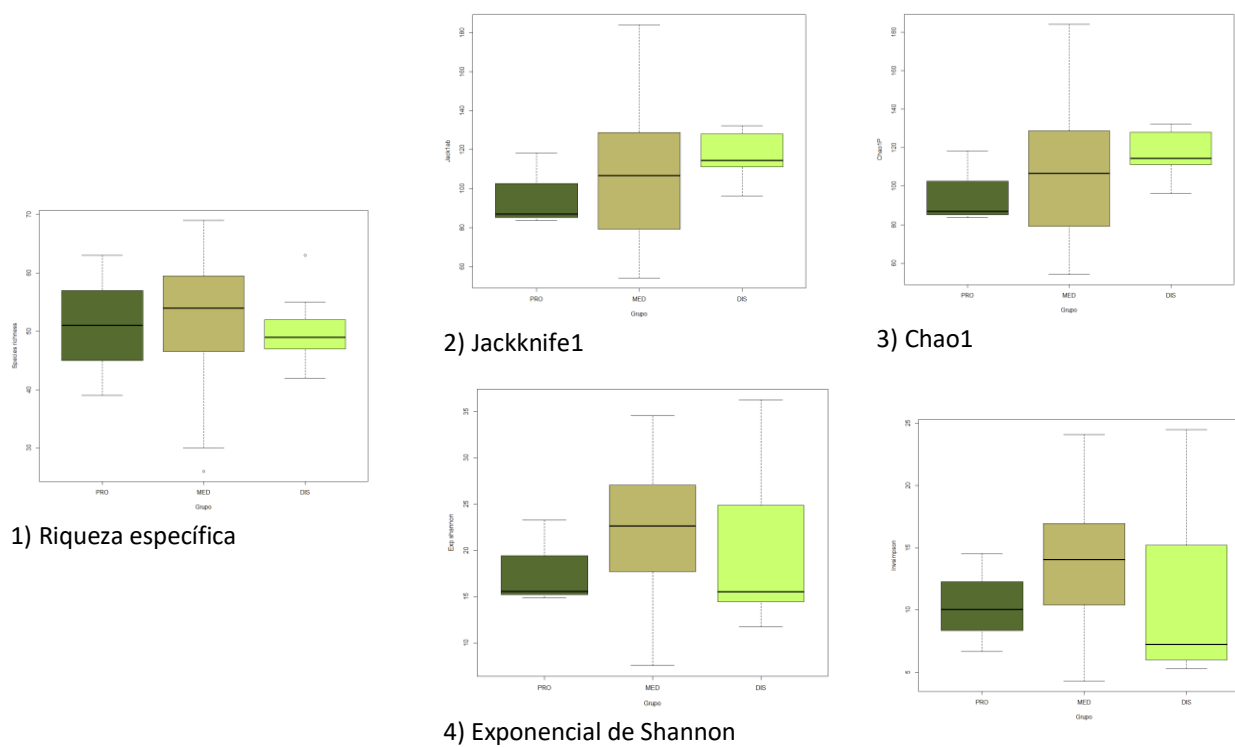
4.4.1.3.1. Estimadores de Diversidade em relação à distância

Os resultados mostraram que a variável distância não apresenta diferenças significativas na distribuição das espécies considerando a distância ao continente (margem mais próxima) nem considerando a distância da localização das armadilhas à margem mais próxima da ilha. A combinação destas variáveis também não apresentou diferenças significativas (Figura 4.5). Os estimadores de diversidade tal como os índices exponenciais de Shannon (abundância relativa) e Inverso de Simpson (dominância) não apresentaram diferenças entre os grupos de ilhas (próximas e distantes). Para testar a significância foi utilizado o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$).

A) Distância à margem do continente



B) Distância do centroide à margem da ilha



5) Inverso de Simpson

C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha

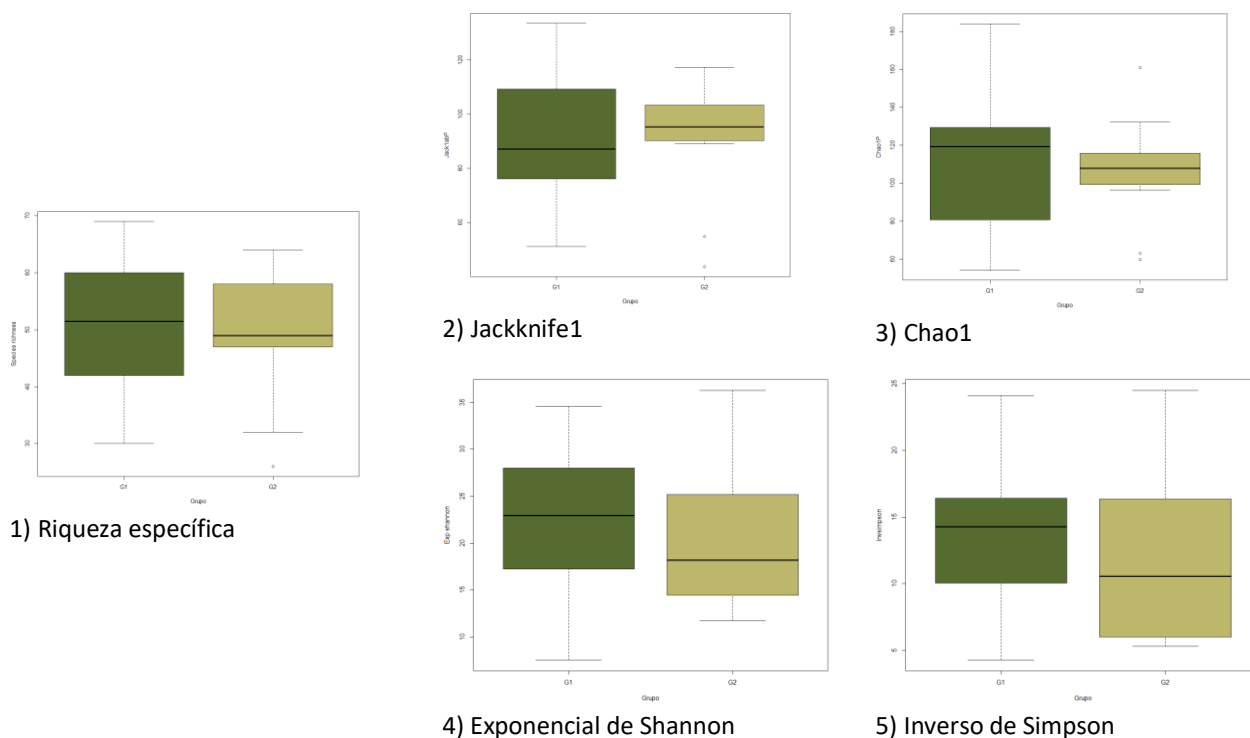


Figura 4. 5. Relação entre a riqueza de espécies (1) e os estimadores de diversidade (2) Jackknife1; 3) Chao1; 4) Exponencial de Shannon; 5) Inverso de Simpson) das aranhas em 33 ilhas e três variáveis de distância: A) distância à margem do continente; B) Distância do centroide à margem da ilha; C) combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha. As ilhas foram agrupadas em próximas (PRO), média (MED) e distantes (DIS). Distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha (combinação): grupos um de menor distância (G1) e grupos de maior distância (G2).

O índice “Completeness” para a distância apresentou valores de mediana para ambos à volta de 0.55 (Figura 4.6). Em relação à distância do dispositivo experimental (armadilhas) à margem mais próxima e à razão que combina as duas distâncias, estas distâncias não apresentaram diferenças significativas entre os grupos de ilhas para as aranhas.

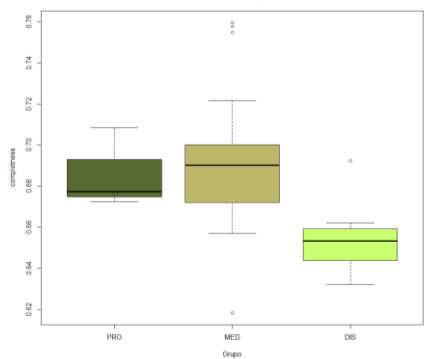
A) Distância à margem do continente



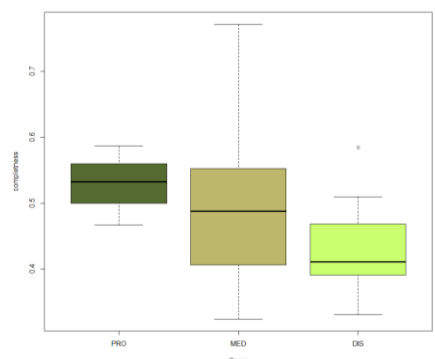
1) Jackknife1

2) Chao1

B) Distância do centroide à margem da ilha

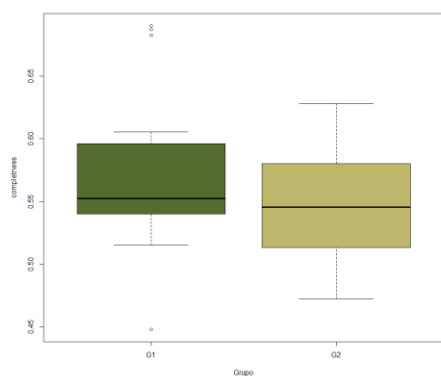


1) Jackknife1

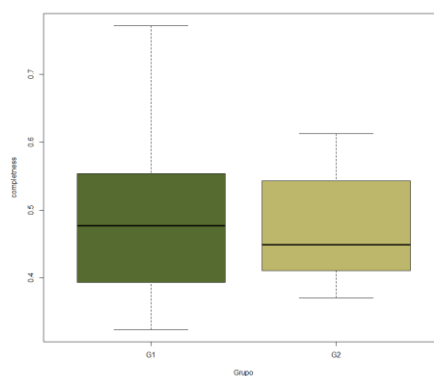


2) Chao1

C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha



1) Jackknife1



2) Chao1

Figura 4. 6. Resultado da “Completeness” entre os grupos de ilhas separados pelas distâncias para as aranhas em 33 ilhas utilizando o estimador Jackknife (1) e o Chao1 (2) para calcular a “Completeness”. As ilhas foram agrupadas em próximas (PRO), média (MED) e distantes (DIS). Distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha (combinação): grupos um de menor distância (G1) e grupos de maior distância (G2).

4.4.1.4. Raridade

Nas aranhas foram identificadas 274 espécies num total de 9704 indivíduos. As espécies mais abundantes foram a *Zodarion styliferum* (Sp272) com 1082 indivíduos e a *Zodarion alacre* (Sp266) com 859 indivíduos seguidas da *Zodarion sp.* (sp270) com 669 indivíduos e da *Alopecosa albofasciata* (Sp6) com 644 indivíduos (Figura 4.7A). Do total de indivíduos identificados existem 56 espécies com um único indivíduo (*Singletons*) e 38 espécies com dois indivíduos (*Doubletons*), num total de 274 espécies.

Estes modelos forneceram informação através de um único parâmetro (alfa GAMBIN) que apresenta uma informação potencial sobre a métrica da diversidade ecológica pois sumariza a distribuição relativa das abundâncias das espécies num único valor (Tabela 4.5). A distribuição das abundâncias, por classes de abundância, das aranhas indicou uma distribuição log-series sendo o valor do parâmetro alfa GAMBIN de 1.378 (Figura 4.7B; Tabela 4.5). O valor de AICc para o ajustamento do modelo 1113.84.

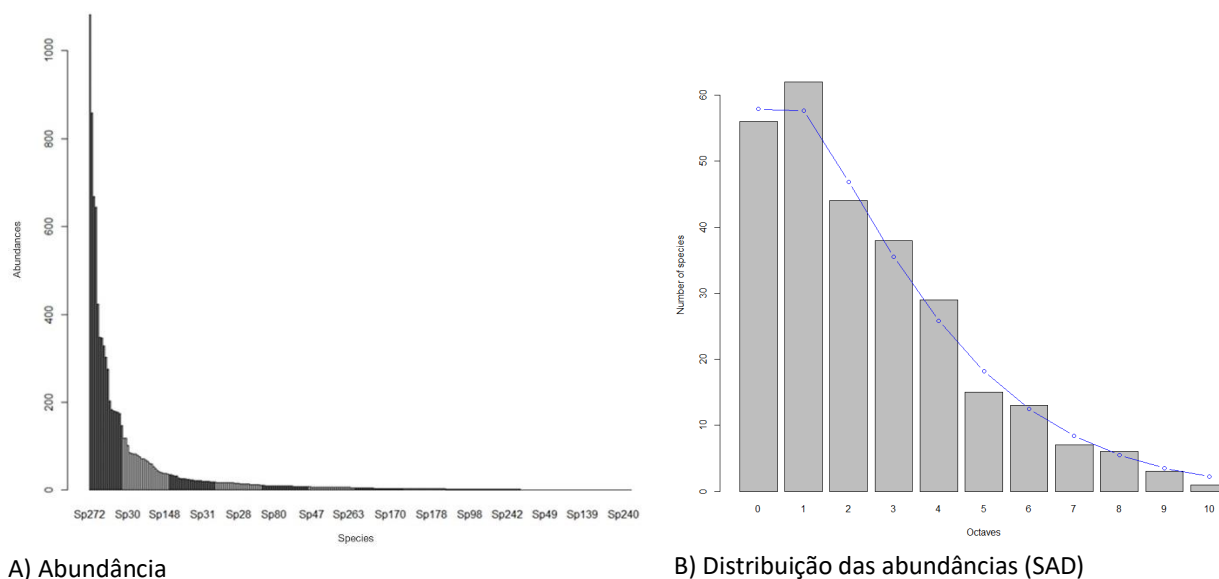


Figura 4. 7. Distribuição dos valores das abundâncias das aranhas em 33 ilhas: A) Abundância em ordem decrescente; B) Distribuição da abundância relativa das espécies (SAD) usando a técnica das oitavas. Modelo unimodal: linha azul.

Tabela 4. 5. Coeficiente (parâmetro alfa GAMBIN).

	Coeficientes					
	Alfa	IC95 baixo	IC95 alto	χ^2	df	p-value
Modelo alpha	1.378	1.142	1.651	2.77	2	0.986

4.4.2. Borboletas

4.4.2.1. Relação Espécie-Área (SAR)

Para o grupo das borboletas o resultado da análise da relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a área ($\log \text{Area}$) mostrar que apesar do declive ser positivo ($z=0.76$) apenas cerca de 10% da variância foi explicada ($R^2=0.10$). O modelo é estatisticamente significativo ($p=0.007$) (Figura 4.8).

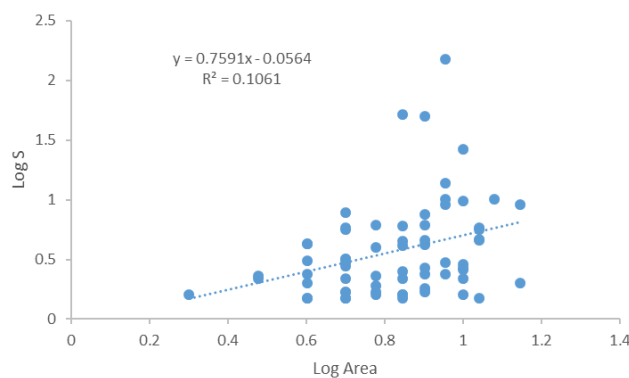


Figura 4. 8. Relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a área ($\log \text{Area}$) das borboletas em 67 ilhas.

4.4.2.2. Estimadores de Diversidade em relação à área

Os resultados mostraram que as ilhas pequenas apresentaram um menor número de espécies do que as ilhas grandes (Figura 4.9). O resultado mostrou significância estatística ($z = 2.61$, $p = 0.0045$) utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p = 0.05$). Em relação à abundância relativa (Exp Shannon) as diferenças entre o conjunto de ilhas pequenas e grandes não apresentaram diferenças significativas ($z = 1.61$, $p = 0.54$), o mesmo aconteceu para o Índice relacionado com a dominância (Inv Simpson) ($z = 1.03$, $p = 0.15$). Os resultados mostraram que os estimadores de riqueza utilizados (Jackknife1 e Chao1) apresentaram uma tendência semelhante à riqueza (S), no entanto estes não apresentaram diferenças significativas entre as ilhas pequenas e grandes.

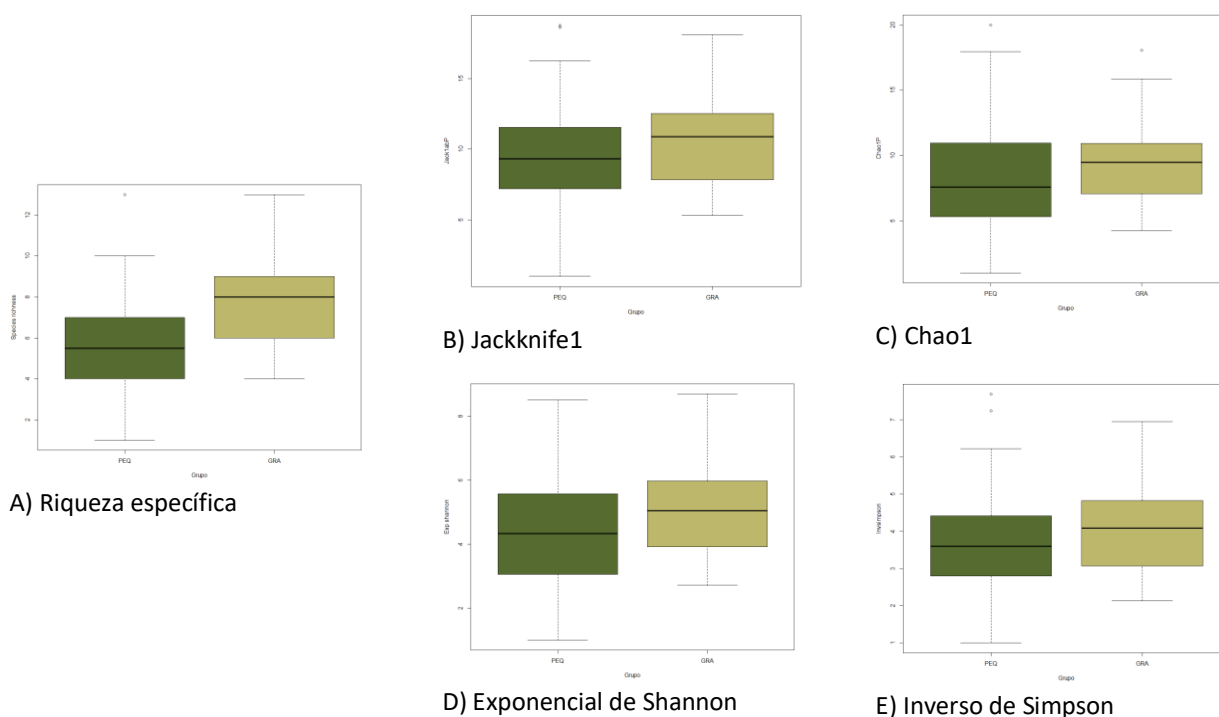


Figura 4. 9. Relação entre a riqueza de espécies (A) e os estimadores de diversidade (B) Jackknife1; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) das borboletas e o tamanho das ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA), num total de 67 ilhas.

O valor do Índice *Completeness* foi mais elevado utilizando o estimador Chao 1 do que o Jackknife1. Contudo, o valor do Índice Jackknife1 permitiu observar uma melhor separação entre os grupos, apesar de entanto ambos não apresentarem diferenças significativas (Figura 4.10).

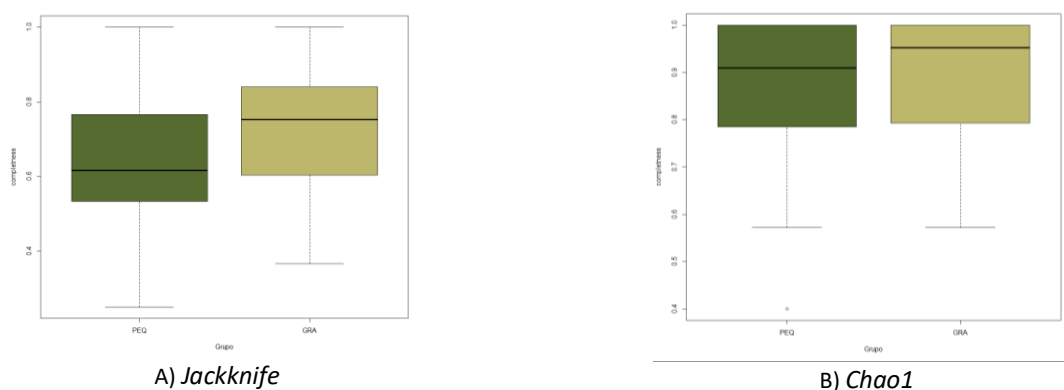


Figura 4. 10. Resultado da “Completeness” entre os grupos de ilhas separados pela área utilizando o estimador Jackknife (1) e o Chao1 (2) para calcular a “Completeness” para as borboletas nas 67 ilhas: ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA).

4.4.2.3. Relação Espécie-Distância

Para as borboletas, a relação entre a riqueza de espécies (log S) e a distância da ilha ao continente (Log Dist) mostram que apesar de existir uma relação positiva entre a distribuição das espécies e a distância ($z=0.16$) apenas cerca de 10% da variância é explicada ($R^2=0.10$) ($p= 0.01$) (Figura 4.11).

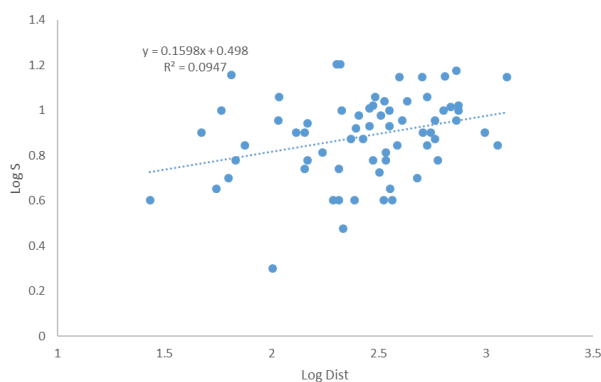


Figura 4. 11. Relação entre a riqueza de espécies (log S) e a distância ao continente (log Dist) das borboletas em 67 ilhas.

4.4.2.3.1. Estimadores de Diversidade em relação à distância

Os resultados mostram que não existe uma relação entre a riqueza específica das borboletas e a distância da ilha ao continente (Figura 4.12). Também em relação à abundância relativa e dominância não existe discriminação entre os grupos de ilhas analisados. Para testar a significância foi utilizado o teste de Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$).

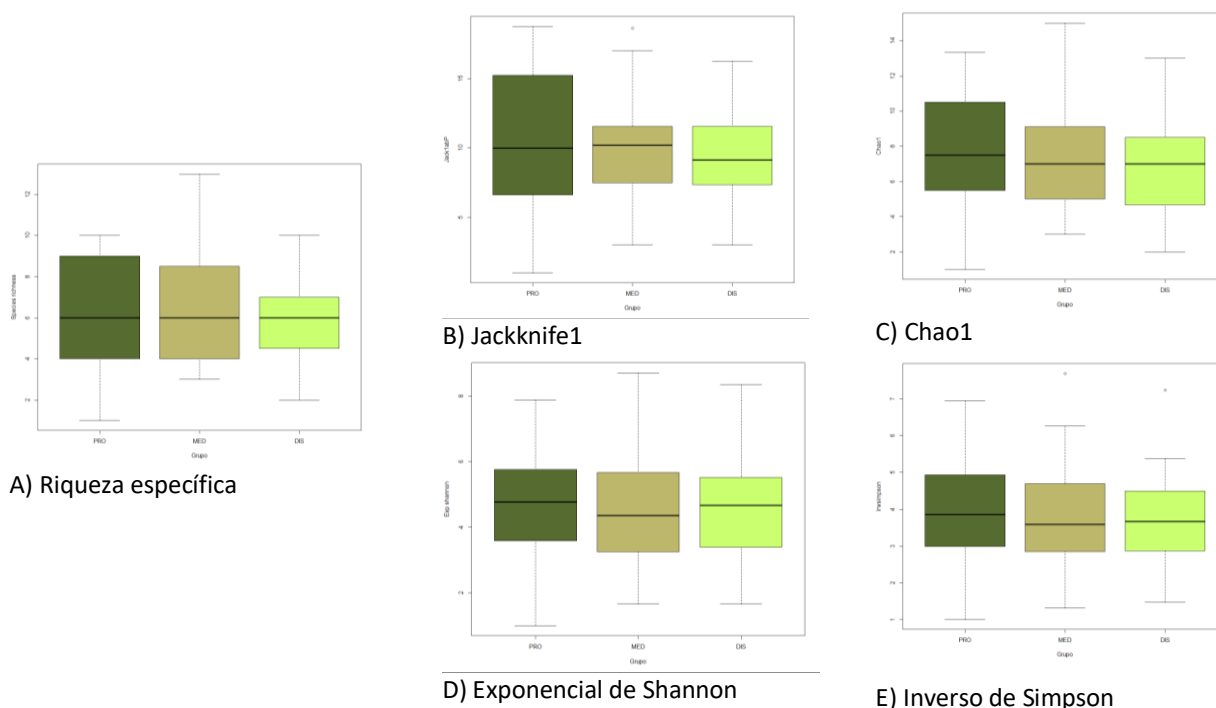


Figura 4. 12. Relação entre a riqueza de espécies (A) e os estimadores de diversidade (B) Jackknife1; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) das borboletas e a distância das ilhas ao continente, num total de 67 ilhas: próximas (PRO), médias (MED) e distantes (DIS).

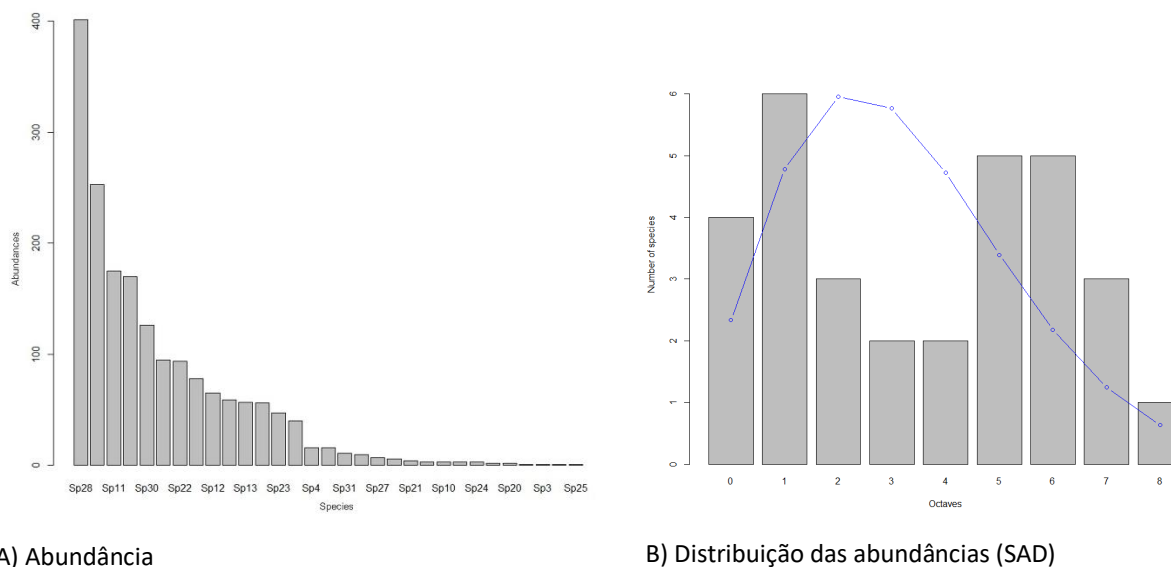
O valor de *Completeness* é melhor utilizando o estimador Chao1 do que o Jackknife1 para todos os grupos utilizando a distância. Para as ilhas próximas chega mesmo a ter um valor de mediana perto do máximo (*Completeness*= 1) (Figura 4.13).



Figura 4. 13. Resultado da “Completeness” entre os grupos de ilhas separados pela distância à margem do continente para as borboletas nas 67 ilhas, utilizando o estimador Jackknife1 (A) e o Chao1 (B) As ilhas foram agrupadas em próximas (PRO), média (MED) e distantes (DIS).

4.4.2.4. Raridade

Nas borboletas foram identificados um total de 1806 indivíduos pertencentes a 32 espécies diferentes (Figura 4.14A). As espécies mais abundantes foram a *Coenonympha pamphilus* (Sp28) com 401 indivíduos, seguido da *Pyronia cecilia* (Sp29) com 253 indivíduos e das *Pieris rapae* (Sp11) e da *Lycaena phlaeas* (Sp 15) com abundâncias muito próximas (175 e 170 indivíduos, respetivamente). Quatro espécies identificadas apresentaram só um individuo observado: *Carcharodus tripolinus* (Sp1), *Muschampia proto* (Sp3), *Papilio machaon* (Sp7) e *Vanessa atalanta* (Sp25) e em duas espécies, *Iphiclides feisthamelli* e a *Celastrina argiolus*, foram identificados dois indivíduos. A distribuição das abundâncias relativas deste grupo indicou uma distribuição log-normal, com um grupo de espécies raras (oitavas de 0 a 2), um grupo relativamente elevado de espécies com abundância intermédia (oitavas 2 a 5) e um grupo de espécies muito abundantes (oitavas 6 a 8) (Figura 4.14B).



A) Abundância

B) Distribuição das abundâncias (SAD)

Figura 4. 14. Raridade das borboletas em 67 ilhas: A) Abundância em ordem decrescente; B) Distribuição da abundância relativa das espécies (SAD) usando a técnica das oitavas. Modelo log-normal: linha azul.

O modelo da distribuição de frequências das abundâncias das espécies (SAD) mostrou uma distribuição Log-normal onde o valor do parâmetro alfa para o modelo GAMBIN foi de 3.839 (Tabela 4.6). O valor de AICc para o ajustamento do modelo foi de 149.05.

Tabela 4. 6. Coeficientes do parâmetro alfa GAMBIN para as borboletas em 67 ilhas.

	Coeficientes					
	Alfa	IC95 baixo	IC95 alto	χ^2	df	p-value
Modelo Alfa	3.839	2.053	6.832	14.1	2	0.079

4.4.3. Carabídeos

4.4.3.1. Relação Espécie-Área (SAR)

O resultado da análise da relação entre a riqueza de espécies (log S) e a área (log Area) das 29 ilhas mostrou que existe uma relação com a área ($z=1.27$; $R^2=0.38$; $p= 0.0004$), ou seja, maior área mais espécies presentes (Figura 4.15).

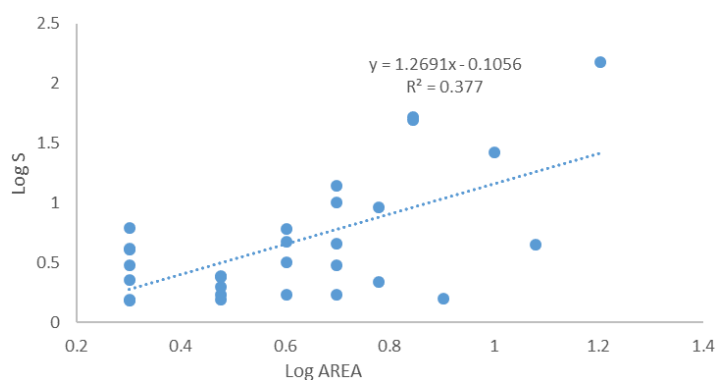


Figura 4. 15. Relação entre a riqueza de espécies (log S) e a área (log Area) dos carabídeos em 29 ilhas.

4.4.3.2. Estimadores de Diversidade em relação à área

Os resultados mostram que as ilhas pequenas apresentaram um menor número de espécies (S) do que as ilhas grandes sendo este resultado significativo ($z= 3.12$, $p=0.009$) (Figura 4.16A). Os resultados também mostraram que os estimadores de riqueza utilizados (Jackknife1 e Chao1) apresentaram uma tendência semelhante à riqueza (S). Utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) verifica-se que o resultado Jackknife1 ($z=2.711$, $p=0.003$) e do Chao1 ($z=2.956$, $p=0.001$) apresentaram diferenças estatisticamente significativas que permitem discriminar os grupos de ilhas (Figura 4.16B,C). O mesmo sucedeu para os Índices relacionados com à abundância relativa (Figura 4.16D) e dominância. O Exponencial de Shannon ($z= 2.59$, $p=0.005$) e Inverso de Simpson ($z= 2.18$, $p=0.014$) também apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Figura 4.16E).

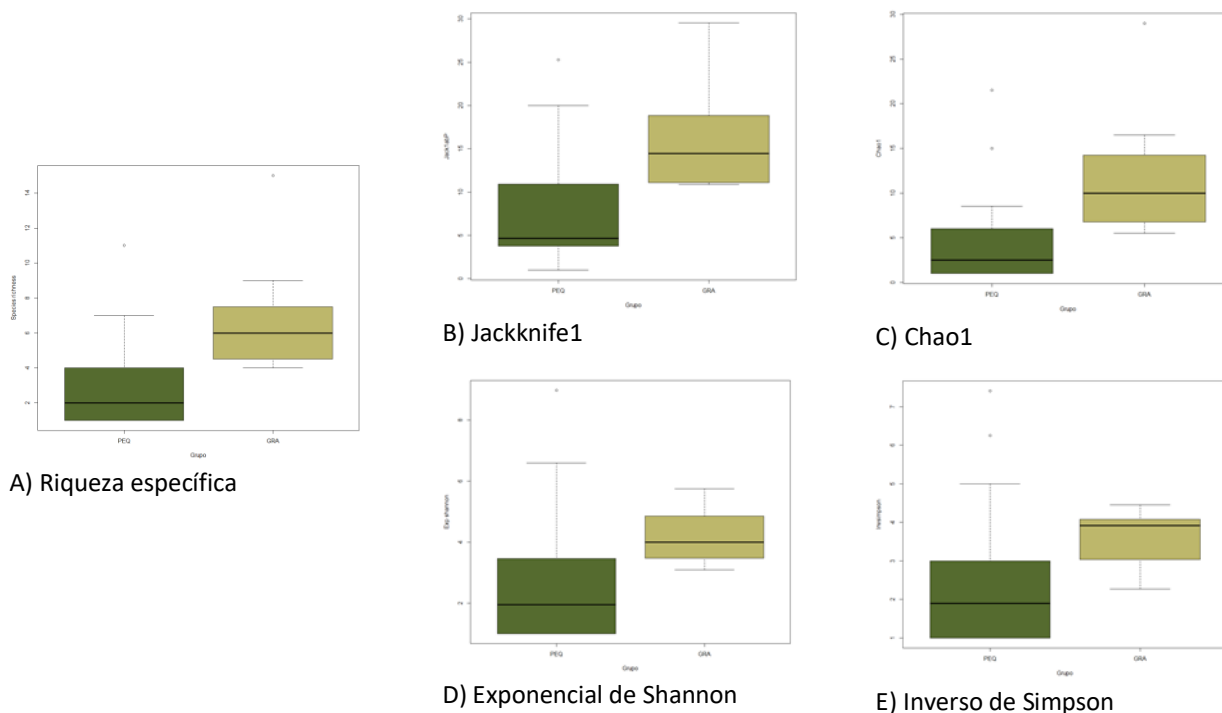


Figura 4. 16. Relação entre a riqueza de espécies (A) e os estimadores de diversidade (B) Jackknife; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) dos carabídeos e o tamanho das ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA), num total de 29 ilhas.

O estimador “Completeness” apresentou melhores valores (mais elevados) quando utilizado o estimador Chao1 (Figura 4.16A) do que com o Jackknife1 utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) (Figura 4.16B).

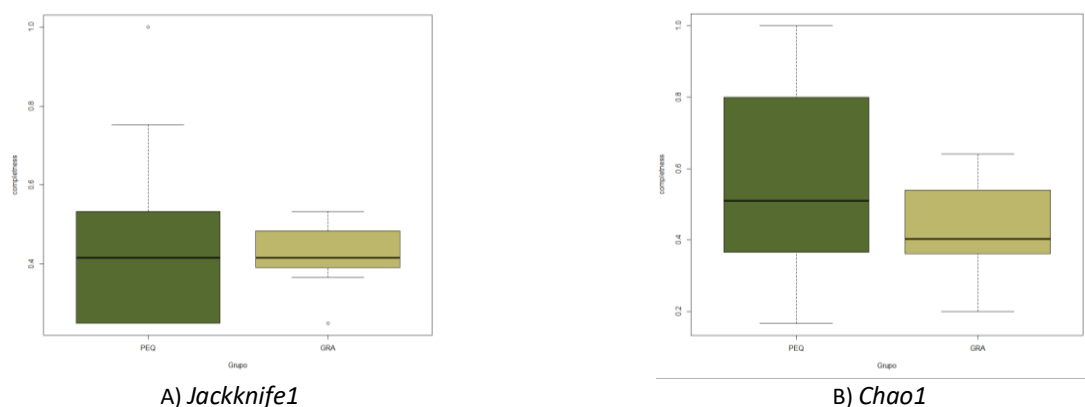


Figura 4. 17. Relação entre os estimadores Jackknife (A) e Chao1 (B) e os tamanhos das ilhas pequenas (PEQ) e grandes (GRA) usando o teste aos estimadores “completeness” para os carabídeos em 29 ilhas.

4.4.3.3. Relação Espécies-Distância

Para os carabídeos, a relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a distância da ilha à margem do continente (Log Dist) (Figura 4.18A) foi negativa, existe uma relação negativa entre a distribuição das espécies e a distância à margem ($z=-0.77$) com 23% da variância foi explicada ($R^2=0.23$; $p = 0.008$) sendo este resultado significativo. A distância do centróide à margem da ilha explicou cerca de 1% da variância ($z=0.10$; $R^2=0.01$; $p= 0.58$) e a

variância foi muito pouco explicada na combinação do rácio das duas medidas de distância ($z=-0.08$; $R^2=0.03$; $p=0.37$) (Figura 4.18B,C). Os resultados destas duas últimas medidas não apresentam significado estatístico.

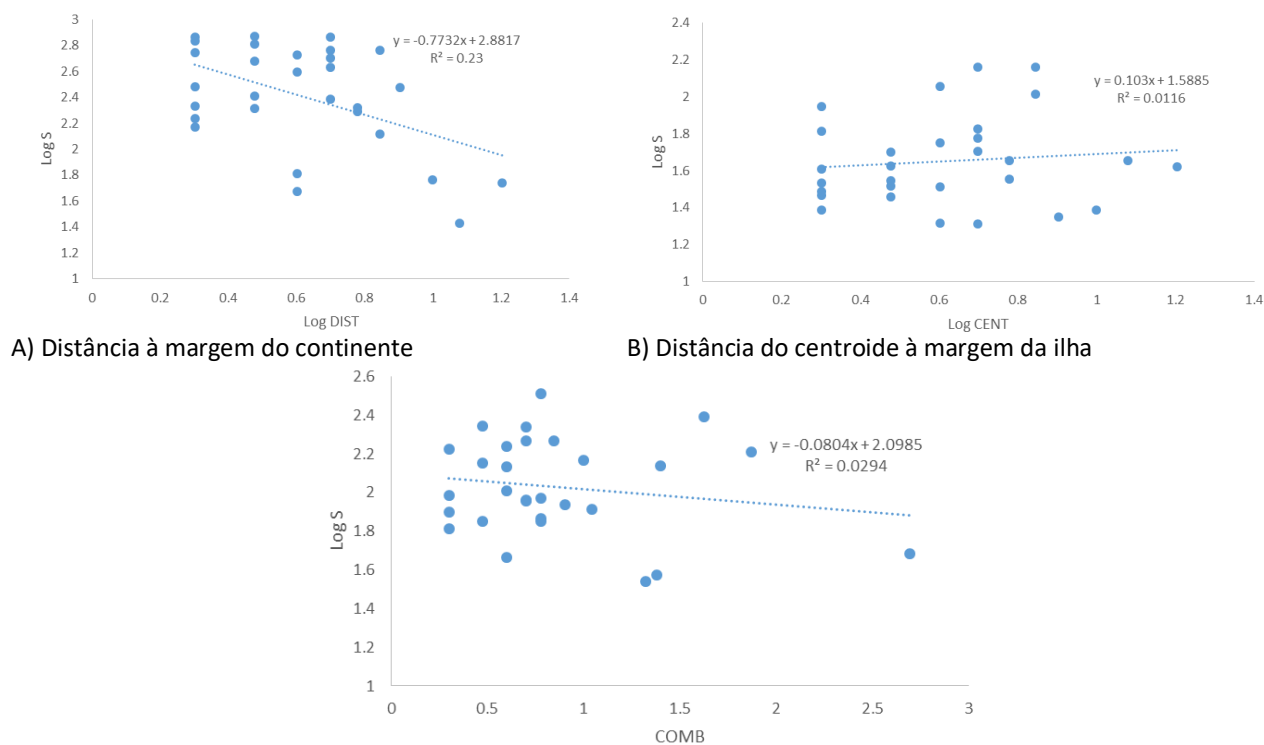


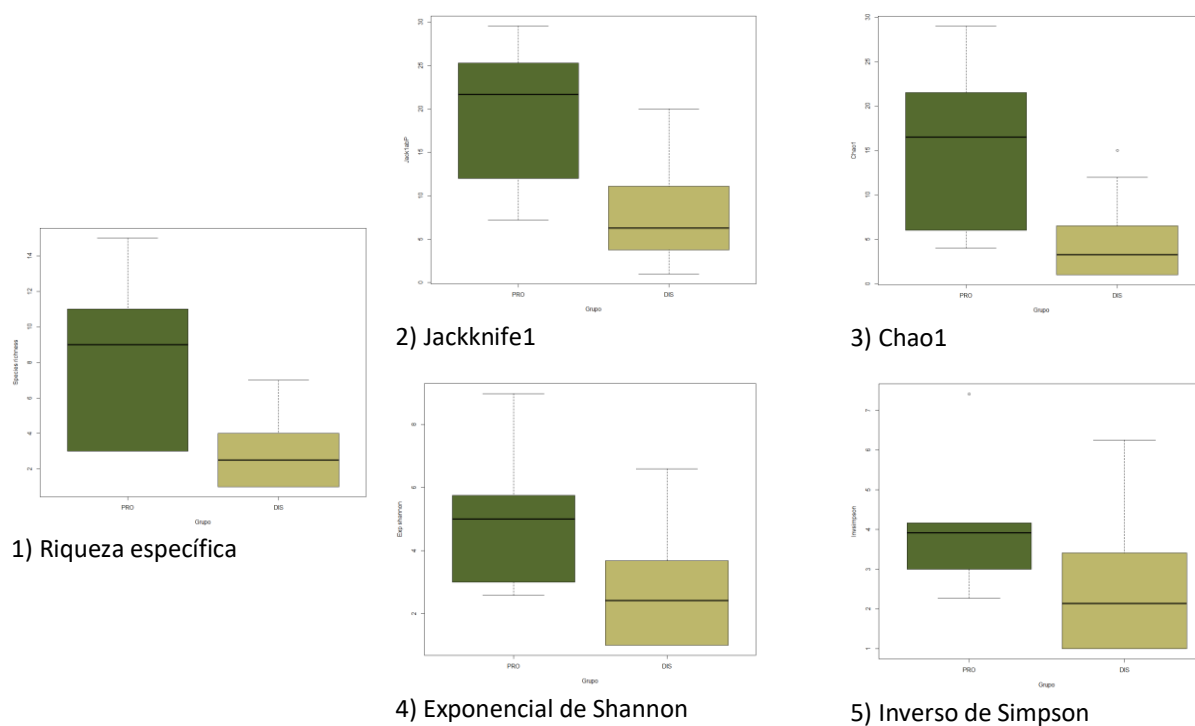
Figura 4. 18. Relação entre a riqueza de espécies ($\log S$) e a distância ($\log Dist$) dos carabídeos em 29 ilhas: A) distância da ilha à margem do continente; B) distância do centroide à margem da ilha; C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha.

4.4.3.3.1. Estimadores de Diversidade em relação à distância

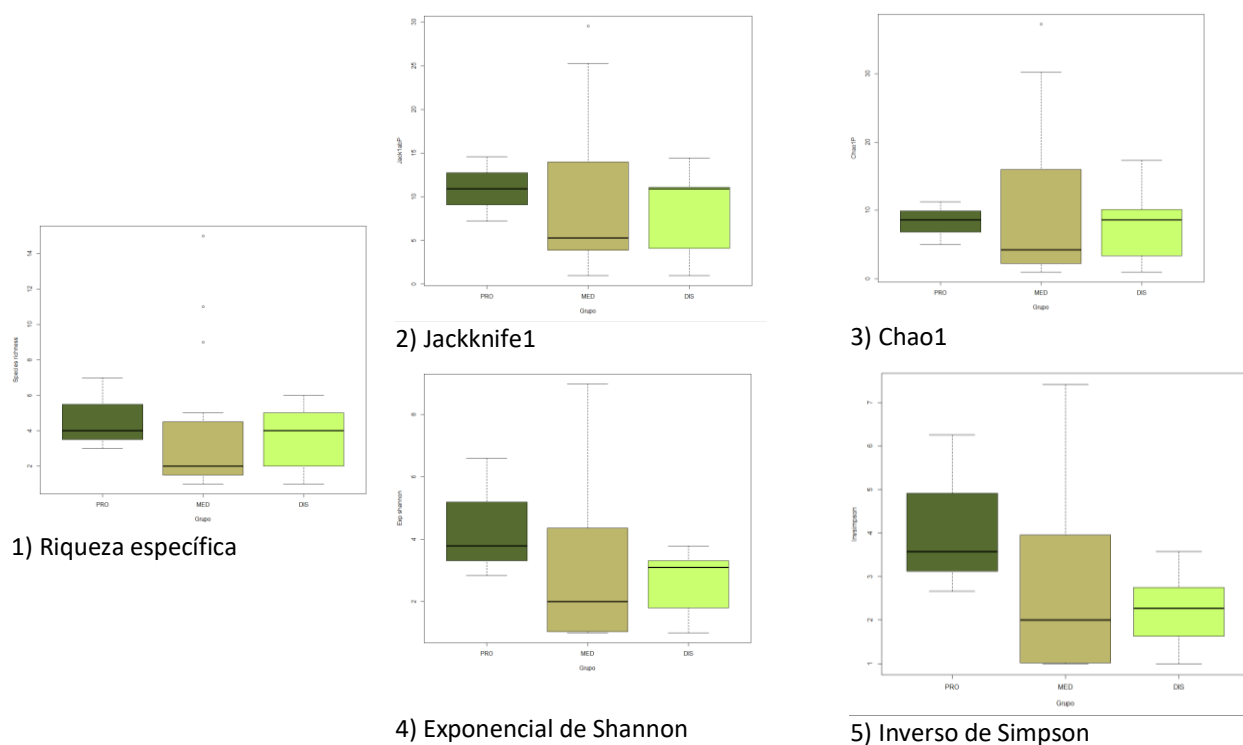
Os resultados mostraram que a variável distância apresentou diferenças significativas no número de espécies considerando a distância ao continente (margem mais próxima) (Figura 4.19A). As ilhas mais próximas apresentaram mais espécies do que as ilhas mais distantes. Também os estimadores de diversidade apresentam o mesmo resultado. Utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) o resultado da riqueza apresentou significância estatística ($z=-2.23$, $p=0.013$), tal como o Exponencial Shannon ($z=-2.01$, $p=0.022$) e o Inverso de Simpson ($z=-1.97$, $p=0.024$). Em relação à distância do centroide à margem da ilha e à razão que combina as duas distâncias, estas não apresentaram diferenças significativas entre os grupos de ilhas (Figura 4.19B).

Os estimadores de riqueza utilizados (Jackknife1 e Chao1) apresentaram uma tendência semelhante à riqueza (S) ao apresentarem diferenças significativas entre as ilhas próximas e distantes (Figura 4.19). Utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) verificou-se que o resultado do Jackknife1 ($z=-2.549$, $p=0.005$) e o Chao1 ($z=-2.475$, $p=0.006$) apresentaram diferenças estatísticas que permitem discriminar os grupos de ilhas em questão (Figura 4.19). Em relação à distância do centroide à margem mais próxima da ilha e à razão que combina as duas distâncias, estas não apresentaram diferenças significativas entre os grupos de ilhas (Figura 4.19C).

A) Distância à margem do continente



B) Distância do centroide à margem da ilha



C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha

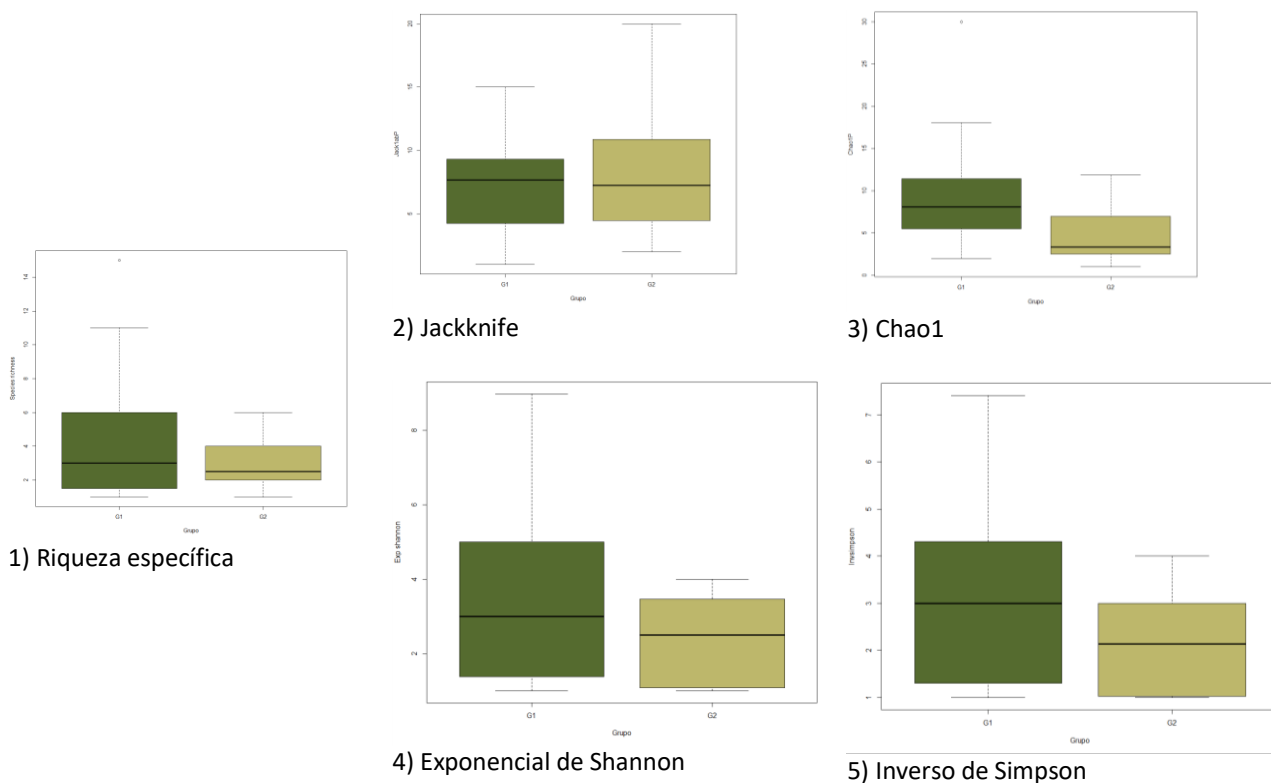
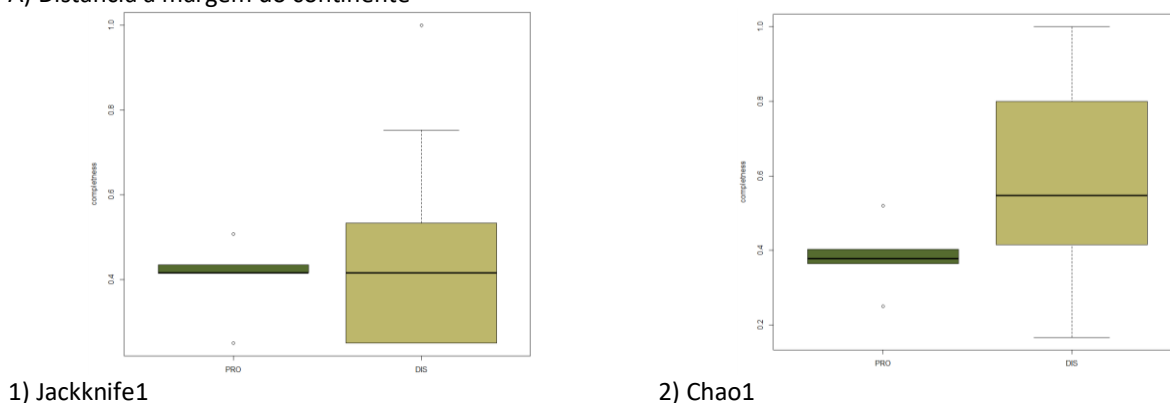


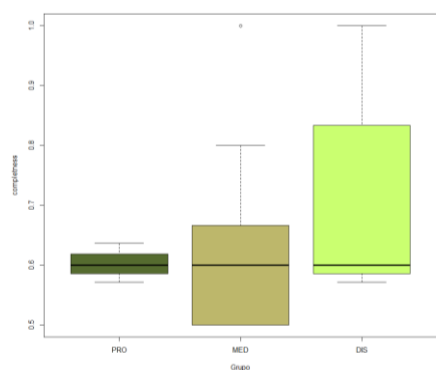
Figura 4. 19. Relação entre a riqueza de espécies (1) e os estimadores de diversidade: 2) Jackknife1; 3) Chao1; 4) Exponencial de Shannon; 5) Inverso de Simpson dos carabídeos em 29 ilhas e três variáveis de distância: A) distância à margem do continente; B) Distância do centroide à margem da ilha; C) combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha. As ilhas foram agrupadas em próxima (PRO), média (MED) e distantes (DIS). Distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha (combinação): grupos um de menor distância (G1) e grupos de maior distância (G2).

O estimador “Completeness” apresenta valores intermédios, mediana para ambos anda à volta de 0.4 com exceção para o grupo das ilhas grandes onde o valor é mais alto (utilizando o estimador Chao1) (Figura 4.20).

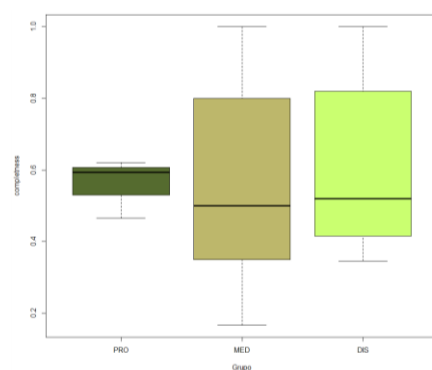
A) Distância à margem do continente



B) Distância do centroide à margem da ilha

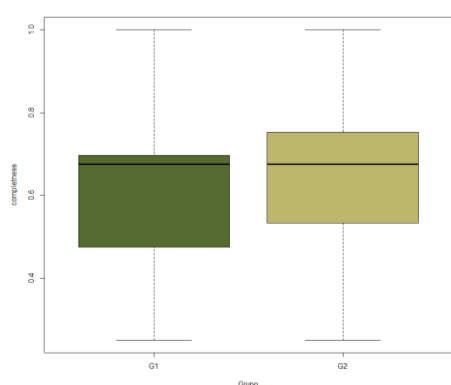


1) Jackknife1

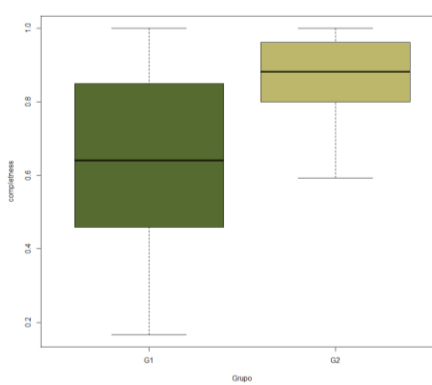


2) Chao1

C) Combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha



1) Jackknife



2) Chao1

Figura 4. 20. Relação entre os estimadores Jackknife1 (A) e Chao1 (B) e as distâncias usando o teste aos estimadores “completeness” para os carabídeos em 29 ilhas. A) distância à margem do continente; B) Distância do centroide à margem da ilha; C) combinação entre o rácio da distância à margem do continente e da distância do centroide à margem da ilha. As ilhas foram agrupadas em próxima (PRO), média (MED) e distantes (DIS). Distância à margem do continente e a distância do centróide à margem da ilha (combinação): grupos um de menor distância (G1) e grupos de maior distância (G2).

4.4.3.4. Raridade

Nos carabídeos foram identificados um total de 764 indivíduos pertencentes a 41 espécies. As espécies mais abundantes foram o *Harpalus (Harpalus) distinguendus* (Sp25) com 210 indivíduos, o *Calathus (Neocalathus) granatensis* (Sp13) com 95 indivíduos seguido do *Pseudoophonus (Pseudoophonus) rufipes* (Sp37) com 91 indivíduos e do *Harpalus (Harpalus) dimidiatus* (Sp24) com 86 indivíduos (Figura 4.21A). Do total de indivíduos identificados existem 14 espécies com um único indivíduo e 6 espécies com dois indivíduos.

O modelo GAMBIN mostrou uma distribuição Log-series (Figura 4.21B) onde o valor do parâmetro alfa GAMBIN para o modelo foi de (1.228) (Tabela 4.7). O valor de AICc para o ajustamento do modelo foi de 158.44.

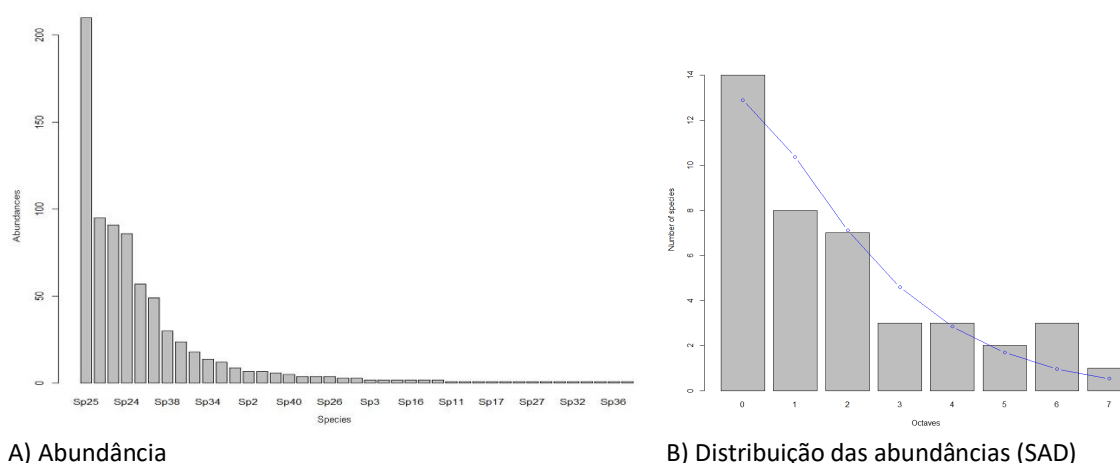


Figura 4. 21. Raridade dos carabídeos em 29 ilhas: A) Abundância em ordem decrescente; B) Distribuição da abundância relativa das espécies (SAD) usando a técnica das oitavas I.

Tabela 4. 7. Coeficientes do coeficiente alfa para os carabídeos em 29 ilhas.

	Coeficientes					
	Alfa	IC95 baixo	IC95 alto	χ^2	df	p-value
Modelo uni	1.228	0.680	2.101	6.04	2	0.535

4.5. Discussão

Neste capítulo pretendemos saber como as espécies de aranhas, borboletas e carabídeos se distribuíram no espaço alguns anos após a construção da barragem de Alqueva. Para isso fomos testar se a área e a distância entre ilhas têm influência na distribuição das espécies e se a distribuição das suas abundâncias fornece uma contribuição para compreender melhor essa distribuição espacial.

No caso das aranhas analisamos os dados existentes em 33 ilhas do recém-formado arquipélago de Alqueva contendo 274 espécies diferentes de aranhas. A não existência de diferenças, entre ilhas grandes e pequenas em relação ao número de espécies nem da sua diversidade e dominância, nem entre a sua riqueza específica com a área e isolamento, pode dever-se ao facto do tempo de isolamento das ilhas não ter sido suficiente para se verificar processos de extinção diferencial nas várias ilhas.

Muitas espécies de aranhas possuem elevada capacidade de dispersão que lhes permite percorrer grandes distâncias, através do seu comportamento de "balloning". Esta técnica de dispersão que consiste em efetuarem sacos de ar compostos por fios de teia que utilizam como paraquedas sendo assim levados pelo vento percorrendo distâncias consideráveis (Roberts, 1996). Muitas espécies de aranhas tem adaptações que podem ajudar a persistir em habitats muito dinâmicos, desde tolerância à submersão (Rothenbücher & Schaefer, 2006; Lambeets *et al.*, 2008), ao anteriormente citado "balloning", a teias que permitem que flutuar e transportar em destroços que lhes possibilitem navegar distâncias consideráveis (Braccia & Batzer, 2001; Ballinger *et al.*, 2005). Este fato permitiu provavelmente que as espécies de aranhas presentes nas ilhas se dispersem com alguma facilidade o que implica que a variável distância à margem do continente não seja um fator que condicione a dispersão das aranhas nas ilhas. Estes resultados são corroborados com o trabalho desenvolvido por Vanbergen *et al.* (2017) em que testaram a capacidade de dispersão de grupos de invertebrados terrestres (aranhas, carabídeos e milípedes) à inundaçãõ em ilhas localizadas em ambientes

ripários e verificaram que as aranhas não são negativamente influenciadas pela inundação. Segundo este estudo realizado em ilhas de rios escoceses a abundância destes grupos é afetada por diferentes combinações da estrutura da vegetação, área da ilha e perturbação induzida pela inundação de acordo com a capacidade de dispersão das espécies (Vanbergen *et al.*, 2017).

Por outro lado, a distância das armadilhas à margem mais próxima parece ter tido algum efeito pois as espécies presentes em ilhas em que essa distância é maior apresentam maior número de espécies (estimadas). Este comportamento pode estar a ser afetado pelo declive apresentado uma vez que as armadilhas estavam presentes no topo das ilhas fazendo com que espécies que estejam mais afastadas da água tenham maior probabilidade de estabelecer os seus territórios. Estas ilhas de albufeira apresentam nas margens uma zona inter-níveis que oscila com o aumento e decréscimo da cota da albufeira apresentando ausência de vegetação e um habitat pouco propício para a maioria das espécies capturarem as suas presas como por exemplo a ausência de locais para a construção de teias, tocas inundadas, etc.

Em relação à área, o elevado número de espécies presentes nestas ilhas recém-formadas com habitats muito homogêneos e boa capacidade de dispersão deste grupo terá provavelmente levado a que as espécies de aranhas tenham colonizado as ilhas de uma forma uniforme distribuindo-se de forma homogênea pelas ilhas independentemente da sua área. A extinção de espécies pode ter sido compensada pela alta taxa de colonização de espécies provenientes do continente (margem da albufeira).

Existem algumas espécies de aranhas dominantes e muito abundantes, mas com uma distribuição uniforme ao longo do arquipélago. Estas espécies maioritariamente pertencentes à família Zodariidae são caracterizadas por espécies predadoras no solo, de pequena dimensão, muito ágeis que se alimentam quase exclusivamente formigas (Roberts, 1996). Estas espécies que mimetizam o comportamento das formigas e encontram-se junto dos seus ninhos além do alimento disponível evitam a deteção dos predadores (Bosmans, 1994). Das espécies mais abundantes todas pertencem a famílias (Zodariidae, Gnaphosidae e Lycosidae) que apresentam a característica de caçar no solo “Ground Hunters” (Cardoso *et al.*, 2011b). Em relação às espécies raras, com apenas uma observação (“singletons” e “uniques”), pertencem a 25 famílias diferentes sendo quatro destes os únicos representantes destas famílias na comunidade de aranhas presentes no arquipélago. As espécies com apenas um indivíduo (“singletons”), pertencentes a estas famílias (Hahniidae, Mimetidae, Segestriidae e Titanoecidae) apresentam características com comportamentos mais especializados do que as famílias das espécies mais abundantes (Cardoso *et al.*, 2011b).

No caso das borboletas fomos analisar os dados das 23 espécies existentes nas 67 ilhas do recém-formado arquipélago de Alqueva. Estas estão pouco distribuídas pelo arquipélago e ocorrem em maior número nas ilhas de maior tamanho, apresentando algumas dominantes e muito frequentes. Esta relação positiva com a área pode estar relacionada com a diversidade florística nas ilhas de maior dimensão do que em ilhas de menor dimensão e com o grau de especialização das espécies. Dennis *et al.* (2012) relacionaram a capacidade de colonização com a área de ocupação de borboletas nas Ilhas Britânicas e na Irlanda, confirmando que as espécies generalistas e com grande capacidade de migração estão presentes em todas os locais analisados enquanto as mais especialistas estão presentes nas áreas maiores, onde existe um maior número de biótipos mas ausentes das áreas mais pequenas. O mesmo padrão foi encontrado em ilhas em Itália (Dapporto & Dennis, 2008). Algumas espécies de borboletas são muito dependentes da presença de plantas hospedeiras (brássicas, crucíferas, etc.) (Garcia-Pereira *et al.*, 2003) e a probabilidade de existirem maior diversidade de habitats (plantas) em áreas maiores poderá favorecer o estabelecimento de um maior número de espécies nessas ilhas (Dennis & Shreeve, 1997; Dennis *et al.*, 2012). Em relação à distância, as borboletas no seu estado adulto voam bastante bem e algumas espécies atingem distâncias bastante longas (Junker & Schmitt, 2010). Este facto reforça o resultado de termos observado que as diferentes variáveis relacionadas com a distância não foram um fator limitante à dispersão de borboletas no arquipélago de Alqueva.

As espécies mais abundantes de borboletas identificadas na área de estudo apresentam populações muito abundantes em Portugal bem distribuídas pelo território nacional (Maravalhas, 2003). Estas espécies estão normalmente associadas a plantas de distribuição vasta como são o caso das gramíneas (*Coenonympha pamphilus*, *Pyronia cecilia* e *Maniola jurtina*) ou a crucíferas (*Pieris rapae*) (Maravalhas, 2003). Das borboletas identificadas neste trabalho, poucas espécies são raras e algumas são de grande tamanho que apesar de apresentarem uma distribuição vasta em Portugal normalmente não apresentam números muito elevados (Ex: *Papilio machaon* e *Iphiclides feisthamell*) (Maravalhas, 2003). As espécies com apenas uma observação são, com a exceção de *Vanessa atalanta*, espécies com plantas hospedeiras mais específicas de distribuição mais reduzida, duas delas apenas estão distribuídas pela parte sul do país (*Carcharodus tripolinus* e *Muschampia proto*) (Maravalhas, 2003).

No caso dos carabídeos fomos analisar os dados existentes em 29 ilhas do recém-formado arquipélago de Alqueva contendo 41 espécies. Verificou-se que existe uma relação positiva com a área e negativa com a distância.

No caso dos carabídeos a área segue a regra normalmente encontrada no estudo de Biogeografia de ilhas, que afirma que quanto maior a área maior são os recursos disponíveis logo maior probabilidade de existirem mais espécies (Arrhenius, 1921; MacArthur & Wilson, 1967). Existem muitas espécies ripícolas como seria de esperar. Para além disso, os carabídeos são insetos coriáceos, com élitros feitos de quitina, o que lhes dá uma aparência robusta e de resistência mas uma deficiente capacidade aérea quando comparada com outros grupos (Philpott *et al.*, 2019). Vanbergen *et al.* (2017) ao testar a capacidade de dispersão de três grupos de invertebrados terrestres em ambientes recém-inundados refere ainda que após a inundação as Ilhas maiores têm maior número de carabídeos do que as ilhas menores, sendo a área uma variável importante na distribuição espacial deste grupo tal como verificado neste trabalho. Estudos anteriores também confirmam a relação positiva entre áreas maiores e maior número de indivíduos (Connor *et al.*, 2000; Jonsson *et al.*, 2009).

No grupo biológico dos carabídeos existem espécies dominantes e frequentes ao longo das ilhas. As espécies dominantes são de médio ou grande tamanho (Ex: Géneros *Harpalus* e *Calathus*), considerando médio entre 5 e 10 mm e grande mais de 10 mm (Eyre *et al.*, 2013). A dominância das comunidades de carabídeos, ao contrário do que seria de esperar, não é constituída por espécies ripárias ou associadas à presença de água, como por exemplo, espécies pertencentes ao género *Bembidion*, mas por espécies associadas a habitats generalistas. Este facto pode refletir uma subamostragem, as armadilhas estavam afastadas da margem e estas espécies estão muito dependentes de habitats húmidos. No entanto a maioria das espécies presentes são higrófilas e muito dependentes da humidade do solo. Vanbergen *et al.* (2017) verificou o mesmo padrão ao estudar as comunidades de carabídeos após inundação em ilhas recém-formadas em rios escoceses. Outros estudos apontam que espécies do Género *Amara* e *Harpalus*, devido à sua capacidade de voo e alimentação à base de sementes, conseguem colonizar novos habitats aproveitando um maior número de nichos disponíveis (presença de alimento) do que outras espécies predadoras (Thiele, 1977; Vanbergen *et al.*, 2010).

Em relação à distribuição relativa das abundâncias, os grupos das aranhas e dos carabídeos apresentam um modelo caracterizado por comunidades influenciadas por múltiplos fatores com poucas espécies dominando a comunidade. Este modelo (log series) está relacionado a ambientes com elevada perturbação associados normalmente a estágios intermédios de sucessão ecológica onde as comunidades não estão estabilizadas (Ugland *et al.*, 2007). Para o grupo das borboletas o resultado é diferente (log normal). Os resultados apresentam um modelo mais aproximado do que se espera em comunidades com alguma perturbação mas perto ou a caminhar para um equilíbrio (sucessão) (Gray, 1979; Ugland *et al.*, 2007). No entanto, nenhuma associação direta deve ser estabelecida à priori pois as baixas abundâncias observadas em algumas espécies, devido possivelmente à subamostragem, podem alterar os resultados. Além de que na comunidade podem estar incluídas espécies “turistas”, ou seja espécies “pseudo-raras”, classificadas no modelo como raras apenas porque foram capturadas por algum fenómeno aleatório e podem não ser efetivamente espécies raras (Borges

et al., 2008). A menos que devidamente identificadas como raras, estas espécies “pseudo-raras” podem complicar a interpretação dos padrões de raridade nestas comunidades (Longino *et. al.*, 2002; Scharff *et al.*, 2003). Boieiro *et al.* (2013) ao investigar o impacto do habitat nas comunidades de aranhas e carabídeos nas florestas nativas das ilhas da Madeira (arquipélago da Madeira) e Terceira (arquipélago dos Açores), e a contribuição relativa das espécies endêmicas “raras verdadeiras” e das espécies introduzidas, verificou que estas apresentavam padrões distintos apesar de ambas terem baixas abundâncias relativas.

4.6. Conclusão

A variável área demonstrou ser um fator importante para a distribuição espacial para as borboletas e para os carabídeos. A presença de áreas maiores, conseqüentemente com maior número de habitats disponíveis e maior probabilidade de existirem plantas hospedeiras no caso das borboletas e alimento disponível no caso dos carabídeos são um fator que condiciona a distribuição destes dois grupos. O mesmo não parece ser importante para o grupo das aranhas. A presença de um maior número de espécies e famílias bem como os seus elaborados comportamentos predatórios e de dispersão levam à conclusão de que a área tal como a distância não parecem ser um fator limitante à distribuição espacial das aranhas no arquipélago. Em relação à distância esta parece ser um fator limitante para o grupo dos carabídeos que apesar de grande parte das suas espécies serem aladas apresentam uma capacidade de voo limitada quando comparados com outros grupos. Para o grupo das borboletas ocorre o inverso, estas apresentam uma capacidade de dispersão notável, voando enormes distâncias e, tal como esperado a distância não é um fator limitante para este grupo. As aranhas pelos comportamentos elaborados que têm apresentam uma capacidade de dispersão e de colonizar novos ambientes notável, não sendo a distância uma variável condicionante à distribuição deste grupo no arquipélago. A distribuição da abundância das borboletas reflete um ambiente mais estável para este grupo e mais perturbado para os restantes resultante da perturbação induzida pela construção da barragem. A renaturalização entretanto existente pode ser uma explicação para este fato, por outro lado o número reduzido de armadilhas e a sua colocação (topo das ilhas) pode ter levado a uma subamostragem no caso das aranhas e carabídeos.

5. TEMA 2

5. TEMA 2 - QUAIS AS DIFERENÇAS DA DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DAS ESPÉCIES NAS ILHAS ANTES DA CONSTRUÇÃO E DEPOIS DA CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM?

5.1. Resumo

Objetivo

Neste capítulo fomos tentar compreender como as comunidades de aranhas e carabídeos responderam a uma enorme fragmentação de habitat resultante da construção da barragem de Alqueva. O objetivo foi tentar perceber qual o impacto da construção nas comunidades destes artrópodes, comparando dois períodos distintos: períodos de pré e pós-enchimento (tempo).

Área de estudo

A área de estudo compreendeu as 29 ilhas comuns aos dois tempos (pré-enchimento e pós-enchimento) para o grupo das aranhas e 26 ilhas para o grupo dos carabídeos.

Metodologia

Comparámos a α diversidade entre os grupos de ilhas comuns recorrendo a vários índices de diversidade e estimadores de diversidade. Calculamos as oitavas e o modelo GAMBIN para conhecer a distribuição das abundâncias das espécies (SAD) das aranhas e dos carabídeos nos dois tempos distintos. Para comparar as comunidades de aranhas e carabídeos antes (pré) e depois (após) enchimento, utilizamos as curvas de acumulação de espécies e para quantificar as mudanças obtidas nas comunidades biológicas (espécies) nos dois períodos de estudo, pré- e pós-enchimento, calculamos a β diversidade utilizando os dados dos taxa (aranhas e carabídeos) dos dois períodos de estudo.

Resultados e discussão

Comparando os dois tempos, o número de espécies de aranhas é superior no segundo tempo do que no primeiro, e existe uma maior taxa de substituição de espécies de carabídeos do que de aranhas e em relação à diferença de espécies que entraram e saíram da comunidade, este valor é praticamente idêntico para os dois grupos. A “substituição” das espécies de aranhas teve lugar num número de locais (ilhas) muito maior do que para o grupo dos carabídeos. Em relação à distribuição das abundâncias no caso das aranhas parece passar de uma situação de pouca perturbação ou estável (pré-enchimento) para uma situação com maior perturbação em termos de comunidade (pós-enchimento). No caso dos carabídeos parece existir uma situação de perturbação em ambos os períodos. O fato de surgirem mais espécies alguns anos após o fecho das comportas da barragem do que no período anterior, provavelmente deve-se a uma maior concentração e isolamento que as espécies estão sujeitas neste período limitando a sua dispersão e colonização de novos territórios.

Principais conclusões

Neste caso, para os carabídeos parece que está em curso um fenómeno de “Extinction debt” onde o número de espécies entre os dois períodos é semelhante e onde provavelmente as espécies raras ainda não tiveram tempo de se extinguir. No caso das aranhas dada a sua capacidade de se distribuírem pelo espaço e capacidade de encontrar novos nichos provavelmente o fenómeno de extinção não se verifica.

Palavras-chave: Aranhas; Carabídeos; Barragem de Alqueva; Isolamento; Extinction debt; Tempo de relaxamento.

5.2 Introdução

A fragmentação de habitat causa um grande impacto nas espécies, podendo levar a reduções populacionais e até extinções locais. O impacto da fragmentação depende do grupo taxonómico e do seu historial filogenético (Forman, 1995; Turner, 1996; Bender *et al.*, 1998; Fahrig, 2003; Jones *et al.*, 2016). Estudos anteriores em arquipélagos de ilhas em barragens mostram que os taxa dessas ilhas geralmente experimentam um novo regime de perturbação, resultando em mudanças drásticas na diversidade de espécies e na composição das comunidades através do “turnover” dessas mesmas espécies e na capacidade de carga do habitat remanescente (Cosson *et al.* 1999; Hanski & Ovaskainen 2000; Ferreira *et al.* 2011; Terborgh *et al.* 2001; Benchimol & Peres 2015b; Jones *et al.*, 2016). Extinções locais neste tipo de arquipélagos foram observadas em plantas (Yu *et al.*, 2012; Benchimol & Peres, 2015a), invertebrados (Feer & Hingrat, 2005; Emer *et al.*, 2013), aves (Yu *et al.*, 2012), morcegos (Cosson *et al.*, 1999) e em pequenos e grandes mamíferos (Lambert *et al.*, 2003; Gibson *et al.*, 2013; Benchimol & Peres, 2015a). Algumas populações podem tornar-se muito abundantes e espécies invasoras podem-se estabelecer tendo impacto noutras espécies (Chauvet & Forget, 2005; Feeley & Terborgh, 2006; Lopez & Terborgh, 2007; Gibson *et al.*, 2013).

As alterações nas comunidades neste tipo de ilhas podem não ocorrer imediatamente após a inundação (Jones *et al.*, 2016). As espécies podem ser sujeitas a um processo de “Extinction debt” onde uma porção de espécies inicialmente perdida, é seguida de muitas gerações por mais extinções (Tilman *et al.* 1994; Kuussaari *et al.* 2009; Halley *et al.*, 2014; Kitzes & Harte 2015; Jones *et al.*, 2016). Assim, o efeito da fragmentação e do isolamento pode persistir após a inicial perda de habitat, com as comunidades a sofrerem um “relaxamento” antes de atingir um novo equilíbrio (Diamond, 1972; Terborgh *et al.*, 1997; Ewers & Didham, 2006; Feeley *et al.*, 2007; Wang *et al.*, 2009; Jones *et al.*, 2016). Este processo de relaxamento é provavelmente mediado pela área da ilha, com perdas de espécies mais rápidas em ilhas menores e com um maior intervalo de tempo para perda de espécies em ilhas maiores (Diamond, 1972; Gonzalez, 2000). Aqui consideramos uma situação de declínio na riqueza de espécies nas ilhas ao longo do tempo como evidência de “Extinction debt”. Na ausência de “Extinction debt” assumimos que todas as extinções de espécies ocorreriam imediatamente, sem evidências de maior degradação das comunidades biológicas insulares ao longo do tempo (Kitzes & Harte, 2015). A longo prazo, não se sabe como as comunidades das ilhas recém-formadas em albufeiras irão sofrer com as mudanças com o aumento do tempo de isolamento, pois a criação de arquipélagos artificiais a partir da construção de barragens só existem desde o último século (Jones *et al.*, 2016).

Outro assunto importante de analisar é a variação na composição de comunidades entre locais distintos, verificando-se a semelhança (ou dissemelhança) entre locais (ilhas, comunidades, populações, etc.) (Whittaker, 1960). Recentes avanços neste campo levaram à partição da composição da dissemelhança em duas componentes distintas: a substituição de espécies entre locais ou a alteração das diferenças na riqueza de espécies de um sítio para outro (aninhamento) (Baselga, 2010; Podani & Schmera, 2011).

Nas últimas duas décadas, têm-se desenvolvidos métodos para explicar estes dois fenómenos. Por exemplo, Tuomisto (2010) desenvolveu o método de Beta diversidade verdadeira (β_{Md}), que consiste na razão entre a diversidade local e regional (β_{Mt}), substituição absoluta do efetivo de espécies (β_{At}). Por outro lado, Baselga (2010) desenvolveu o método da similaridade entre pares de Sorensson (β_{Sor}), similaridade entre pares de Simpson (β_{Sim}) a dissimilaridade resultante do aninhamento (β_{Nes}). Já Carvalho *et al.* (2012) desenvolveram o método da Beta diversidade total (β_{cc}), Beta diversidade explicada pela substituição das espécies (β_{-3}) e Beta diversidade explicada pela perda/ganho de espécies (β_{rich}) entre outros. Todos estes métodos permitem perceber as alterações nas comunidades em tempos distintos.

Neste trabalho, vamos estudar as alterações nas comunidades de aranhas e carabídeos em reposta à enorme fragmentação de habitat resultante da construção da barragem de Alqueva, utilizando os índices de Beta diversidade, e comparar a distribuição destas comunidades nos períodos de pré e pós-enchimento.

5.3. Material e Métodos

Neste trabalho pretendemos analisar as curvas de acumulação da composição de comunidades de aranhas e carabídeos antes (pré) e após (pós) enchimento. Para isso utilizámos os dados das aranhas e dos carabídeos recolhidos de 1999-2000 (pré-enchimento) e os dados respeitantes a 2012 (pós-enchimento) em 29 ilhas comuns aos dois tempos para o grupo das aranhas e 26 ilhas para o grupo dos carabídeos. A escolha das ilhas seguiu o seguinte pressuposto: existirem observações para todas as ilhas de pelo menos uma espécie nos dois tempos (pré e pós-enchimento). Este facto levou a que algumas ilhas referentes ao período do pós-enchimento (onde existiam mais ilhas com dados disponíveis) fossem excluídas da análise. Como o número de espécies por si pode não ser o melhor método para se obter o real valor da diversidade num determinado local (Walther & Moore, 2005; Gotelli & Colwell, 2011; Gotelli & Chao, 2013) utilizámos vários estimadores de diversidade para obter um valor estimado que melhor se aproxime do real.

Comparámos a α diversidade recorrendo a vários índices de diversidade e estimadores de diversidade descritos no apartado “4.3. Material e Métodos” do Capítulo 4.

Para conhecer a distribuição das abundâncias das espécies (SAD) das aranhas e dos carabídeos nos dois tempos calculamos as oitavas e o modelo GAMBIN unimodal tal como descrito no “4.3. Material e Métodos” do Capítulo 4.

Para comparar as comunidades de aranhas e carabídeos, antes (pré) e depois (após) enchimento, utilizámos as curvas de acumulação de espécies. A simples contagem do número de espécies numa amostra, como já referimos acima, está usualmente enviesada, apresenta número abaixo do real número de espécies existente. Quando aumentamos a área de amostragem, o número de indivíduos observados aumenta. Este efeito está bem ilustrado pelas curvas de acumulação de espécies, em que o eixo do x é o número de indivíduos amostrados observados e o eixo dos y o número de espécies. A curva aumenta rapidamente se as espécies comuns forem detetadas rapidamente. O declive tende a tornar-se menos acentuado porque é necessário cada vez mais amostragem para detetar espécies raras. Quando a amostragem for suficiente homogénea implica que todas as espécies amostradas estão representadas e a curva tende a terminar (tender para uma reta) (Gotelli & Chao, 2013).

As curvas de acumulação foram calculadas usando o pacote *Vegan: ecological diversity* (Oksanen, 2013) implementado no software estatístico R (v.2.5-5) (R Core Team, 2017).

5.3.1. β diversidade (Beta diversidade)

Para quantificar as mudanças obtidas nas comunidades biológicas (espécies) nos dois períodos de estudo, pré- e pós-enchimento, calculamos a β diversidade utilizando os dados dos taxa (aranhas e carabídeos) dos dois períodos em estudo. Para isso construímos duas matrizes com os dados das aranhas para todas as 29 ilhas, uma referente ao período de pré-enchimento e outra referente ao período de pós-enchimento. Isto permitiu-nos criar matrizes de dissemelhança e comparar os valores de partição da diversidade obtidos. Estes valores de β diversidade fornecem-nos uma medida das diferenças na composição das comunidades biológicas existentes, ou seja, para percebermos as mudanças nessas comunidades (aranhas e carabídeos) ao longo de um conjunto de locais (ilhas). As medidas de beta diversidade utilizadas seguem a estrutura de particionamento desenvolvida por Podani & Schmera (2011) e Carvalho *et al.* (2012), onde $\beta_{total} = \beta_{repl} + \beta_{rich}$, sendo β_{total} (Beta diversidade total, contendo as perdas e ganhos de espécies e a sua substituição), β_{Repl} Replacement (Beta diversidade explicada pela substituição das espécies) e β_{Rich} Richness (Beta diversidade explicada pela perda/ganho de espécies). As fórmulas podem ser descritas da seguinte forma:

$$\beta_{total} = \frac{b + c}{a + b + c} \quad \beta_{repl} = 2 \times \frac{\min(b, c)}{a + b + c} \quad \beta_{rich} = \frac{|(b + a) - (c + a)|}{a + b + c} = \frac{|b - c|}{a + b + c}$$

em que a é o número de espécies partilhadas, b e c são as espécies exclusivas de cada local. O número total de espécies no sistema é dado pela soma $a + b + c$. O número de diferenças de composição entre os dois locais (diversidade beta total) é dado pela soma $b + c$. A diferença de riqueza é dada pelo valor absoluto de $b - c$. A substituição é dada por $\min(b, c)$ multiplicado por 2 (uma substituição envolve duas espécies) (adaptado de Carvalho *et al.* 2012).

Por último, usamos o escalonamento multidimensional métrico (MDS) para ordenar as relações dos dados obtidos e representá-los num espaço multidimensional. Os dados de entrada para esta análise consistem numa matriz de espécies e como casos as ilhas. O índice utilizado foi o de Jaccard e o número de dimensões $n=5$ (Faith *et al.*, 1987). Os resultados são apresentados por um diagrama de ordenação que adiciona “gráficos em aranha” ao diagrama de ordenação para facilitar a interpretação dos resultados. Foi efetuada uma análise de variância usando as distâncias entre as matrizes (ADONIS) para testar a significância (Oksanen, 2013).

A β diversidade foi calculada usando a função *Beta* do pacote *BAT* (Cardoso *et al.*, 2015) e o MDS foi calculado usando o pacote *Vegan* (Oksanen, 2013), ambos implementados no software estatístico R (v.2.5.5) (R Core Team, 2017).

5.4. Resultados

5.4.1. Aranhas

Para calcular as alterações nas comunidades de aranhas entre períodos de pré- e pós-enchimento, fomos analisar as diferenças entre a α diversidade de ambos os períodos e comparar os valores de β diversidade das 29 ilhas comuns contendo 67 espécies no período de pré-enchimento e 262 espécies para o período de pós-enchimento.

5.4.1.1. Índices de Diversidade, Números de Hill e estimadores de Riqueza específica.

No período de pós-enchimento verifica-se que existem muito mais espécies (262) de aranhas que no período de pré-enchimento (67) (Figura 5.1). Todos os resultados referentes aos estimadores e aos números de Hill apresentam significância estatística (Q0 $z= 6,54$, Q1 $z=6,29$, Q2 $z=4,19$, Jackknife1 $z= 6,49$, Chao1 $z=6,54$: $p=0.00001$). Em relação à equitabilidade (Exponencial Shannon) e à dominância (Inverso de Simpson) os valores são sempre mais elevados para o segundo período do que para o primeiro, mas a diferença é menor do que o resultado dos estimadores.

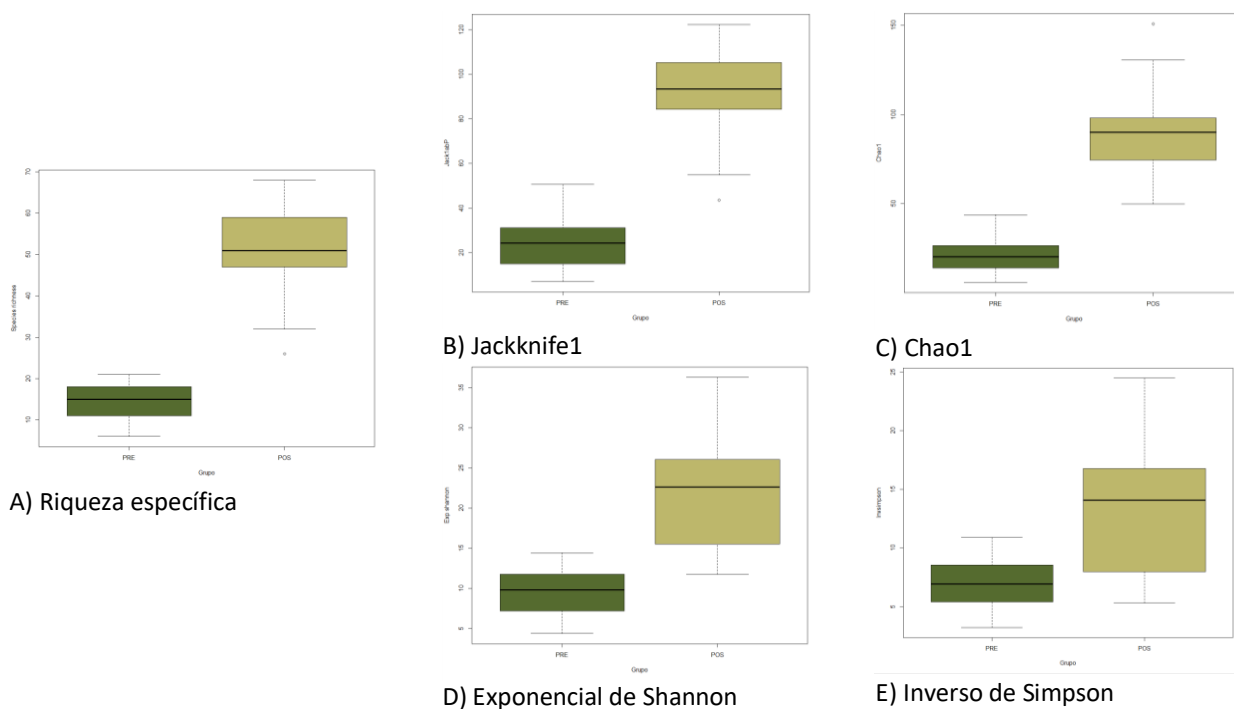


Figura 5. 1. Relação entre a riqueza de espécies (A) nas 29 ilhas e os estimadores de diversidade (B) Jackknife; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) das aranhas dos períodos pré-enchimento (PRE) e pós-enchimento (POS).

Da análise dos resultados apresentados pela “Completeness”, verifica-se que em ambos estimadores os valores das aranhas para as 29 ilhas referentes ao período de pré-enchimento apresentam valores mais elevados que os valores do período de pós-enchimento, sendo estes valores mais elevados para o estimador Chao1 do que para o estimador Jackknife1 (Figura 5.2).

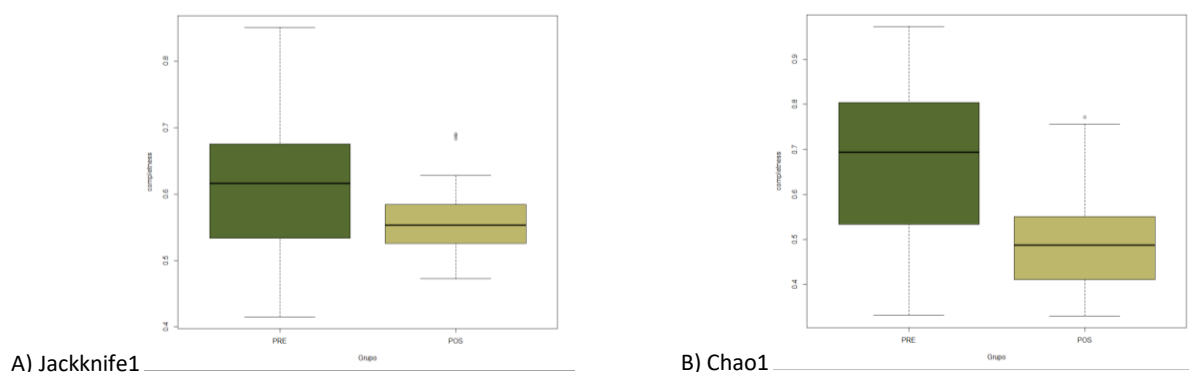


Figura 5. 2. Relação entre os estimadores Jackknife (A) e Chao1 (B) das aranhas dos períodos pré-enchimento (PRE) e pós-enchimento (POS) usando o teste aos estimadores “completeness” para os carabídeos nas 29 ilhas.

5.4.1.2. Raridade (Curvas de acumulação, Oitavas, SAD)

Da análise das curvas de acumulação da raridade das aranhas não se verificam grandes diferenças entre os dois períodos temporais (Figura 5.3).

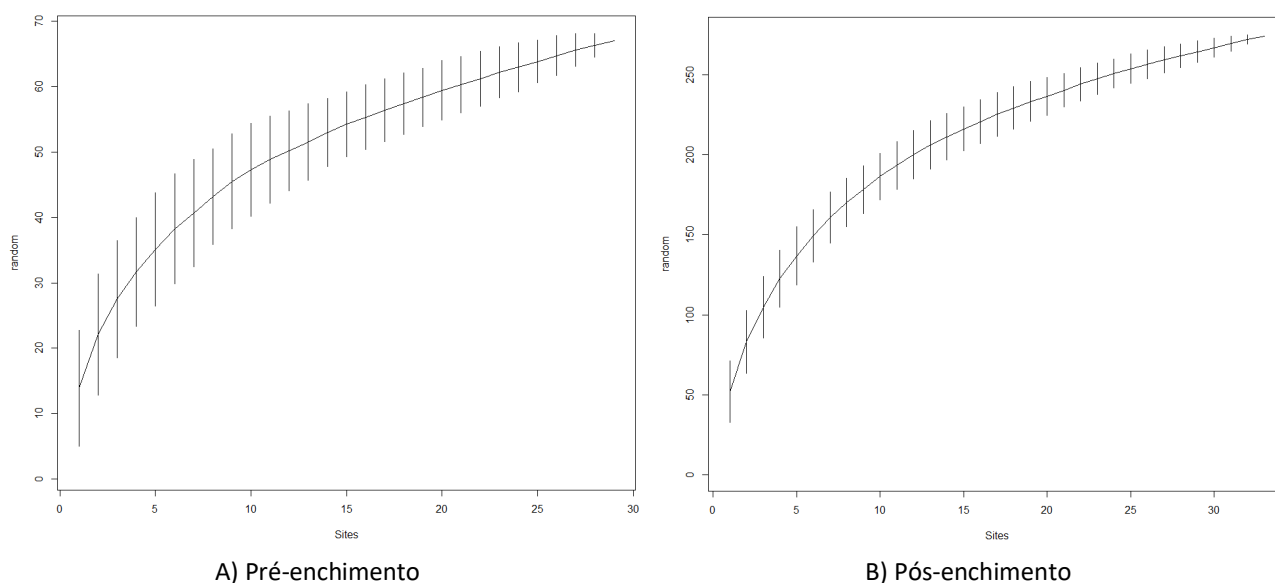


Figura 5. 3. Curvas de acumulação para as aranhas nas 29 ilhas referente aos períodos: A) pré-enchimento; B) pós-enchimento.

Relativamente às aranhas, no período de pré-enchimento foram identificadas 67 espécies (incluindo morfoespécies) num total de 1466 indivíduos e no período de pós-enchimento foram identificadas 262 espécies (incluindo morfoespécies) num total de 8441 indivíduos (Figura 5.4). No primeiro período, as espécies mais abundantes foram a *Ozyptila blitea* (Sp155) com 179 indivíduos, seguido da *Zelotes* sp.5 (Sp281) com 156 indivíduos e da espécie *Zelotes* sp.6 (Sp282) com 146 indivíduos. Existem 18 espécies com apenas um indivíduo (“singletons”) (Figura 5.4A). No segundo período, as espécies mais abundantes foram *Zodarion styliferum* (Sp291) com 975 indivíduos, a *Zodarion alacre* (Sp285) com 803 indivíduos, a *Zodarion* sp. (Sp270) com 616 indivíduos e a espécie *Alopecosa albofasciata* (Sp8) com 581 indivíduos. Existem 57 espécies com apenas um indivíduo (“singletons”) neste período (Figura 5.4B).

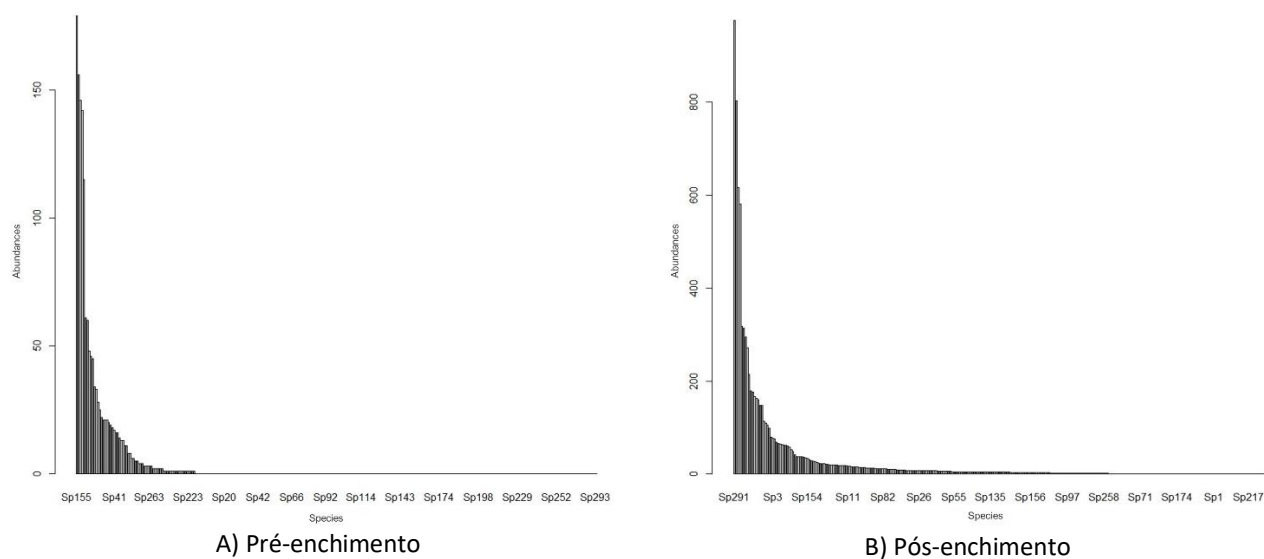


Figura 5. 4. Abundâncias das aranhas para as 29 ilhas nos períodos de A) pré-enchimento e B) pós-enchimento.

A distribuição das abundâncias, por classes de abundância, das aranhas no período de pré-enchimento indicam uma distribuição entre o log-normal e o log series (GAMBIN $\alpha = 2.059$) e no e pós-enchimento uma distribuição log-series (GAMBIN $\alpha = 1.493$) (Figura 5.5; Tabela 5.1). Os valores de AICc foram melhores no período de pré-enchimento (300.80) do que no período pós-enchimento (1068.81).

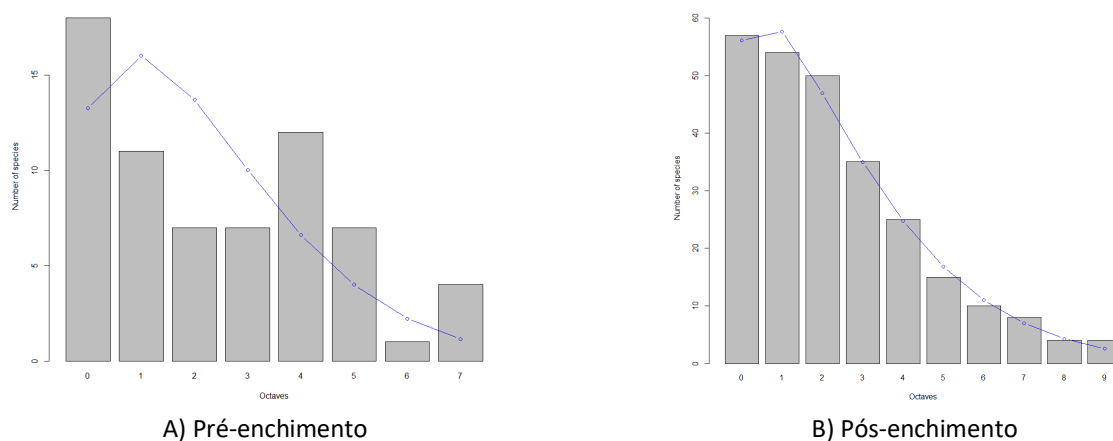


Figura 5. 5. Distribuição das abundâncias das aranhas para as 29 ilhas nos períodos de A) pré-enchimento e B) pós-enchimento. Modelo unimodal: linha azul.

Tabela5. 1. Coeficiente (parâmetro alfa) referente às aranhas para as 29 ilhas nos períodos de A) pré-enchimento e B) pós-enchimento.

Modelo alpha	Coeficientes					
	Alfa	IC95 baixo	IC95 alto	χ^2	df	p-value
Pré-enchimento	2.059	1.319	3.125	21.842	2	0.003
Pós-enchimento	1.493	1.226	1.805	1.655	2	0.996

Da análise do parâmetro alfa, verificamos que existiu diferença significativa entre os valores do parâmetro alfa para os dois períodos pré e pós-enchimento. Utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) verifica-se que existe diferença entre grupos ($z=10.13$, $p=0.00001$) (Figura 5.6).

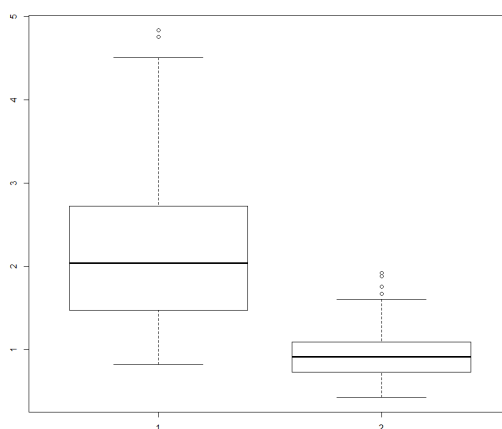


Figura 5. 6. Comparação do parâmetro alfa para o conjunto de 29 ilhas das aranhas nos períodos pré-enchimento (1) e pós-enchimento (2).

5.4.1.3. β diversidade

Das 293 espécies de aranhas identificadas nos dois períodos (pré- e pós enchimento), 32 desapareceram, 35 mantiveram-se e surgiram 226 espécies novas (Tabela 5.2). Entre as 32 espécies que desapareceram, 21 são caçadoras (no solo ou emboscada), 9 de diferentes tipos de teia e 2 especialistas segundo a classificação de guildas proposta por Cardoso *et al.* (2001b). Das 226 espécies novas 132 são caçadoras, 81 de diferentes tipos de teia e 13 especialistas segundo o mesmo critério (Cardoso *et al.*, 2001b).

Tabela 5. 2. Espécies de aranhas nas 29 ilhas nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento: a vermelho as espécies ausentes num dos períodos, a verde as espécies que estão presentes apenas num dos períodos e a azul as espécies comuns nos dois períodos. Entre parêntesis estão a designação de morfo espécie quando não foi possível chegar identificação da espécie (ex: *Ozyptila* (n)).

PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO	PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO
<i>Aelurillus luctuosus</i>	<i>Aelurillus luctuosus</i>	<i>Orchestina cf pavesiiformis</i>	<i>Orchestina cf pavesiiformis</i>
<i>Aelurillus</i> sp.	<i>Aelurillus</i> sp.	<i>Ouedia rufithorax</i>	<i>Ouedia rufithorax</i>
<i>Aelurillus affinis</i>	<i>Aelurillus affinis</i>	<i>Oxyopes heterophthalmus</i>	<i>Oxyopes heterophthalmus</i>
<i>Agracina</i> sp.	<i>Agracina</i> sp.	<i>Oxyopes lineatus</i>	<i>Oxyopes lineatus</i>
<i>Agelena labyrinthica</i>	<i>Agelena labyrinthica</i>	<i>Oxyopes nigripalpis</i>	<i>Oxyopes nigripalpis</i>
<i>Agelena</i> sp.	<i>Agelena</i> sp.	<i>Oxyopes</i> sp.	<i>Oxyopes</i> sp.
<i>Allocosa fasciiventris</i>	<i>Allocosa fasciiventris</i>	<i>Ozyptila blitea</i>	<i>Ozyptila blitea</i>
<i>Alopecosa albofasciata</i>	<i>Alopecosa albofasciata</i>	<i>Ozyptila</i> (n)	<i>Ozyptila</i> (n)
<i>Alopecosa</i> sp.	<i>Alopecosa</i> sp.	<i>Ozyptila pauxilla</i>	<i>Ozyptila pauxilla</i>
<i>Arctosa perita</i>	<i>Arctosa perita</i>	<i>Ozyptila</i> sp.	<i>Ozyptila</i> sp.
<i>Arctosa personata</i>	<i>Arctosa personata</i>	<i>Pachygnatha</i> sp.	<i>Pachygnatha</i> sp.
<i>Arctosa similis</i>	<i>Arctosa similis</i>	<i>Palliduphantes</i> (i)	<i>Palliduphantes</i> (i)
<i>Arctosa</i> sp.	<i>Arctosa</i> sp.	<i>Palpimanus gibbulus</i>	<i>Palpimanus gibbulus</i>
<i>Arctosa variata</i>	<i>Arctosa variata</i>	<i>Palpimanus</i> sp.	<i>Palpimanus</i> sp.
<i>Argiope trifasciata</i>	<i>Argiope trifasciata</i>	<i>Pardosa proxima</i>	<i>Pardosa proxima</i>
<i>Ariadna cf europaensis</i>	<i>Ariadna cf europaensis</i>	<i>Pardosa proxima poetica</i>	<i>Pardosa proxima poetica</i>
<i>Asagena phalerata</i>	<i>Asagena phalerata</i>	<i>Pardosa</i> sp.	<i>Pardosa</i> sp.
<i>Ballus</i> sp.	<i>Ballus</i> sp.	<i>Pelecopsis bucephala</i>	<i>Pelecopsis bucephala</i>
<i>Callilepis concolor</i>	<i>Callilepis concolor</i>	<i>Pelecopsis inedita</i>	<i>Pelecopsis inedita</i>
<i>Callilepis</i> sp.	<i>Callilepis</i> sp.	<i>Pellenes nigrociliatus</i>	<i>Pellenes nigrociliatus</i>
<i>Canariphantes zonatus</i>	<i>Canariphantes zonatus</i>	<i>Philodromus bistigma</i>	<i>Philodromus bistigma</i>
<i>Castianeira badia</i>	<i>Castianeira badia</i>	<i>Philodromus buxi</i>	<i>Philodromus buxi</i>
<i>Castianeira</i> sp.	<i>Castianeira</i> sp.	<i>Philodromus lividus</i>	<i>Philodromus lividus</i>
<i>Chalcoscirtus infimus</i>	<i>Chalcoscirtus infimus</i>	<i>Philodromus pulchellus</i>	<i>Philodromus pulchellus</i>
<i>Cheiracanthium pelasgicum</i>	<i>Cheiracanthium pelasgicum</i>	<i>Philodromus rufus</i>	<i>Philodromus rufus</i>
<i>Cheiracanthium</i> sp.	<i>Cheiracanthium</i> sp.	<i>Philodromus simoni</i>	<i>Philodromus simoni</i>
<i>Cheiracanthium striolatum</i>	<i>Cheiracanthium striolatum</i>	<i>Philodromus</i> sp.	<i>Philodromus</i> sp.
<i>Civizelotes dentatidens</i>	<i>Civizelotes dentatidens</i>	<i>Phlegra bresnieri</i>	<i>Phlegra bresnieri</i>
<i>Civizelotes ibericus</i>	<i>Civizelotes ibericus</i>	<i>Phlegra</i> sp.	<i>Phlegra</i> sp.
<i>Civizelotes medianus</i>	<i>Civizelotes medianus</i>	<i>Phylloneta impressa</i>	<i>Phylloneta impressa</i>
<i>Clubiona genevensis</i>	<i>Clubiona genevensis</i>	<i>Pisaura mirabilis</i>	<i>Pisaura mirabilis</i>
<i>Clubiona</i> sp.	<i>Clubiona</i> sp.	<i>Pisaura</i> sp.	<i>Pisaura</i> sp.
<i>Clubiona vegeta</i>	<i>Clubiona vegeta</i>	<i>Platnickina nigropunctata</i>	<i>Platnickina nigropunctata</i>
<i>Cyrba algerina</i>	<i>Cyrba algerina</i>	<i>Platnickina</i> sp.	<i>Platnickina</i> sp.
<i>Cyrba</i> sp.	<i>Cyrba</i> sp.	<i>Poecilochroa</i> (j)	<i>Poecilochroa</i> (j)
<i>Dictyna latens</i>	<i>Dictyna latens</i>	<i>Poecilochroa</i> (r)	<i>Poecilochroa</i> (r)
<i>Dictyna</i> sp.	<i>Dictyna</i> sp.	<i>Poecilochroa albomaculata</i>	<i>Poecilochroa albomaculata</i>
<i>Diplocephalus graecus</i>	<i>Diplocephalus graecus</i>	<i>Poecilochroa furcata</i>	<i>Poecilochroa furcata</i>
<i>Drassodes lapidosus</i>	<i>Drassodes lapidosus</i>	<i>Poecilochroa</i> sp.	<i>Poecilochroa</i> sp.
<i>Drassodes lutescens</i>	<i>Drassodes lutescens</i>	<i>Prinerigone vagans</i>	<i>Prinerigone vagans</i>
<i>Drassodes pubescens</i>	<i>Drassodes pubescens</i>	<i>Pritha nana</i>	<i>Pritha nana</i>
<i>Drassodes rubidus</i>	<i>Drassodes rubidus</i>	<i>Pritha</i> sp.	<i>Pritha</i> sp.
<i>Drassodes</i> sp.	<i>Drassodes</i> sp.	<i>Prodidomus amaranthinus</i>	<i>Prodidomus amaranthinus</i>
<i>Dysdera alentejana</i>	<i>Dysdera alentejana</i>	<i>Pterotricha simoni</i>	<i>Pterotricha simoni</i>
		<i>Pterotricha</i> sp.	<i>Pterotricha</i> sp.

<i>Dysdera fuscipes</i>	<i>Dysdera fuscipes</i>	<i>Ruborridion musivum</i>	<i>Ruborridion musivum</i>
<i>Dysdera</i> sp.	<i>Dysdera</i> sp.	<i>Runcinia grammica</i>	<i>Runcinia grammica</i>
<i>Dysderina loricata</i>	<i>Dysderina loricata</i>	<i>Runcinia</i> sp.	<i>Runcinia</i> sp.
<i>Enoplognatha diversa</i>	<i>Enoplognatha diversa</i>	<i>Salticus propinquus</i>	<i>Salticus propinquus</i>
<i>Enoplognatha franzi</i>	<i>Enoplognatha franzi</i>	<i>Salticus scenicus</i>	<i>Salticus scenicus</i>
<i>Enoplognatha mandibularis</i>	<i>Enoplognatha mandibularis</i>	<i>Salticus</i> sp.	<i>Salticus</i> sp.
<i>Enoplognatha</i> sp.	<i>Enoplognatha</i> sp.	<i>Scotina celans</i>	<i>Scotina celans</i>
<i>Enoplognatha thoracica</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i>	<i>Scotolathys simplex</i>	<i>Scotolathys simplex</i>
<i>Episinus algiricus</i>	<i>Episinus algiricus</i>	<i>Scotophaeus</i> (e)	<i>Scotophaeus</i> (e)
<i>Erigone dentipalpis</i>	<i>Erigone dentipalpis</i>	<i>Scotophaeus blackwalli</i>	<i>Scotophaeus blackwalli</i>
<i>Ero aphana</i>	<i>Ero aphana</i>	<i>Scotophaeus</i> sp.	<i>Scotophaeus</i> sp.
<i>Euophrys difficilis</i>	<i>Euophrys difficilis</i>	<i>Scytodes</i> sp.	<i>Scytodes</i> sp.
<i>Euophrys gambosa</i>	<i>Euophrys gambosa</i>	<i>Scytodes velutina</i>	<i>Scytodes velutina</i>
<i>Euophrys herbigrada</i>	<i>Euophrys herbigrada</i>	<i>Segestria florentina</i>	<i>Segestria florentina</i>
<i>Euophrys rufibarbis</i>	<i>Euophrys rufibarbis</i>	<i>Selamia reticulata</i>	<i>Selamia reticulata</i>
<i>Euophrys sulfurea</i>	<i>Euophrys sulfurea</i>	<i>Selamia</i> sp.	<i>Selamia</i> sp.
<i>Euryopis episinoides</i>	<i>Euryopis episinoides</i>	<i>Spermophora senoculata</i>	<i>Spermophora senoculata</i>
<i>Euryopis</i> sp.	<i>Euryopis</i> sp.	<i>Setaphis carmeli</i>	<i>Setaphis carmeli</i>
<i>Eusparassus</i> sp.	<i>Eusparassus</i> sp.	<i>Simitidion simile</i>	<i>Simitidion simile</i>
<i>Evarcha jucunda</i>	<i>Evarcha jucunda</i>	<i>Simitidion</i> sp.	<i>Simitidion</i> sp.
<i>Filistata insidiatrix</i>	<i>Filistata insidiatrix</i>	<i>Steatoda albomaculata</i>	<i>Steatoda albomaculata</i>
<i>Frontinellina frutetorum</i>	<i>Frontinellina frutetorum</i>	<i>Steatoda triangulosa</i>	<i>Steatoda triangulosa</i>
<i>Frontinellina</i> sp.	<i>Frontinellina</i> sp.	<i>Steatoda paykulliana</i>	<i>Steatoda paykulliana</i>
<i>Gibbaranea bituberculata</i>	<i>Gibbaranea bituberculata</i>	<i>Storena</i> sp.	<i>Storena</i> sp.
<i>Gnaphosa alacris</i>	<i>Gnaphosa alacris</i>	<i>Synaphosus sauvage</i>	<i>Synaphosus sauvage</i>
<i>Hahnia nava</i>	<i>Hahnia nava</i>	<i>Synema globosum</i>	<i>Synema globosum</i>
<i>Haplodrassus</i> (a)	<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	<i>Synema</i> sp.	<i>Synema</i> sp.
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	<i>Tegenaria feminea</i>	<i>Tegenaria feminea</i>
<i>Haplodrassus macellinus</i>	<i>Haplodrassus macellinus</i>	<i>Tegenaria montigena</i>	<i>Tegenaria montigena</i>
<i>Haplodrassus severus</i>	<i>Haplodrassus severus</i>	<i>Tegenaria saeva</i>	<i>Tegenaria saeva</i>
<i>Haplodrassus</i> sp.	<i>Haplodrassus</i> sp.	<i>Tegenaria</i> sp.	<i>Tegenaria</i> sp.
<i>Harpactea</i> (a)	<i>Harpactea</i> (a)	<i>Tetragnatha extensa</i>	<i>Tetragnatha extensa</i>
<i>Harpactea</i> (k)	<i>Harpactea</i> (k)	<i>Tetragnatha intermedia</i>	<i>Tetragnatha intermedia</i>
<i>Harpactea proxima</i>	<i>Harpactea proxima</i>	<i>Tetragnatha</i> sp.	<i>Tetragnatha</i> sp.
<i>Harpactea</i> sp.	<i>Harpactea</i> sp.	<i>Textrix caudata</i>	<i>Textrix caudata</i>
<i>Heliophanus lineiventris</i>	<i>Heliophanus lineiventris</i>	<i>Textrix pinicola</i>	<i>Textrix pinicola</i>
<i>Heliophanus</i> sp.	<i>Heliophanus</i> sp.	<i>Textrix</i> sp.	<i>Textrix</i> sp.
<i>Heriaeus oblongus</i>	<i>Heriaeus oblongus</i>	<i>Thanatus</i> (f)	<i>Thanatus</i> (f)
<i>Heriaeus</i> sp.	<i>Heriaeus</i> sp.	<i>Thanatus lineatipes</i>	<i>Thanatus lineatipes</i>
<i>Hogna radiata</i>	<i>Hogna radiata</i>	<i>Thanatus</i> sp.	<i>Thanatus</i> sp.
<i>Hogna</i> sp.	<i>Hogna</i> sp.	<i>Thanatus vulgaris</i>	<i>Thanatus vulgaris</i>
<i>Holocnemus</i>	<i>Holocnemus</i> sp.	<i>Theridion</i> (d)	<i>Theridion</i> (d)
<i>Hyposinga</i> (c)	<i>Hyposinga</i> (c)	<i>Theridion hannoniae</i>	<i>Theridion hannoniae</i>
<i>Iberesia machadoi</i>	<i>Iberesia machadoi</i>	<i>Theridula aelleni</i>	<i>Theridula aelleni</i>
<i>Iberesia</i> sp.	<i>Iberesia</i> sp.	<i>Thomisus onustus</i>	<i>Thomisus onustus</i>
<i>Icius hamatus</i>	<i>Icius hamatus</i>	<i>Thomisus</i> sp.	<i>Thomisus</i> sp.
<i>Icius</i> sp.	<i>Icius</i> sp.	<i>Thyene imperialis</i>	<i>Thyene imperialis</i>
<i>Icius subinermis</i>	<i>Icius subinermis</i>	<i>Tibellus</i> sp.	<i>Tibellus</i> sp.
<i>Kochiura aulica</i>	<i>Kochiura aulica</i>	<i>Titanoeca praefica</i>	<i>Titanoeca praefica</i>
<i>Larinia lineata</i>	<i>Larinia lineata</i>	<i>Tmarus staintoni</i>	<i>Tmarus staintoni</i>
<i>Larinia</i> sp.	<i>Larinia</i> sp.	<i>Trachelas ibericus</i>	<i>Trachelas ibericus</i>
<i>Larinioides sclopetarius</i>	<i>Larinioides sclopetarius</i>	<i>Trachelas</i> sp.	<i>Trachelas</i> sp.
<i>Lathys</i> sp.	<i>Lathys</i> sp.	<i>Trachyzelotes barbatus</i>	<i>Trachyzelotes barbatus</i>
<i>Leptodrassex simoni</i>	<i>Leptodrassex simoni</i>	<i>Trachyzelotes bardiae</i>	<i>Trachyzelotes bardiae</i>
<i>Leptodrassex albidus</i>	<i>Leptodrassex albidus</i>	<i>Trachyzelotes fuscipes</i>	<i>Trachyzelotes fuscipes</i>
<i>Leptodrassex femineus</i>	<i>Leptodrassex femineus</i>	<i>Trachyzelotes holosericeus</i>	<i>Trachyzelotes holosericeus</i>
<i>Liophrurillus flavitarsis</i>	<i>Liophrurillus flavitarsis</i>	<i>Uloborus</i> sp.	<i>Uloborus</i> sp.
<i>Liophrurillus</i> sp.	<i>Liophrurillus</i> sp.	<i>Uloborus walckenaerius</i>	<i>Uloborus walckenaerius</i>
<i>Loxosceles rufescens</i>	<i>Loxosceles rufescens</i>	<i>Uroctea</i> sp.	<i>Uroctea</i> sp.
<i>Loxosceles</i> sp.	<i>Loxosceles</i> sp.	<i>Urozelotes</i> (l)	<i>Urozelotes</i> (l)
<i>Lycosa tarentula</i>	<i>Lycosa tarentula</i>	<i>Wadicosa fidelis</i>	<i>Wadicosa fidelis</i>
<i>Lycosoides</i> sp.	<i>Lycosoides</i> sp.	<i>Wadicosa</i> sp.	<i>Wadicosa</i> sp.

<i>Mangora acalypha</i>	<i>Mangora acalypha</i>	<i>Walckenaeria corniculans</i>	<i>Walckenaeria corniculans</i>
<i>Mangora</i> sp.	<i>Mangora</i> sp.	<i>Walckenaeria dalmasi</i>	<i>Walckenaeria dalmasi</i>
<i>Marilynia bicolor</i>	<i>Marilynia bicolor</i>	<i>Xysticus</i> (h)	<i>Xysticus</i> (h)
<i>Meioneta fuscipalpa</i>	<i>Meioneta fuscipalpa</i>	<i>Xysticus acerbus</i>	<i>Xysticus acerbus</i>
<i>Meioneta pseudorestris</i>	<i>Meioneta pseudorestris</i>	<i>Xysticus bliteus</i>	<i>Xysticus bliteus</i>
<i>Meioneta</i> sp.	<i>Meioneta</i> sp.	<i>Xysticus bufo</i>	<i>Xysticus bufo</i>
<i>Mesiotelus mauritanicus</i>	<i>Mesiotelus mauritanicus</i>	<i>Xysticus nubilus</i>	<i>Xysticus nubilus</i>
<i>Mesiotelus</i> sp.	<i>Mesiotelus</i> sp.	<i>Xysticus</i> sp.	<i>Xysticus</i> sp.
<i>Micaria albovittata</i>	<i>Micaria albovittata</i>	<i>Zelominor algarvensis</i>	<i>Zelominor algarvensis</i>
<i>Micaria formicaria</i>	<i>Micaria formicaria</i>	<i>Zodarion alacre</i>	<i>Zodarion alacre</i>
<i>Micaria funerea</i>	<i>Micaria funerea</i>	<i>Zelotes carmeli</i>	<i>Zelotes carmeli</i>
<i>Micaria pallipes</i>	<i>Micaria pallipes</i>	<i>Zelotes dentatidens</i>	<i>Zelotes dentatidens</i>
<i>Micaria</i> sp.	<i>Micaria</i> sp.	<i>Zelotes electus</i>	<i>Zelotes electus</i>
<i>Micaria triguttata</i>	<i>Micaria triguttata</i>	<i>Zelotes</i> (g)	<i>Zelotes</i> (g)
<i>Microctenonyx subitaneus</i>	<i>Microctenonyx subitaneus</i>	<i>Zelotes baeticus</i>	<i>Zelotes baeticus</i>
<i>Microlinyphia pusilla</i>	<i>Microlinyphia pusilla</i>	<i>Zelotes caucasicus</i>	<i>Zelotes caucasicus</i>
<i>Micrommata ligurina</i>	<i>Micrommata ligurina</i>	<i>Zelotes criniger</i>	<i>Zelotes criniger</i>
<i>Monaeses</i> sp.	<i>Monaeses</i> sp.	<i>Zelotes erythrocephalus</i>	<i>Zelotes erythrocephalus</i>
<i>Neaetha membrosa</i>	<i>Neaetha membrosa</i>	<i>Zelotes fulvopilosus</i>	<i>Zelotes fulvopilosus</i>
<i>Neaetha</i> sp.	<i>Neaetha</i> sp.	<i>Zelotes fuzeta</i>	<i>Zelotes fuzeta</i>
<i>Nemesia fagei</i>	<i>Nemesia fagei</i>	<i>Zelotes semirufus</i>	<i>Zelotes semirufus</i>
<i>Nemesia meridionalis</i>	<i>Nemesia meridionalis</i>	<i>Zelotes spadix</i>	<i>Zelotes spadix</i>
<i>Nemesia</i> sp.	<i>Nemesia</i> sp.	<i>Zelotes tenuis</i>	<i>Zelotes tenuis</i>
<i>Nemesia</i> sp. (1)	<i>Nemesia</i> sp. (1)	<i>Zelotes thorelli</i>	<i>Zelotes thorelli</i>
<i>Nemesia</i> sp. (2)	<i>Nemesia</i> sp. (2)	<i>Zelotes</i> sp. (1)	<i>Zelotes</i> sp. (1)
<i>Neoscona adianta</i>	<i>Neoscona adianta</i>	<i>Zelotes</i> sp. (2)	<i>Zelotes</i> sp. (2)
<i>Neoscona subfusca</i>	<i>Neoscona subfusca</i>	<i>Zelotes</i> sp.(3)	<i>Zelotes</i> sp.(3)
<i>Neottiura</i> sp.	<i>Neottiura</i> sp.	<i>Zelotes</i> sp. (4)	<i>Zelotes</i> sp. (4)
<i>Neottiura uncinata</i>	<i>Neottiura uncinata</i>	<i>Zelotes</i> sp. (5)	<i>Zelotes</i> sp. (5)
<i>Nigma puella</i>	<i>Nigma puella</i>	<i>Zelotes</i> sp. (6)	<i>Zelotes</i> sp. (6)
<i>Nomisia celerrima</i>	<i>Nomisia celerrima</i>	<i>Zodarion alacre</i>	<i>Zodarion alacre</i>
<i>Nomisia exornata</i>	<i>Nomisia exornata</i>	<i>Zodarion algarvense</i>	<i>Zodarion algarvense</i>
<i>Nomisia</i> sp.	<i>Nomisia</i> sp.	<i>Zodarion jozefianae</i>	<i>Zodarion jozefianae</i>
<i>Oecobius machadoi</i>	<i>Oecobius machadoi</i>	<i>Zodarion rudyi</i>	<i>Zodarion rudyi</i>
<i>Oecobius</i> sp.	<i>Oecobius</i> sp.	<i>Zodarion segurens</i>	<i>Zodarion segurens</i>
<i>Olios</i> sp.	<i>Olios</i> sp.	<i>Zodarion</i> sp.	<i>Zodarion</i> sp.
<i>Oonops pulcher</i>	<i>Oonops pulcher</i>	<i>Zodarion styliferum</i>	<i>Zodarion styliferum</i>
<i>Oonops</i> (o)	<i>Oonops</i> (o)	<i>Zora manicata</i>	<i>Zora manicata</i>
<i>Oonops</i> sp.	<i>Oonops</i> sp.	<i>Zora</i> sp.	<i>Zora</i> sp.
<i>Oonops tubulatus</i>	<i>Oonops tubulatus</i>		

Da análise dos resultados da β diversidade total verificamos que esta foi de 0.84, a β substituição foi de 0.44 e a β riqueza foi de 0.40. A análise ADONIS, para testar a hipótese nula, mostrou que existem diferenças significativas ($p=0.001$) para a β diversidade total e β riqueza sendo os valores de R^2 de 0.24 e 0.68, respetivamente. Este resultado demonstrou que 24 % da variância é explicada para a β diversidade total e 68 % de variância é explicada para a β riqueza. Os resíduos do modelo apresentaram valores de R^2 de 0.75 para β diversidade total e 0.31 para a β riqueza. Para a β substituição o valor não é significativo, apresentando um R^2 de -0.37 .

A análise às matrizes de dissimilaridades obtidas anteriormente usando a Ordenação de Hull, demonstrou que apesar da alteração das composições das espécies ter apresentado um valor elevado (β substituição = 0.44) esta substituição teve lugar em muitas das 26 ilhas em estudo (Figura 5.7).

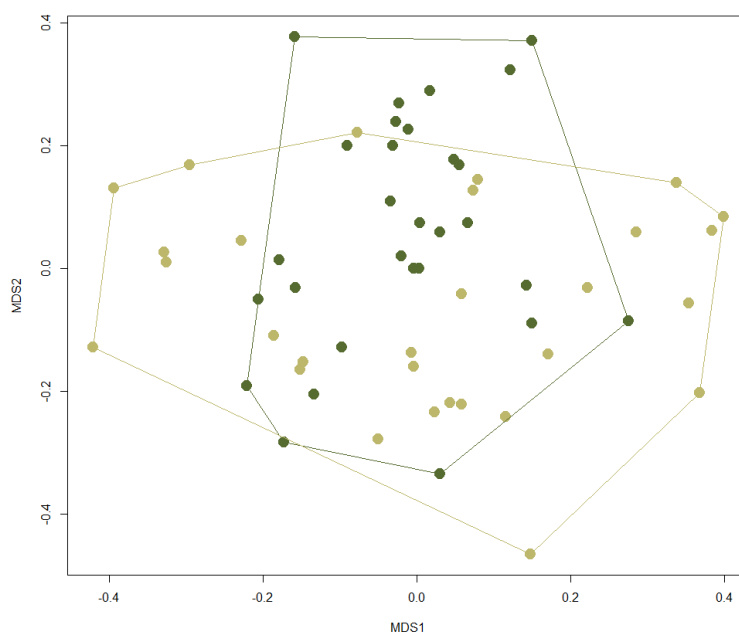


Figura 5. 7. Resultado do MDS onde se pode observar as ilhas referentes ao período de pré-enchimento (verde claro) e as ilhas referentes ao período de pós-enchimento (verde-escuro) e a sua sobreposição, onde ocorre substituição de espécies entre os dois conjuntos.

5.4.2. Carabídeos

Para calcular as alterações nas comunidades de carabídeos entre períodos de pré-enchimento e pós-enchimento, fomos analisar as diferenças entre a α diversidade de ambos os períodos e comparar os valores de β diversidade das 26 ilhas comuns contendo 22 espécies no período de pré-enchimento num total de 400 indivíduos e 33 espécies para o período de pós-enchimento num total de 248 indivíduos.

5.4.2.1. Índices de Diversidade, Números de Hill e estimadores de Riqueza específica.

Os períodos de pré-enchimento e pós-enchimento apresentaram valores de mediana semelhante, apesar de existirem mais espécies (33) no segundo período do que no primeiro (22) existem mais indivíduos capturados no período de pré-enchimento (Figura 5.8A). Os estimadores de riqueza utilizados (Jackknife1 e Chao1) e os índices de diversidade (Exponencial de Shannon e Inverso de Simpson) não apresentaram diferenças entre os períodos de pré- e pós-enchimento (Figura 5.8B,C,D,E). Os estimadores Jackknife 1ª ordem e Chao1 apresentam um resultado mais equilibrado do que o apresentado pela riqueza (número de espécies). Neste último caso apesar de existirem mais espécies no segundo período no gráfico apesar do valor da mediana ser o mesmo na representação gráfica surge um maior número de espécies concentrados no quartil superior para o primeiro período.

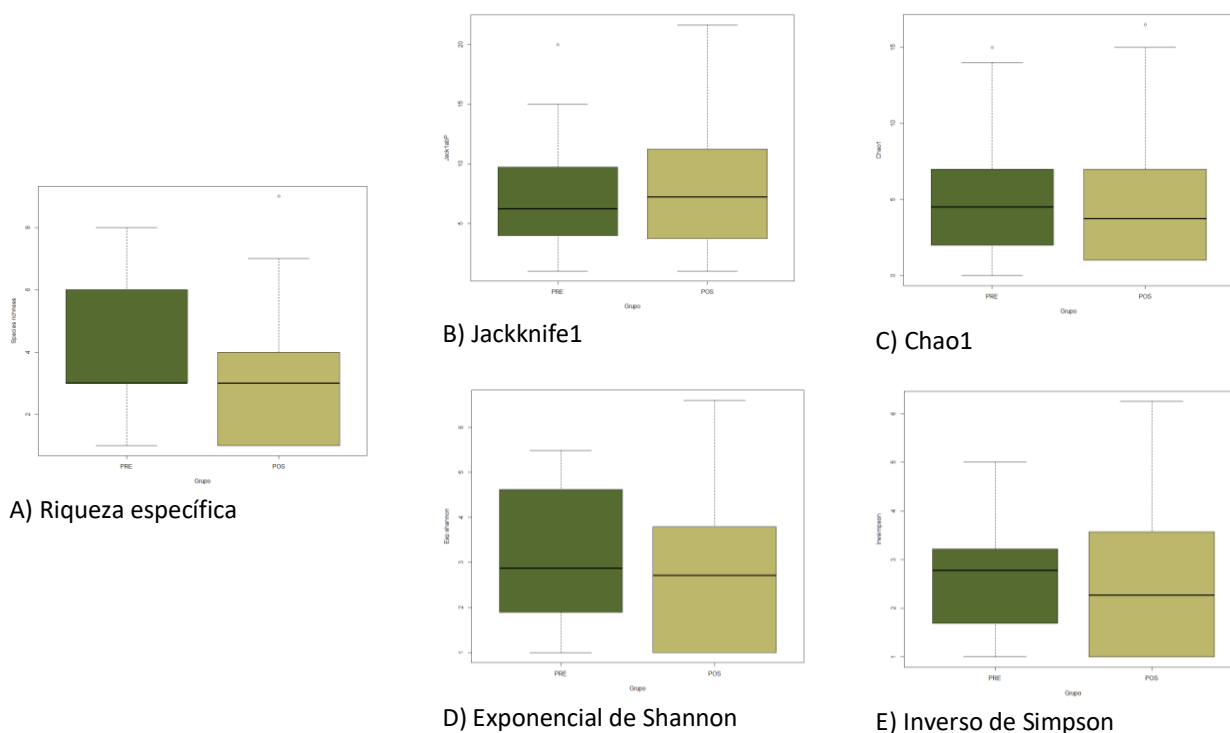


Figura 5. 8. Relação entre a riqueza de espécies (A) de carabídeos nas 26 ilhas e os estimadores de diversidade (B) Jackknife1; C) Chao1; D) Exponencial de Shannon; E) Inverso de Simpson) nos períodos de pré- (PRE, verde escuro) e pós-enchimento (POS, castanho).

Da análise dos resultados apresentados pela “Completeness”, verificou-se que o estimador Chao 1 apresentou valor mais elevado do que o estimador Jackknife1, apesar deste último permitir uma melhor discriminação entre os períodos de pré- e pós-enchimento (Figura 5.9).



Figura 5. 9. Relação entre os estimadores Jackknife1 (A) e Chao1 (B) dos carabídeos nas 29 ilhas nos períodos de pré- (PRE) e pós-enchimento (POS) usando o teste aos estimadores “Completeness”.

5.4.2.2. Raridade (Curvas de acumulação, Oitavas, SAD)

Da análise das curvas de acumulação da raridade dos carabídeos verifica-se que no período do pré-enchimento a curva inicia-se mais cedo atingindo o ponto de equilíbrio (assíntota) mais cedo do que na curva de pós-enchimento (Figura 5.10)

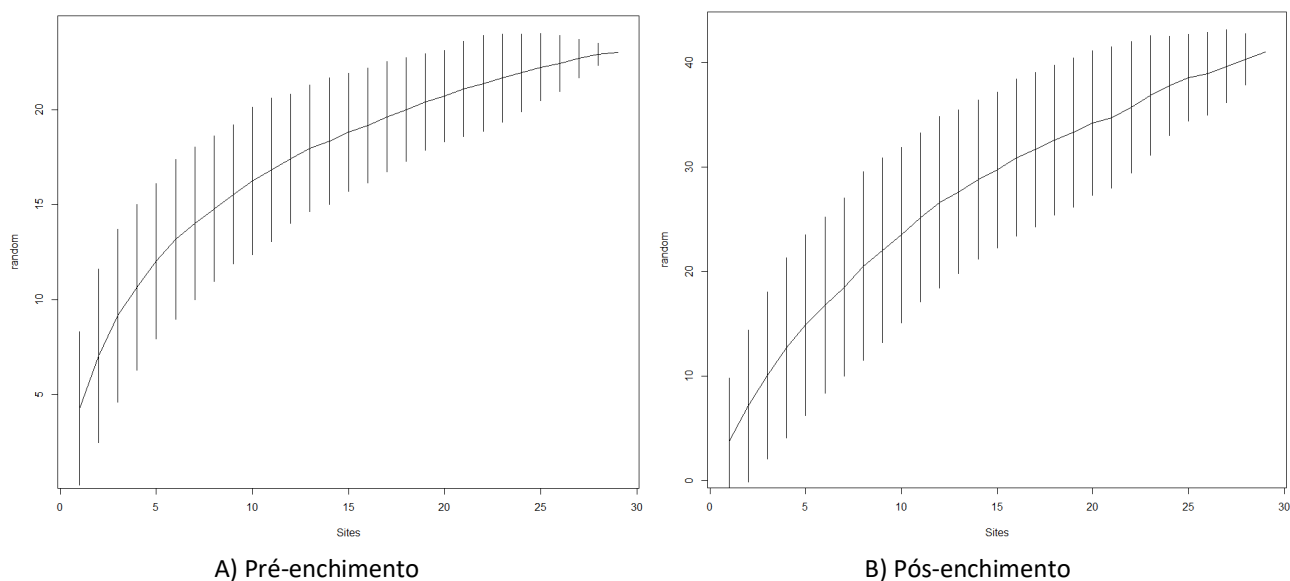


Figura 5. 10. Curvas de acumulação para os carabídeos nas 26 ilhas referente aos períodos: A) pré-enchimento; B) pós-enchimento.

Relativamente aos carabídeos, no período de pré-enchimento foram identificadas 22 espécies num total de 400 indivíduos e no período de pós-enchimento foram identificadas 33 espécies num total de 248 indivíduos (Figura 5.11). No primeiro período, as espécies mais abundantes foram o *Pterostichus (Steropus) ebenus* (Sp37) com 183 indivíduos, seguido do *Dixus sphaerocephalus* (Sp15) com 44 indivíduos. No período de pré-enchimento identificaram-se 6 espécies com apenas um indivíduo (“singletons”) (Figura 5.11A). No período de pós-enchimento, as espécies mais abundantes foram o *Calathus (Neocalathus) granatensis* (Sp13) com 95 indivíduos, o *Pterostichus (Steropus) ebenus* (Sp37) com 27 indivíduos e o *Dixus sphaerocephalus* (Sp21) com 18 indivíduos. Neste período identificaram-se 10 espécies com apenas um indivíduo (“singletons”) (Figura 5.11B).

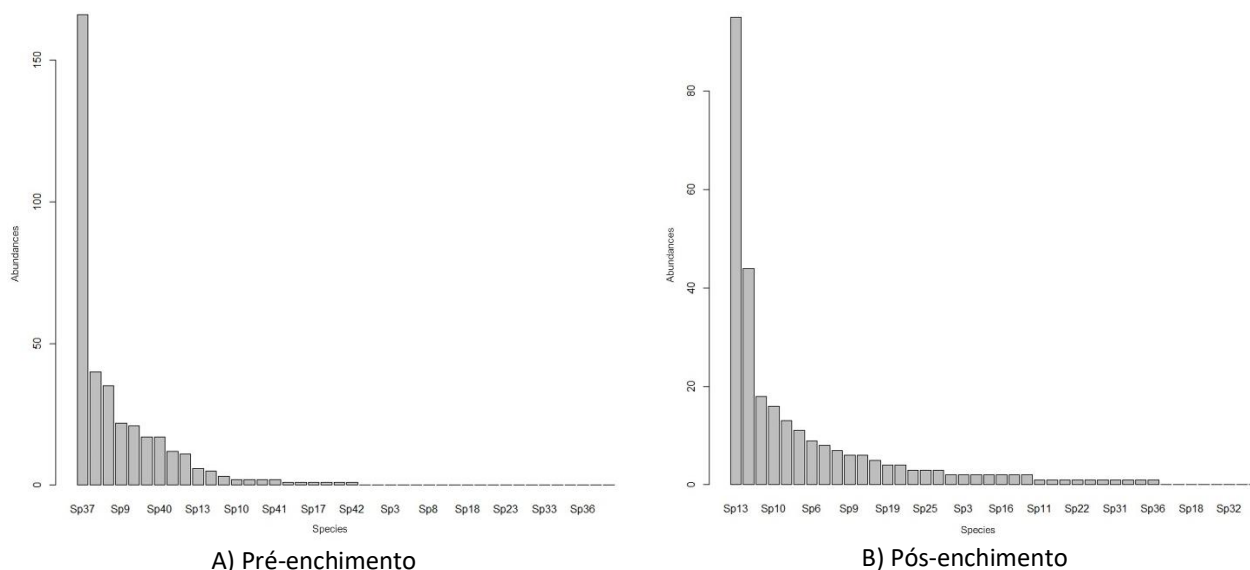


Figura 5. 11. Abundâncias dos carabídeos para as 26 ilhas nos períodos de A) pré-enchimento e B) pós-enchimento.

A distribuição das abundâncias, por classes de abundância, dos carabídeos no período de pré-enchimento e pós-enchimento indicaram uma distribuição próxima da log-series (Figura 5.12). O ajustamento dos modelos foi melhor no primeiro período (AICc-PRE 91.814) do que no segundo (AICc-POS 119.72).

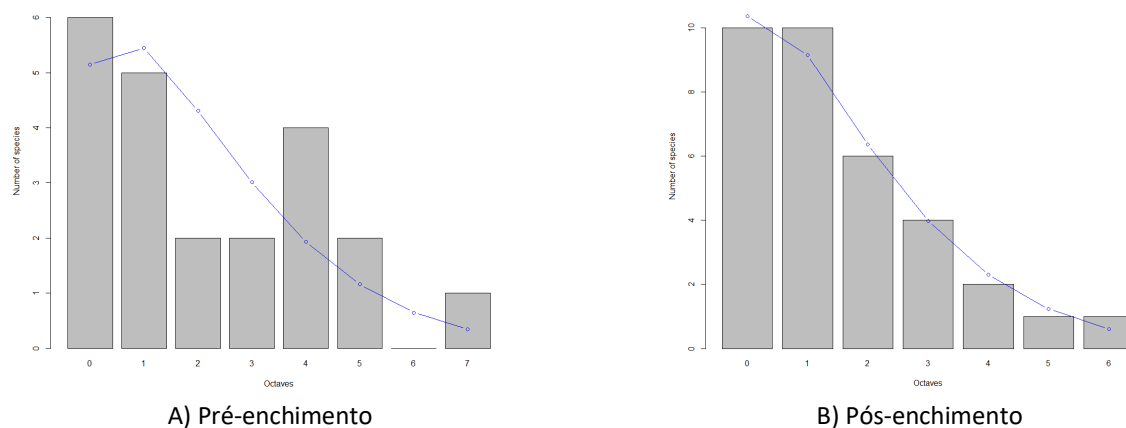


Figura 5. 12. Distribuição das abundâncias dos carabídeos para as 26 ilhas nos períodos de A) pré-enchimento e B) pós-enchimento. Modelo unimodal: linha azul.

O parâmetro alfa apresentou valores superiores nas ilhas no período pré-enchimento (1.734) do que no período de pós-enchimento (1.488) ambos próximos de uma log-series (Tabela 5.3). Para este conjunto dos dados os modelos não apresentaram significância estatística.

Tabela 5. 3. Coeficiente (parâmetro alfa) referente aos carabídeos para as 26 ilhas nos períodos de pré-enchimento e pós-enchimento.

Modelo alpha	Coeficientes					
	Alfa	IC95 baixo	IC95 alto	X ²	df	p-value
PRE	1.734	0.785	3.512	6.485	2	0.484
POS	1.488	0.794	2.644	0.437	2	0.999

Da análise do parâmetro alfa, verificamos que existiu diferença significativa entre os valores do parâmetro alfa nos períodos de pré- e pós-enchimento. Utilizando o teste Dunn's Kruskal-Wallis ($p=0.05$) verifica-se que existe diferença entre grupos ($z=10.04$, $p=0.00001$) (Figura 5.13).

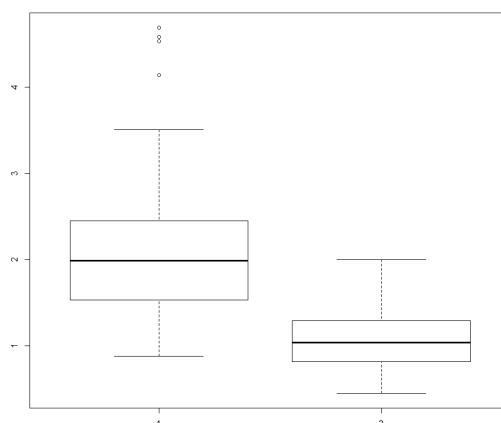


Figura 5. 13. Comparação do parâmetro alfa para o conjunto de 26 ilhas dos carabídeos nos períodos de pré-enchimento (1) e pós-enchimento (2).

5.4.2.3. β diversidade

Das 41 espécies identificadas no total dos dois tempos, na fase de pré-enchimento foram identificadas 22 espécies de carabídeos, das quais 8 espécies desapareceram, 14 espécies mantiveram-se no período pós-enchimento e 19 espécies surgiram novas (Tabela 5.4). Das 8 espécies que não estão presentes, 7 são de pequeno tamanho e uma de tamanho médio.

Tabela5. 4. Espécies de carabídeos nas 26 ilhas nos períodos de pré- e pós-enchimento: a vermelho as espécies ausentes num dos períodos, a verde as espécies que estão presentes apenas num dos períodos e a azul as espécies comuns nos dois períodos.

PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO
<i>Abacetus (Astigis) salzmanni</i>	<i>Abacetus (Astigis) salzmanni</i>
<i>Acupalpus</i> sp.	<i>Acupalpus</i> sp.
<i>Agonum (Agonum) muelleri</i>	<i>Agonum (Agonum) muelleri</i>
<i>Agonum (Agonum) nigrum</i>	<i>Agonum (Agonum) nigrum</i>
<i>Agonum (Agonum) viridicupreum</i>	<i>Agonum (Agonum) viridicupreum</i>
<i>Amara (Amara) aenea</i>	<i>Amara (Amara) aenea</i>
<i>Amblystomus niger</i>	<i>Amblystomus niger</i>
<i>Bembidion (Metallina) lampros</i>	<i>Bembidion (Metallina) lampros</i>
<i>Bembidion (Phyla) tethys</i>	<i>Bembidion (Phyla) tethys</i>
<i>Brachinus (Brachinoaptinus) bellicosus</i>	<i>Brachinus (Brachinoaptinus) bellicosus</i>
<i>Brachinus (Brachynidius) sclopeta</i>	<i>Brachinus (Brachynidius) sclopeta</i>
<i>Bradycellus (Bradycellus) lusitanicus</i>	<i>Bradycellus (Bradycellus) lusitanicus</i>
<i>Calathus (Neocalathus) granatensis</i>	<i>Calathus (Neocalathus) granatensis</i>
<i>Calodromius spilotus</i>	<i>Calodromius spilotus</i>
<i>Carabus (Mesocarabus) lusitanicus</i>	<i>Carabus (Mesocarabus) lusitanicus</i>
<i>Chlaenius (Chlaeniellus) vestitus</i>	<i>Chlaenius (Chlaeniellus) vestitus</i>
<i>Carterus (Carterus) rotundicollis</i>	<i>Carterus (Carterus) rotundicollis</i>
<i>Chlaenius (Chlaenius) velutinus</i>	<i>Chlaenius (Chlaenius) velutinus</i>
<i>Cicindela (Cicindela) campestris</i>	<i>Cicindela (Cicindela) campestris</i>
<i>Dixus sphaerocephalus</i>	<i>Dixus sphaerocephalus</i>
<i>Harpalus (Artabas) dispar</i>	<i>Harpalus (Artabas) dispar</i>
<i>Harpalus (Harpalus) cf pygmaeus</i>	<i>Harpalus (Harpalus) cf pygmaeus</i>
<i>Harpalus (Harpalus) distinguendus</i>	<i>Harpalus (Harpalus) distinguendus</i>
<i>Microlestes abeillei</i>	<i>Microlestes abeillei</i>
<i>Microlestes corticalis</i>	<i>Microlestes corticalis</i>
<i>Microlestes luctuosus</i>	<i>Microlestes luctuosus</i>
<i>Masoreus wetterhalli</i>	<i>Masoreus wetterhalli</i>
<i>Metalina ambiguum</i>	<i>Metalina ambiguum</i>
<i>Notiophilus geminatus</i>	<i>Notiophilus geminatus</i>
<i>Olisthopus elongatus</i>	<i>Olisthopus elongatus</i>
<i>Olisthopus hispanicus</i>	<i>Olisthopus hispanicus</i>
<i>Ophonus (Ophonus) opacus</i>	<i>Ophonus (Ophonus) opacus</i>
<i>Paradromius (Manadromius) linearis</i>	<i>Paradromius (Manadromius) linearis</i>
<i>Paranchus albipes</i>	<i>Paranchus albipes</i>
<i>Platyderus lusitanicus lusitanicus</i>	<i>Platyderus lusitanicus lusitanicus</i>

<i>Pterostichus (Steropus) ebenus</i>	<i>Pterostichus (Steropus) ebenus</i>
<i>Stenolophus teutonius</i>	<i>Stenolophus teutonius</i>
<i>Syntomus foveatus</i>	<i>Syntomus foveatus</i>
<i>Syntomus truncatellus</i>	<i>Syntomus truncatellus</i>
<i>Trechus obtusus</i>	<i>Trechus obtusus</i>
<i>Trepanes articulatus</i>	<i>Trepanes articulatus</i>

Da análise dos resultados da β diversidade total verificamos que a β diversidade total foi de 0.91, a β substituição foi de 0.52 e a β riqueza foi de 0.39.

A análise ADONIS para testar a hipótese nula, isto é, se existem diferenças significativas, mostrou valores significativos ($p=0.001$) para a β diversidade total e β substituição, sendo os valores de R^2 de 0.11 e 0.16 respetivamente. Este resultado demonstrou que 11 % da variância é explicada para a β diversidade total e 16 % de variância é explicada para a β substituição. Os resíduos do modelo apresentam valores de R^2 altos: β diversidade total (0.89) e β substituição (0.84). Para a β riqueza os valores não foram significativos.

Através da análise da Ordenação de Hull às matrizes de dissimilaridades anteriores verificou-se que apesar da alteração das composições das espécies apresentar um valor elevado (β substituição = 0.52) esta teve lugar em 7 das 26 ilhas em estudo (Figura 5.14).

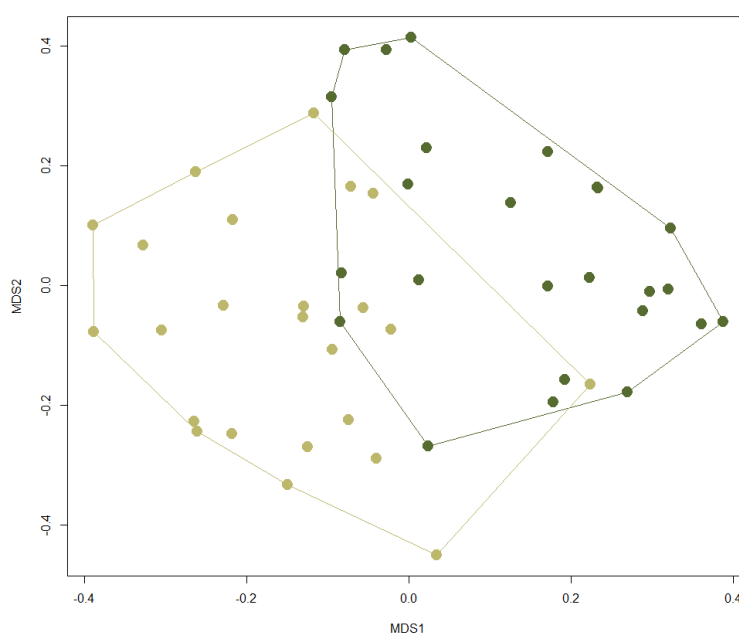


Figura 5. 14. Resultado do MDS onde se pode observar as ilhas referentes ao período de pré-enchimento (verde claro) e as ilhas referentes ao período de pós-enchimento (verde-escuro) e a sua sobreposição, onde ocorre substituição de espécies entre os dois conjuntos.

5.5 Discussão

Neste capítulo fomos perceber como as comunidades de aranhas e carabídeos responderam ao impacto da grande alteração de habitat resultante da construção da barragem de Alqueva e da substituição dos habitats, associados a uma paisagem contínua em pequenos fragmentos, que tiveram origem aquando da inundação da área envolvente. Neste trabalho estudamos as diferenças na composição das comunidades no período antes (pré-preenchimento) e depois (pós-enchimento) da construção da barragem de Alqueva. Para isso fomos comparar os valores de α e β diversidade para as ilhas comuns para ambos os taxa nos dois tempos e a distribuição das suas abundâncias.

A área de estudo antes da desmatização e desarborização da futura zona que deu origem ao maior lago artificial da Europa era uma área onde predominavam as áreas de cereal, pecuária, pousio, olival e montado, a par de pequenas hortas e campos destinados a autoconsumo em volta das povoações (GPA, 2005). Após a edificação da barragem e o fecho das comportas em 2002 deu origem a uma albufeira que se estende por 83 km ao longo de cinco concelhos da região ocupando uma área de 250 km² (EDIA, 2019).

α diversidade

Para ambos os grupos taxonómicos (aranhas e carabídeos) observou-se mais espécies no segundo período do que no primeiro, sendo no caso das aranhas a diferença muito marcante. Para que os dados entre os dois períodos fossem comparáveis foi utilizada a mesma metodologia e no mesmo local, não tendo assim esta variável influência nos resultados obtidos.

Os vários métodos utilizados para calcular a riqueza de espécies não diferiram no resultado, confirmando a diferença existente entre os dois períodos temporais. Outros autores utilizaram a mesma metodologia para estimarem o número de espécies em artrópodes. Por exemplo, Hortal *et al.* (2006) compararam diversos estimadores de diversidade para estudar os artrópodes da floresta Laurissilva dos Açores. Borges *et al.* (2009) avaliaram a relação espécies-área usando os valores estimados em vez dos valores observados para estudar a artropodofauna na Ilha do Pico e Terceira, nos Açores. Por outro lado, Fattorini *et al.* (2016) utilizaram os índices de diversidade e os modelos de distribuição de abundâncias para descrever as comunidades de espécies de artrópodes em ilhas oceânicas. Cuesta & Lobo (2019) analisaram a composição de comunidades de outros coleópteros (Scarabaeoidea) em tempos distintos na Sierra de Guadarrama (Espanha) utilizando estimadores de diversidade.

O fato de surgirem mais espécies alguns anos após o fecho das comportas da barragem do que no período anterior, provavelmente deve-se a uma maior concentração e isolamento que as espécies estão sujeitas neste período limitando a sua dispersão e colonização de novos territórios. Nas inventariações iniciais, quase três anos antes do fecho das comportas, a paisagem não se encontrava fragmentada. A inventariação foi desenvolvida no topo das colinas onde iriam ter lugar as futuras ilhas e onde as espécies tinham toda a liberdade para se dispersarem. Tal fato não implica que não estivessem presentes, mas simplesmente não foram detetadas devido a menor densidade. Tal como discutido no Capítulo 4, as aranhas têm adaptações e comportamentos que permitem dispersar-se ao longo do território de maneiras muito eficazes (Braccia & Batzer, 2001; Ballinger *et al.*, 2005), mesmo quando confrontadas com uma grande alteração de habitat como a inundação (Vanbergen *et al.*, 2017). Estes fatores em conjunto com a concentração de espécies nas ilhas recém-formadas, devido à subida gradual da água, levou a que existisse um maior número de espécies de aranhas no segundo período e que existisse uma maior abundância de espécies menos especialistas no segundo. O segundo período também é caracterizado por uma menor dominância de espécies e destas se encontrarem dispersas pelo arquipélago de uma maneira mais uniforme. Estudos recentes mostraram que várias espécies de aranhas apresentaram comportamentos elaborados de navegação e atracagem o que lhes permite atravessar cursos de água (Hayashi *et al.*, 2015). Este fato, juntamente com a presença de vegetação,

ajudam as aranhas a recolonizar ambientes recentemente perturbados (Vanbergen *et al.*, 2017). Outro fator que pode explicar este valor é a presença de mais presas dado o elevado número de dípteros (mosquitos) associados à presença de água (Gullan & Cranston, 2014) que não existia no período anterior bem como a renaturalização existente devido ao abandono agrícola e pecuário.

Em relação ao grupo dos carabídeos existe marginalmente mais espécies no segundo período do que no primeiro apesar de menos abundantes, tendo algumas espécies de menor tamanho terem desaparecido após o enchimento. Surgem no entanto mais espécies hidrófilas associados a meios ripícolas. Este facto pode estar relacionado com as espécies com menores especificidades alimentares terem tido mais sucesso do que as espécies mais especialistas. Duas das espécies mais abundantes de carabídeos no segundo período alimentam-se preferencialmente de sementes em vez de predarem outros insetos. Thiele (1977) e mais recentemente Vanbergen *et al.* (2010) mostraram que a abundância de alimentação (sementes) e a capacidade de voar são fatores que influenciam positivamente a colonização das espécies de carabídeos que apresentam estas características após uma alteração no seu habitat. Vanbergen *et al.* (2017) verificou que a abundância de carabídeos é negativamente influenciada em resposta ao fenómeno de inundação particularmente para as espécies não voadoras. Ainda segundo o mesmo autor (Vanbergen *et al.*, 2017), as características da paisagem não influenciam a riqueza ou a abundância dos grupos de artrópodes estudados. Contudo, algumas características da paisagem como árvores e/ou a presença de vegetação podem ter influência uma vez que providenciam refúgios contra a perturbação e permitem concentrar nichos e alimentação disponível. No segundo período existem mais ilhas com maior número de estratos (3) do que no período anterior, tal deve-se ao crescimento dos matos devido ao abandono das actividades humanas (ver apêndice II). O isolamento destas áreas levou a que as actividades agrícolas e pecuárias cessassem o que levou a uma alteração dos usos do solo onde se destacam o aparecimento de diversos tipos de matos (Fonseca *et al.*, 2005).

Distribuição das abundâncias

No caso das aranhas parece passar de uma situação de alguma perturbação (pré-enchimento) para uma situação com maior perturbação em termos de comunidade (pós-enchimento). No caso dos carabídeos a situação é diferente parece existir uma situação de perturbação em ambos os períodos. A distribuição das abundâncias das aranhas no período de pré-enchimento indicam uma distribuição entre o log normal e o log series e no e pós-enchimento uma distribuição log series. No caso dos carabídeos indicam uma distribuição próxima da Log series nos dois períodos. Os ajustamentos dos modelos são melhores no primeiro período que no segundo período. Alguns autores assumem que a distribuição log normal prevalece em ambientes sem perturbação, enquanto a log series está presente em habitats perturbados com altas taxas de variabilidade espacial e temporal (Gray *et al.*, 2006). Apesar de ser difícil relacionar estes modelos de distribuição de abundâncias, principalmente quando estes apresentam valores intermédios (McGill *et al.*, 2007; Ulrich *et al.*, 2010; Cheng *et al.*, 2012; Locey & White, 2013), a distribuição Log normal é mais frequente encontrar-se em comunidades isoladas com baixas taxas de substituição de espécies e uma alta proporção de espécies com abundâncias intermédias (Magurran & Henderson, 2003). Por outro lado, na distribuição Log series espera-se que ocorra em comunidades em plena colonização (etapas de sucessão iniciais e/ou intermédias) com elevados graus de dispersão e substituição de espécies (turnover) (Ugland *et al.*, 2007). Este pode ser o caso do grupo das aranhas, pois provavelmente passaram de habitats mais estáveis para habitats com múltiplos fatores a influenciarem a distribuição das espécies de uma forma estocástica (aleatória) e onde existem algumas espécies dominantes para após a perturbação (construção da barragem). Este facto levou a uma nova colonização onde as espécies foram obrigadas a dispersarem-se em pequenos fragmentos de habitat remanescente existindo uma maior equitabilidade e a dominância de poucas espécies muito abundantes. No caso dos carabídeos a distribuição das abundâncias é semelhante nos dois períodos, ou seja, um ambiente já perturbado anteriormente.

β diversidade

Analisando a Beta diversidade verificámos que este valor é mais elevado para os carabídeos do que para as aranhas, existindo uma maior taxa de substituição de espécies de carabídeos do que de aranhas entre os dois tempos. Em relação à diferença de espécies que entraram e saíram da comunidade, este valor é praticamente idêntico para os dois grupos. A “substituição” das espécies de aranhas teve lugar num número de locais (ilhas) muito maior do que para o grupo dos carabídeos, talvez devido ao facto de as aranhas terem uma maior capacidade de dispersão e distribuição uniforme nas ilhas utilizando melhor o espaço disponível. Para os carabídeos a alteração das comunidades de espécies teve lugar em poucas ilhas, o que demonstra uma maior especificidade de habitat deste grupo em comparação com o grupo das aranhas que o pode tornar mais sensível à extinção.

Carvalho *et al.* (2012) refere que as comunidades de aranhas da zona mediterrânea são mais influenciadas pela taxa de substituição de espécies do que pela diferença de espécies que entraram e saíram da comunidade, fenómeno que pode ser explicado pela especiação alopátrica que ocorreu ao longo do tempo nesta região (Gómez & Lunt, 2007). Também Boieiro *et al.* (2013) referiu o mesmo quando estudou os padrões da Beta diversidade para as comunidades de carabídeos da Ilha da Madeira. Matthews *et al.* (2019) ao comparar as comunidades de artrópodes das florestas dos Açores refere que a beta diversidade (temporal) é muito maior nas espécies não nativas do que nas espécies nativas e que para estas a taxa de substituição (“turnover”) é devido a fenómenos estocásticos (aleatórios). Anderson *et al.* (2006) ao comparar as comunidades de invertebrados aquáticos entre a Nova Zelândia e a Noruega referiu que a variação da composição de espécies durante os estágios iniciais de sucessão é mais elevada do que em estágios mais tardios. Segundo o mesmo autor isto pode ser uma consequência da Lei de Taylor (variância aumenta com a média) ou de uma maior taxa de imigração nos estágios iniciais de sucessão. Baselga (2010) comparou as taxas de substituição de espécies e taxa de aninhamento (“nestedness”) (outra medida para a diferença entre espécies que entram e saem da comunidade) das comunidades de cerambicídeos entre o Norte e o Sul da Europa e verificou que apesar dos valores de beta diversidade serem os mesmos, quando se analisam os padrões podem existir diferenças. Neste caso a beta diversidade no Sul é explicada em grande parte pela substituição de espécies que segundo o autor é devido ao elevado número de espécies endémicas presentes. No Norte, a beta diversidade é explicada por este fator somado ao aninhamento devido a existirem menos espécies nesta latitude.

5.6. Conclusão

Neste capítulo os dados apresentaram-se de uma forma singular contrariando de uma forma simplista a teoria que uma grande fragmentação de habitat leva a um declínio acentuado do número de espécies presentes. Ou seja, neste caso o número de espécies é superior após uma grande fragmentação de habitat (no caso das aranhas essa diferença é muito acentuada) do que no período anterior a essa alteração. A explicação mais plausível é que numa primeira fase existe uma maior concentração de espécies nas ilhas recém-formadas, especialmente no caso das aranhas com as suas variadas estratégias de predação e de dispersão não foram tão afetadas no momento inicial o que se verifica no caso dos carabídeos. No entanto, a estrutura das comunidades e a sua distribuição terem aspetos semelhantes condizentes de ambientes com elevada perturbação, bem como a substituição de espécies ter sido elevada e a diferença entre as espécies que entraram e saíram da comunidade de ambos os grupos ser semelhante, leva a que provavelmente estejamos perante um fenómeno de “Extinction debt” no caso dos carabídeos em que o tempo de relaxamento é muito curto para se perceber o real impacto nas comunidades de espécies em estudo. Em relação às aranhas a extinção associada à alteração de habitat decorrente da construção da barragem não se verifica.

6. DISCUSSÃO GERAL

6. DISCUSSÃO GERAL

Parece uma incongruência falarmos de extinção quando existe um maior número de espécies no período mais recente quando comparado com o período mais antigo. Este fator pode derivar do isolamento a que estas comunidades foram sujeitas e que provavelmente não decorreu tempo suficiente para que as espécies raras (pouco abundantes) tenham tido tempo para se extinguirem. Este fenómeno denominado de “Extinction debt” de invertebrados já foi estudado em ilhas criadas pela existência de uma barragem (Jones *et al.*, 2016), em ilhas oceânicas (Triantis *et al.*, 2010) e em vários ambientes continentais com habitats sujeitos a grandes alterações (Larsen, 2008; Sang *et al.*, 2010). Estes autores estão de acordo que existe um tempo necessário (tempo de relaxamento) em que as espécies raras (pouco abundantes) ainda não tiveram tempo de se extinguirem das ilhas mais pequenas. O nosso estudo difere cerca de 12 anos entre o período de pré-enchimento (1999-2000) e o período de pós-enchimento (2012), e a perturbação iniciou-se não só com as obras de desmatagem e desarborização, bem como com a lenta submersão da área da albufeira (iniciada a 8 de março de 2002). Este fato pode ter levado a que as espécies utilizassem as ilhas recém-formadas como refúgio pois foram as únicas áreas que mantiveram as suas características de vegetação e usos do solo sem alteração. Este período temporal pode ser insuficiente para se verificar a diminuição de espécies característica da fragmentação de habitat que caracteriza a construção de barragens (Cosson *et al.*, 1999; Hanski & Ovaskainen, 2000; Terborgh *et al.*, 2001; Ferreira *et al.*, 2011; Benchimol & Peres, 2015a). As extinções de espécies em ilhas de albufeiras recém-formadas tem sido observadas para muitas taxa diferentes como plantas (Yu *et al.*, 2012; Benchimol & Peres, 2015b), invertebrados (Feer & Hingrat, 2005; Emer *et al.*, 2013), aves (Yu *et al.*, 2012), morcegos (Cosson *et al.*, 1999), pequenos mamíferos (Lambert *et al.*, 2003; Gibson *et al.*, 2013), e mamíferos de médio e grande porte (Benchimol & Peres, 2015a, 2015c). Outro fator observado nestes casos é que após a formação da albufeira existem populações de espécies que podem-se tornar muito abundantes nessas ilhas e/ou espécies invasoras podem-se estabelecer (Chauvet & Forget, 2005; Feeley & Terborgh, 2006; Lopez & Terborgh, 2007; Gibson *et al.*, 2013).

Neste caso, para os carabídeos parece que está em curso um fenómeno de “Extinction debt” onde o número de espécies entre os dois períodos é semelhante e onde provavelmente as espécies raras ainda não tiveram tempo de se extinguir, mas a redução do número de espécies e das abundâncias nas ilhas de menor tamanho já está presente reforçam essa ideia. No caso das aranhas com estes dados não foi possível retirar essa conclusão pois o número de espécies é substancialmente maior do que no período anterior, e o número de espécies novas é muito mais elevado do que as que desapareceram.

A Figura 6.1. apresenta um esquema da distribuição das comunidades de aranhas e carabídeos entre o continente e as ilhas resultante da construção da barragem de Alqueva e da consequente alteração da paisagem daí resultante.

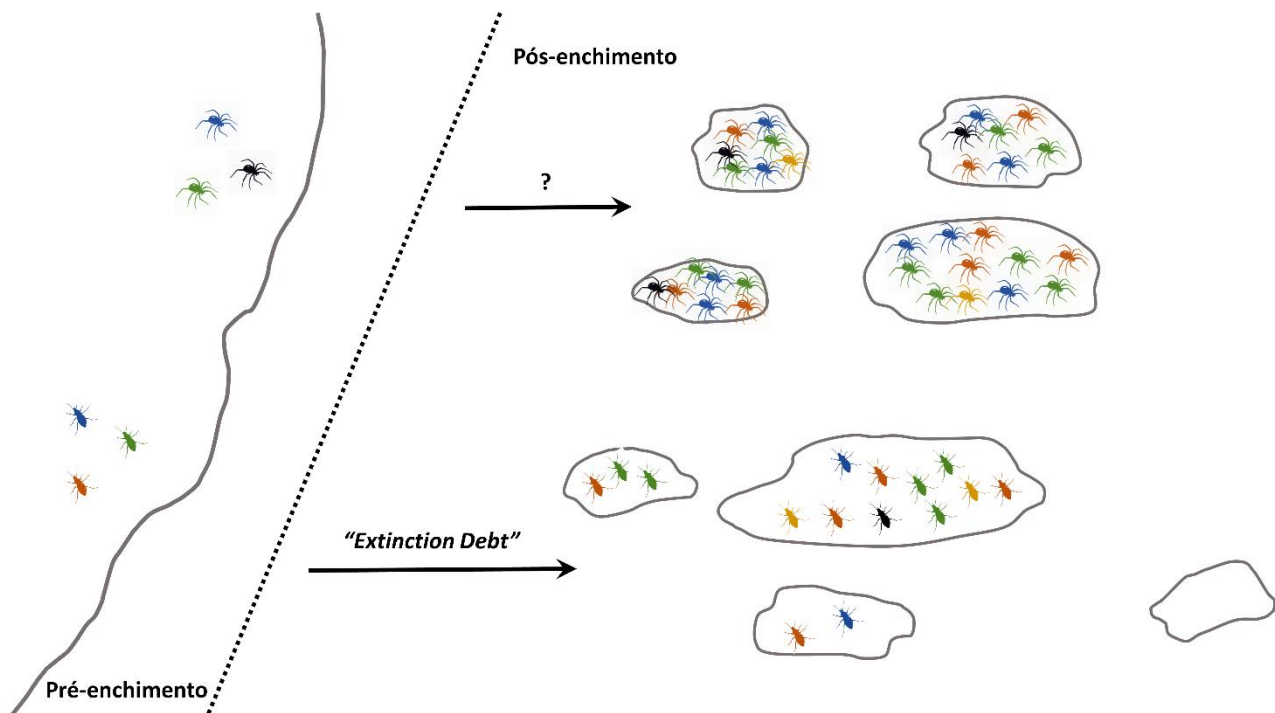


Figura 6. 1. Esquema conceitual da distribuição das aranhas e carabídeos resultante da construção da barragem de Alqueva.

A forma diferente como estes grupos se distribuem no espaço após o enchimento da barragem (Capítulo 4) mostra que estes grupos (aranhas e carabídeos) numa primeira fase contribuem para perceber estas diferenças. Os carabídeos mais de acordo com a Teoria Biogeografia Insular enunciada por MacArthur & Wilsson (1967) em que a área e os recursos disponíveis resultante de áreas maiores são propícios a existirem um maior número de espécies (Kreft *et al.*, 2008; Fattorini & Borges, 2012; Triantis *et al.*, 2012; Matthews *et al.*, 2016; Otto *et al.*, 2017) enquanto a distância é normalmente condicionante negativa (Magura *et al.*, 2001; Cardoso *et al.*, 2010; Vanbergen *et al.*, 2017). Em relação às aranhas a sua capacidade de dispersão associado ao isolamento que foram sujeitas com a construção da barragem fez com que numa primeira fase este grupo aumentasse o seu número de espécies e abundância. Em relação às borboletas, grupo para o qual não temos histórico anterior parece que devido á capacidade inerente a este grupo biológico de conseguirem voar grandes distâncias que apenas a área é um fator que limita a distribuição deste grupo.

7. CONCLUSÕES GERAIS

7. CONCLUSÕES GERAIS

A fragmentação imposta pela construção da Barragem de Alqueva teve diferentes impactos nos taxa estudados. Existem diversas formas de ocupação do novo espaço existente, sendo a área e a distância importante para as borboletas e para os carabídeos. No caso das aranhas essas variáveis não condicionam a distribuição deste grupo. Em relação ao impacto do empreendimento nas comunidades existentes, os carabídeos apresentam um resultado mais consonante ao esperado de um processo de extinção com o início do desaparecimento das espécies nas ilhas mais pequenas. As aranhas apresentam um fato curioso, pois numa primeira fase parece ter sido vantajoso a concentração de indivíduos devido ao isolamento a que estiveram sujeitas pela construção do empreendimento. Em ambos os casos, o tempo de relaxamento é ainda muito curto para se verificar o processo de extinção característico da fragmentação de habitat recorrente da construção de uma grande barragem.

Dos taxa estudados, os carabídeos parecem ser o modelo que melhor explica o impacto da grande fragmentação que existe recorrente da construção do empreendimento de Alqueva e da inundação subsequente, no entanto ficaram algumas questões por responder:

As borboletas foram afetadas pela construção da barragem?

Existe comprovadamente um fenómeno de “efeito de ilhas pequenas”?

O processo de extinção das aranhas está a ser compensado pela imigração de novos indivíduos que encontraram refúgio e alimento nestas novas áreas?

Estas questões suscitam interessantes desafios futuros e uma oportunidade única de estudo das comunidades de artrópodes em ilhas de albufeiras.

8. REFERÊNCIAS

8. REFERÊNCIAS

- Agosti, D., Majer, J., Alonso, L.E., Schultz, T., 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press.
- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification, in: *Selected Papers of Hirotugu Akaike*. Springer, pp. 215–222.
- Alonso, D., Ostling, A., Etienne, R.S., 2008. The implicit assumption of symmetry and the species abundance distribution. *Ecol. Lett.* 11, 93–105.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683–693.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.* 14, 19–28.
- Arrhenius, O., 1921. Species and area. *J. Ecol.* 9, 95–99.
- Austin, M., 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecol. Model.* 200, 1–19.
- Ballinger, A., Nally, R.M., Lake, P.S., 2005. Immediate and longer-term effects of managed flooding on floodplain invertebrate assemblages in south-eastern Australia: generation and maintenance of a mosaic landscape. *Freshw. Biol.* 50, 1190–1205.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 134–143.
- Baselga, A., 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 1223–1232.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*.
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015a. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. *Biol. Conserv.* 187, 61–72.
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015b. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *J. Ecol.* 103, 408–420.
- Benchimol, M., Peres, C.A., 2015c. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PLoS One* 10, e0129818.
- Bender, D.J., Contreras, T.A., Fahrig, L., 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79, 517–533.
- Boieiro M, Matthews TJ, Rego C, Crespo, L, Aguiar CAS, Cardoso P, Rigal F, Silva, I, Pereira, F., Borges, PA, Serrano, A.R. 2018. A comparative analysis of terrestrial arthropod assemblages from a relict forest unveils historical extinctions and colonization differences between two oceanic islands. *PLoS ONE* 13(4): e0195492.
- Boieiro, M., Carvalho, J.C., Cardoso, P., Aguiar, C.A., Rego, C., e Silva, I. de F., Amorim, I.R., Pereira, F., Azevedo, E.B., Borges, P.A. 2013. Spatial factors play a major role as determinants of endemic ground beetle beta diversity of Madeira Island Laurisilva. *PLoS One* 8, e64591.
- Borges, P.A., Brown, V.K., 2003. Estimating species richness of arthropods in Azorean pastures: the adequacy of suction sampling and pitfall trapping. *Graellsia* 59, 7–24.
- Borges, P.A., Hortal, J., 2009. Time, area and isolation: factors driving the diversification of Azorean arthropods. *J. Biogeogr.* 36, 178–191.

- Borges, P.A., Hortal, J., Gabriel, R., Homem, N., 2009. Would species richness estimators change the observed species area relationship? *Acta Oecologica* 35, 149–156.
- Borges PAV, Uglund KI, Dinis FO, Gaspar C. 2008. Insect and spider rarity in an oceanic island (Terceira, Azores): true rare and pseudo-rare species. In: Fattorini S, editor. *Insect ecology and conservation*. Kerala: Research Signpost. pp. 47-70
- Borges, P.A., Cardoso, P., Fattorini, S., Rigal, F., Matthews, T.J., Di Biase, L., Amorim, I.R., Florencio, M., Borda-de-Água, L., Rego, C., 2018. Community structure of woody plants on islands along a bioclimatic gradient. *Front. Biogeogr.* 10.
- Borregaard, M.K., Matthews, T.J., Whittaker, R.J., 2016. The general dynamic model: towards a unified theory of island biogeography? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 805–816.
- Borregaard, M.K., Amorim, I.R., Borges, P.A., Cabral, J.S., Fernández-Palacios, J.M., Field, R., Heaney, L.R., Kreft, H., Matthews, T.J., Olesen, J.M., 2017. Oceanic island biogeography through the lens of the general dynamic model: assessment and prospect. *Biol. Rev.* 92, 830–853.
- Braccia, A., Batzer, D.P., 2001. Invertebrates associated with woody debris in a southeastern US forested floodplain wetland. *Wetlands* 21, 18–31.
- Brose, U., 2002. Estimating species richness of pitfall catches by non-parametric estimators. *Pedobiologia* 46, 101–107.
- Brown & Maurer, 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science* 243, 1145–1150.
- Cardoso, P., Leather, S.R., 2019. Predicting a global insect apocalypse. *Insect Conserv. Divers.* 12, 263–267.
- Cardoso, P., Arnedo, M.A., Triantis, K.A., Borges, P.A., 2010. Drivers of diversity in Macaronesian spiders and the role of species extinctions. *J. Biogeogr.* 37, 1034–1046.
- Cardoso, P., Borges, P.A., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., Martín, J.L., 2011a. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biol. Conserv.* 144, 2432–2440.
- Cardoso, P., Pekár, S., Jocqué, R., Coddington, J.A., 2011b. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PloS One* 6, e21710.
- Cardoso, P., Rigal, F. & Carvalho, J.C., 2015. BAT - Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods In Ecology and Evolution*, 6, 232–236.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Gomes, P., 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 760–771.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P., Borges, P.A., Schmera, D., Podani, J., 2013. Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos* 122, 825–834.
- Chao, A., 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* 265–270.
- Chase, J.M., Gooriah, L., May, F., Ryberg, W.A., Schuler, M., Craven, D., Knight, T., 2018. A framework for dissecting ecological mechanisms underlying the island species-area relationship. *BioRxiv* 410126.
- Chauvet, S., Forget, P.-M., 2005. Edge effects on post-dispersal seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana. *J. Trop. Ecol.* 21, 113–116.
- Cheng, J., Mi, X., Nadrowski, K., Ren, H., Zhang, J., Ma, K., 2012. Separating the effect of mechanisms shaping species-abundance distributions at multiple scales in a subtropical forest. *Oikos* 121, 236–244.

- Chícharo, L., Chícharo, M.A., Ben-Hamadou, R., 2006a. Use of a hydrotechnical infrastructure (Alqueva Dam) to regulate planktonic assemblages in the Guadiana estuary: basis for sustainable water and ecosystem services management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 70, 3–18.
- Chícharo, M.A., Chícharo, L., Morais, P., 2006b. Influence of freshwater inflow changes on the ichthyofauna of Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE-Portugal/SW-Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 70, 39–51.
- Colwell, R.K., Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 345, 101–118.
- Connell, J.H., 1978. Diversidade em florestas tropicais e recifes de coral. *Ciência*, 199 (4335), 1302-1310.
- Connor, E.F., McCoy, E.D., 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *Am. Nat.* 113, 791–833.
- Connor, E.F., Courtney, A.C., Yoder, J.M., 2000. Individuals–area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81, 734–748.
- Cosson, J.F., Ringuet, S., Claessens, O., De Massary, J.C., Dalecky, A., Villiers, J.F., Granjon, L., Pons, J.M., 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biol. Conserv.* 91, 213–222.
- Cuesta, E., Lobo, J.M., 2019. A comparison of dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeoidea) collected 34 years apart in an Iberian mountain locality. *J. Insect Conserv.* 23, 101–110.
- Dapporto, L., Dennis, R.L., 2008. Species richness, rarity and endemism on Italian offshore islands: complementary signals from island-focused and species-focused analyses. *J. Biogeogr.* 35, 664–674.
- Dennis, R.L., Shreeve, T.G., 1997. Diversity of butterflies on British islands: ecological influences underlying the roles of area, isolation and the size of the faunal source. *Biol. J. Linn. Soc.* 60, 257–275.
- Dennis, R.L., Hardy, P.B., Dapporto, L., 2012. Nestedness in island faunas: novel insights into island biogeography through butterfly community profiles of colonization ability and migration capacity. *J. Biogeogr.* 39, 1412–1426.
- Diamond, J.M., 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 69, 3199–3203.
- Dias, M.P., Lecoq, M., Moniz, F., Rabaça, J.E., 2014. Can human-made saltpans represent an alternative habitat for shorebirds? Implications for a predictable loss of estuarine sediment flats. *Environ. Manage.* 53, 163–171.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *science* 345, 401–406.
- Drakare, S., Lennon, J.J., Hillebrand, H., 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species–area relationships. *Ecol. Lett.* 9, 215–227.
- EDIA, 2019. <https://www.edia.pt/pt/o-que-e-o-alqueva/o-territorio> (consultado 25/09/2019).
- Eisenhauer, N., Bonn, A., Guerra, C.A., 2019. Recognizing the quiet extinction of invertebrates. *Nat. Commun.* 10, 50.
- Elkiathi, N., Ramdani, M., Espinar, J.L., Fahd, K., Serrano, L., 2013. Ecological similarities between two Mediterranean wetlands: Sidi Boughaba (North-West Morocco) and Doñana National Park (South-West Spain).
- Emer, C., Venticinque, E.M., Fonseca, C.R., 2013. Effects of dam-induced landscape fragmentation on Amazonian ant–plant mutualistic networks. *Conserv. Biol.* 27, 763–773.

- Erwin, T.L., 1985. The taxon pulse: a general pattern of lineage radiation and extinction among carabid beetles. *Taxon. Phylogeny Zoogeography Beetles Ants* 437–472.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81, 117–142.
- Eyre, M.D., Luff, M.L., Leifert, C., 2013. Crop, field boundary, productivity and disturbance influences on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the agroecosystem. *Agric. Ecosyst. Environ.* 165, 60–67.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Faith, D.P., Minchin, P.R., Belbin, L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69, 57–68.
- Fang, J., Wang, Z., Zhao, S., Li, Y., Tang, Z., Yu, D., Ni, L., Liu, H., Xie, P., Da, L., 2006. Biodiversity changes in the lakes of the Central Yangtze. *Front. Ecol. Environ.* 4, 369–377.
- Fattorini, S., Borges, P.A., 2012. Species-area relationships underestimate extinction rates. *Acta Oecologica* 40, 27–30.
- Fattorini, S., Rigal, F., Cardoso, P., Borges, P.A., 2016. Using species abundance distribution models and diversity indices for biogeographical analyses. *Acta Oecologica* 70, 21–28.
- Feeley, K.J., Terborgh, J.W., 2006. Habitat fragmentation and effects of herbivore (howler monkey) abundances on bird species richness. *Ecology* 87, 144–150.
- Feeley, K.J., Gillespie, T.W., Lebbin, D.J., Walter, H.S., 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. *Anim. Conserv.* 10, 493–501.
- Feer, F., Hingrat, Y., 2005. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. *Conserv. Biol.* 19, 1103–1112.
- Ferraz, G., Russell, G.J., Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., Pimm, S.L., Lovejoy, T.E., 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100, 14069–14073.
- Ferreira, L.V., Neckel, S., Galatti, U., Fáveri, S.B., Parolin, P., 2011. Forest structure of artificial islands in the Tucuruí dam reservoir in northern Brazil: a test core-area model. *Acta Amaz.* 42.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 42–58.
- Fonseca, M.P., Segurado, P., Figueiredo, D.C., 2001. Ilhas da Albufeira de Alqueva: biodiversidade numa paisagem em profunda transformação. Relatório final do Projecto Ilhas I (EDIA/FEDER).
- Fonseca, M.P., Pereira, P.M., Segurado, P., Marques, J.T., Nicoara, B., Correia, M., Pedroso, R., et al., 2005. Projecto Ilhas da Albufeira de Alqueva II, Biodiversidade numa paisagem em profunda transformação Relatório final do Projecto Ilhas II (EDIA/FEDER). Pp.97.
- Forman, R.T.T., 1995. *Land Mosaics, the Ecology of Landscapes and Regions* Cambridge University Press UK.
- Garcia-Pereira, P., García-Barros, E., Munguira, M., 2003. Patrones de distribución de las mariposas diurnas en Portugal (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperidae, Zygaenidae). *Graellsia* 59, 259–271.
- Gaston, K., Blackburn, T., 2008. *Pattern and process in macroecology*. John Wiley & Sons.
- Gibson, L., Lynam, A.J., Bradshaw, C.J., He, F., Bickford, D.P., Woodruff, D.S., Bumrungsri, S., Laurance, W.F., 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science* 341, 1508–1510.
- Godinho, C., Rabaça, J.E., Segurado, P., 2010. Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana River basin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecol. Res.* 25, 283–294.

- Gómez, A., Lunt, D.H., 2007. Refugia within refugia: patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula, in: *Phylogeography of Southern European Refugia*. Springer, pp. 155–188.
- Gonzalez, A., 2000. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. *Ecol. Lett.* 3, 441–448.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2011. Estimating species richness. In 'Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment'. (Eds AE Magurran and BJ McGill.) pp. 39–54. Oxford University Press: New York.
- Gotelli, N.J., Chao, A., 2013. Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data.
- GPA, 2005. Caracterização da zona de Alqueva. Plano de intervenção para a zona de Alqueva. Tomo 2. GPAa – Grupo de Projecto Alqueva Agrícola.
- Gray, J.S., 1979. Pollution-induced changes in populations. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 286, 545–561.
- Gray, J.S., Bjørgesæter, A., Ugland, K.I., 2006. On plotting species abundance distributions. *J. Anim. Ecol.* 75, 752–756.
- Gullan, P.J., Cranston, P.S., 2014. *The insects: an outline of entomology*. John Wiley & Sons.
- Halley, J.M., Sgardeli, V., Triantis, K.A., 2014. Extinction debt and the species–area relationship: a neutral perspective. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 113–123.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12, e0185809.
- Hallmann, C.A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., van Deijk, J., van Steenis, W., Jongejans, E., 2019. Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conserv. Divers.*
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755.
- Hayashi, M., Bakkali, M., Hyde, A., Goodacre, S.L., 2015. Sail or sink: novel behavioural adaptations on water in aerially dispersing species. *BMC Evol. Biol.* 15, 118.
- Heip, C.H., Herman, P.M., Soetaert, K., 1998. Indices of diversity and evenness. *Oceanis* 24, 61–88.
- Hill, M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54, 427–432.
- Holyoak, M., Leibold, M.A., Holt, R.D., 2005. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*. University of Chicago Press.
- Hortal, J., Borges, P.A., Gaspar, C., 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *J. Anim. Ecol.* 75, 274–287.
- Hubbell, S.P., 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press.
- IPBES, 2018. Report of the Plenary of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on the work of its sixth session. IPBES/6/15/Add.4 [WWW Document]. URL (accessed 10.31.19).
- Jaccard, P., 1912. The distribution of the flora in the alpine zone. 1. *New Phytol.* 11, 37–50.
- Jackson, S.T., Sax, D.F., 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends Ecol. Evol.* 25, 153–160.

- Jones, I.L., Bunnefeld, N., Jump, A.S., Peres, C.A., Dent, D.H., 2016. Extinction debt on reservoir land-bridge islands. *Biol. Conserv.* 199, 75–83.
- Jonsson, M., Yeates, G.W., Wardle, D.A., 2009. Patterns of invertebrate density and taxonomic richness across gradients of area, isolation, and vegetation diversity in a lake-island system. *Ecography* 32, 963–972.
- Junker, M., Schmitt, T., 2010. Demography, dispersal and movement pattern of *Euphydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula: an alarming example in an increasingly fragmented landscape? *J. Insect Conserv.* 14, 237–246.
- Keppel, G., Robinson, T.P., Wardell-Johnson, G.W., Yates, C.J., Van Niel, K.P., Byrne, M., Schut, A.G., 2017. A low-altitude mountain range as an important refugium for two narrow endemics in the Southwest Australian Floristic Region biodiversity hotspot. *Ann. Bot.* 119, 289–300.
- Kitzes, J., Harte, J., 2015. Predicting extinction debt from community patterns. *Ecology* 96, 2127–2136.
- Koleff, P., Gaston, K.J., Lennon, J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence–absence data. *J. Anim. Ecol.* 72, 367–382.
- Kreft, H., Jetz, W., Mutke, J., Kier, G., Barthlott, W., 2008. Global diversity of island floras from a macroecological perspective. *Ecol. Lett.* 11, 116–127.
- Kunin, W.E., 2019. Robust evidence of declines in insect abundance and biodiversity. Nature Publishing Group.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24, 564–571.
- Lambeets, K., Hendrickx, F., Vanacker, S., Van Looy, K., Maelfait, J.-P., Bonte, D., 2008. Assemblage structure and conservation value of spiders and carabid beetles from restored lowland river banks. *Biodivers. Conserv.* 17, 3133.
- Lambert, T.D., Adler, G.H., Riveros, C.M., Lopez, L., Ascanio, R., Terborgh, J., 2003. Rodents on tropical land-bridge islands. *J. Zool.* 260, 179–187.
- Larsen, T.B., 2008. Forest butterflies in West Africa have resisted extinction... so far (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). *Biodivers. Conserv.* 17, 2833.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601–613.
- Locey, K.J., White, E.P., 2013. How species richness and total abundance constrain the distribution of abundance. *Ecol. Lett.* 16, 1177–1185.
- Lomolino, M.V., 2000. Ecology's most general, yet protean 1 pattern: the species-area relationship. *J. Biogeogr.* 27, 17–26.
- Longino JT, Coddington J, Colwell RK. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology.* 83, 689-702.
- Lopez, L., Terborgh, J., 2007. Seed predation and seedling herbivory as factors in tree recruitment failure on predator-free forested islands. *J. Trop. Ecol.* 23, 129–137.
- Lövei, G.L., Sunderland, K.D., 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annu. Rev. Entomol.* 41, 231–256.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17, 373–387.

- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The theory of island biogeography. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Magura, T., Kődöböcz, V., Tóthmérész, B., 2001. Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *J. Biogeogr.* 28, 129–138.
- Magurran, A.E., 2013. Measuring biological diversity. John Wiley & Sons.
- Magurran, A.E., Henderson, P.A., 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422, 714.
- Maravalhas, E., 2003. As borboletas de Portugal. Distribuidor internacional, Apollo Books.
- Marques, I., Draper, D., Iriondo, J.M., 2014. Costs and benefits of the mixed-mating system of *Narcissus serotinus* (Amaryllidaceae) in the conservation of small fragmented populations. *Botany* 92, 113–122.
- Matos, N., Fonseca, M., 2013. Inventariação Biológica nas Ilhas de Alqueva (2012) Relatório II.
- Matthews, T.J., Whittaker, R.J., 2014. Neutral theory and the species abundance distribution: recent developments and prospects for unifying niche and neutral perspectives. *Ecol. Evol.* 4, 2263–2277.
- Matthews, T.J., Whittaker, R.J., 2015. On the species abundance distribution in applied ecology and biodiversity management. *J. Appl. Ecol.* 52, 443–454.
- Matthews, T.J., Borges, P.A., de Azevedo, E.B., Whittaker, R.J., 2017. A biogeographical perspective on species abundance distributions: recent advances and opportunities for future research. *J. Biogeogr.* 44, 1705–1710.
- Matthews, T.J., Steinbauer, M.J., Tzirkalli, E., Triantis, K.A., Whittaker, R.J., 2014. Thresholds and the species–area relationship: a synthetic analysis of habitat island datasets. *J. Biogeogr.* 41, 1018–1028.
- Matthews, T.J., Guilhaumon, F., Triantis, K.A., Borregaard, M.K., Whittaker, R.J., 2016. On the form of species–area relationships in habitat islands and true islands. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 847–858.
- Matthews, T.J., Borregaard, M.K., Gillespie, C.S., Rigal, F., Ugland, K.I., Krüger, R.F., Marques, R., Sadler, J.P., Borges, P.A., Kubota, Y., 2019. Extension of the gambin model to multimodal species abundance distributions. *Methods Ecol. Evol.* 10, 432–437.
- Maurer, B.A., 1999. Untangling ecological complexity: the macroscopic perspective. University of Chicago Press.
- McAllister, D.E., Craig, J.F., Davidson, N., Delany, S., Seddon, M., 2001. Biodiversity impacts of large dams. Backgr. Pap. 1.
- McGill, B.J., 2003. A test of the unified neutral theory of biodiversity. *Nature* 422, 881.
- McGill, B.J., Etienne, R.S., Gray, J.S., Alonso, D., Anderson, M.J., Benecha, H.K., Dornelas, M., Enquist, B.J., Green, J.L., He, F., 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecol. Lett.* 10, 995–1015.
- McIntosh, R.P., 1995. HA Gleason’s ‘individualistic concept’ and theory of animal communities: a continuing controversy. *Biol. Rev.* 70, 317–357.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC, USA.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Island press Washington, DC:
- Mittelbach, G.G., McGill, B.J., 2019. Community ecology. Oxford University Press.
- Morais, P., Chicharo, M.A., Chicharo, L., 2009. Changes in a temperate estuary during the filling of the biggest European dam. *Sci. Total Environ.* 407, 2245–2259.

- Morris, E.K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T.S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecol. Evol.* 4, 3514–3524.
- Nee, S., Stone, G., 2003. The end of the beginning for neutral theory. *Trends Ecol. Evol.* 18, 433–434.
- New, T., Xie, Z., 2008. Impacts of large dams on riparian vegetation: applying global experience to the case of China's Three Gorges Dam. *Biodivers. Conserv.* 17, 3149–3163.
- Oksanen, J., 2013. *Vegan: ecological diversity*. R Proj.
- Oliveira, A.M.M.E. de, 2016. Os carabídeos (Coleoptera, Carabidae) da Serra de Monchique (Sítio Rede Natura 2000): biodiversidade e ecologia.
- Osman, R.W., 2015. The Intermediate Disturbance Hypothesis, in *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)*. Pp. 2780 .
- Otto, R., Garzón-Machado, V., del Arco, M., Fernández-Lugo, S., de Nascimento, L., Oromí, P., Báez, M., Ibáñez, M., Alonso, M.R., Fernández-Palacios, J.M., 2017. Unpaid extinction debts for endemic plants and invertebrates as a legacy of habitat loss on oceanic islands. *Divers. Distrib.* 23, 1031–1041.
- Pedroso, N.M., Marques, T.A., Santos-Reis, M., 2014. The response of otters to environmental changes imposed by the construction of large dams. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 66–80.
- Philpott, S.M., Albuquerque, S., Bichier, P., Cohen, H., Egerer, M.H., Kirk, C., Will, K.W., 2019. Local and Landscape Drivers of Carabid Activity, Species Richness, and Traits in Urban Gardens in Coastal California. *Insects* 10, 112.
- PNGC, 1992. *Large Dams in Portugal*. Portuguese National Committee on Large Dams. The Committee of European Union. 266pp. Lisbon.
- Podani, J., Schmera, D., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos* 120, 1625–1638.
- Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L.V., Garibaldi, L.A., Hill, R., Settele, J., 2016. Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540, 220–229.
- R Core Team, R., 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Found. Stat. Comput. 2.
- Rabaça, J.E., Godinho, C., Tavares, J.T., 2002. Nidificação da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* no vale da ribeira de Alcarrache. *Airo* 12: 67-70.
- Ricklefs, R.E., Lovette, I.J., 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species–area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *J. Anim. Ecol.* 68, 1142–1160.
- Roberts, M.J., 1996. *Spiders of Britain & Northern Europe*. HarperCollins London.
- Rothenbücher, J., Schaefer, M., 2006. Submersion tolerance in floodplain arthropod communities. *Basic Appl. Ecol.* 7, 398–408.
- Sang, A., Teder, T., Helm, A., Pärtel, M., 2010. Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. *Biol. Conserv.* 143, 1405–1413.
- Santos, M.J., Pedroso, N.M., Ferreira, J.P., Matos, H.M., Sales-Luís, T., Pereira, Í., Baltazar, C., Grilo, C., Cândido, A.T., Sousa, I., 2008. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environ. Monit. Assess.* 142, 47–64.
- Scharff N, Coddington JA, Griswold CE, Hormiga G, de Place Bjørn P. 2003. When to quit? Estimating spider species richness in a northern European deciduous forest. *J Arachnol.* 31, 246-273.

- Serrano J., 2013. Nuevo Catalogo de la familia Carabidae de la Península Ibérica (Coleoptera), Murcia: Ediciones de la Universidad de Murcia. 192pp.
- Serrano, J., Lencina, J.L., 2008. *Harpalus* (*Baeticoharpalus*) *lopezi*, new subgenus and new species of *Harpalus* from the Iberian Peninsula (Coleoptera, Carabidae: Harpalini). *Entomol. Fenn.* 19, 193–198.
- Sfenthourakis, S., Triantis, K.A., 2009. Habitat diversity, ecological requirements of species and the Small Island Effect. *Divers. Distrib.* 15, 131–140.
- Simberloff, D.S., Wilson, E.O., 1970. Experimental zoogeography of islands. A two-year record of colonization. *Ecology* 51, 934–937.
- Simpson, G.G., 1943. Mammals and the nature of continents. *Am. J. Sci.* 241, 1–31.
- Standen, V., 2000. The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *J. Appl. Ecol.* 37, 884–893.
- Stuart, S.N., Wilson, E.O., McNeely, J.A., Mittermeier, R.A., Rodríguez, J.P., 2010. The barometer of life. *Science* 328, 177–177.
- Su, X., Zeng, B., Huang, W., Yuan, S., Xu, S., Lei, S., 2013. The effect of winter impoundment of the Three Gorges Dam: the degradation and convergence of pre-upland vegetation. *Ecol. Eng.* 61, 456–459.
- Sun, R., Yuan, X.Z., Liu, H., Chen, Z.L., Zhang, Y.W., 2011. Floristic composition and species diversity of plant communities along an environment gradient in drawdown area of Three Gorges Reservoir after its initial impounding to the water level of 156 m. *Chin. J. Ecol.* 30, 2183–2188.
- Terborgh, J., Lopez, L., Tello, J., Yu, D., Bruni, A.R., 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. *Trop. For. Remn. Ecol. Manag. Conserv. Fragm. Communities* 256–274.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923–1926.
- Thiele, H.U., 1977. *Carabid Beetles in Their Environments*. Springer Verlag, Berlin.
- Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H., 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879–1881.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66.
- Triantis, K.A., Guilhaumon, F., Whittaker, R.J., 2012. The island species–area relationship: biology and statistics. *J. Biogeogr.* 39, 215–231.
- Triantis, K.A., Borges, P.A., Ladle, R.J., Hortal, J., Cardoso, P., Gaspar, C., Dinis, F., Mendonca, E., Silveira, L.M., Gabriel, R., 2010. Extinction debt on oceanic islands. *Ecography* 33, 285–294.
- Tuomisto, H., 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33, 23–45.
- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 200–209.
- Ugland, K.I., Lamshead, P.J.D., McGill, B., Gray, J.S., O’Dea, N., Ladle, R.J., Whittaker, R.J., 2007. Modelling dimensionality in species abundance distributions: description and evaluation of the Gambin model. *Evol. Ecol. Res.* 9, 313–324.
- Ulrich, W., Ollik, M., Ugland, K.I., 2010. A meta-analysis of species–abundance distributions. *Oikos* 119, 1149–1155.

- Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., Koivula, M., Niemelä, J., Kotze, D.J., Bolger, T., Golden, V., Dubs, F., Boulanger, G., Serrano, J., 2010. Trophic level modulates carabid beetle responses to habitat and landscape structure: a pan-European study. *Ecol. Entomol.* 35, 226–235.
- Vanbergen, A.J., Woodcock, B.A., Gray, A., Andrews, C., Ives, S., Kjeldsen, T.R., Laize, C.L., Chapman, D.S., Butler, A., O’Hare, M.T., 2017. Dispersal capacity shapes responses of river island invertebrate assemblages to vegetation structure, island area, and flooding. *Insect Conserv. Divers.* 10, 341–353.
- Verhoef, H.A., Morin, P.J., 2010. *Community ecology: processes, models, and applications*. Oxford University Press.
- Walther, B.A., Moore, J.L., 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28, 815–829.
- Wang, Y., Zhang, J., Feeley, K.J., Jiang, P., Ding, P., 2009. Life-history traits associated with fragmentation vulnerability of lizards in the Thousand Island Lake, China. *Anim. Conserv.* 12, 329–337.
- Wang, Q., Yuan, X., Liu, H., Zhang, Y., Cheng, Z., Li, B., 2012. Effect of long-term winter flooding on the vascular flora in the drawdown area of the Three Georges Reservoir, China. *Pol J Ecol* 60, 95–106.
- Wang, Y., Jia, Y., Guan, L., Lu, C.A.I., Lei, G., Wen, L.I., Liu, G., 2013. Optimising hydrological conditions to sustain wintering waterbird populations in Poyang Lake National Natural Reserve: implications for dam operations. *Freshw. Biol.* 58, 2366–2379.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.* 30, 279–338.
- Whittaker, R.J., Fernández-Palacios, J.M., 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press.
- Wilson, E.O., 1987. *The little things that run the world (the importance and conservation of invertebrates)*. JSTOR.
- World Spider Catalog, 2020. *World Spider Catalog*. Version 21.0. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, accessed on 17-08-2019. doi: 10.24436/2.
- Yu, M., Hu, G., Feeley, K.J., Wu, J., Ding, P., 2012. Richness and composition of plants and birds on land-bridge islands: effects of island attributes and differential responses of species groups. *J. Biogeogr.* 39, 1124–1133.

9. APÊNDICE

9. APÊNDICES

Apêndice I. Lista completa de espécies.

Borboletas pré-enchimento	
<i>Carcharodus tripolinus</i>	Sp1
<i>Spialia sertorius</i>	Sp2
<i>Muschampia proto</i>	Sp3
<i>Thymelicus sylvestris</i>	Sp4
<i>Zerynthia rumina</i>	Sp5
<i>Iphiclides feisthamelli</i>	Sp6
<i>Papilio machaon</i>	Sp7
<i>Euchloe belemia</i>	Sp8
<i>Euchloe crameri</i>	Sp9
<i>Pieris brassicae</i>	Sp10
<i>Pieris rapae</i>	Sp11
<i>Pontia daplidice</i>	Sp12
<i>Colias croceus</i>	Sp13
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	Sp14
<i>Lycaena phlaeas</i>	Sp15
<i>Satyrrium esculi</i>	Sp16
<i>Lampides boeticus</i>	Sp17
<i>Leptotes pirithous</i>	Sp18
<i>Zizeeria knysna</i>	Sp19
<i>Celastrina argiolus</i>	Sp20
<i>Glaucopsyche melanops</i>	Sp21
<i>Aricia cramera</i>	Sp22
<i>Polyommatus icarus</i>	Sp23
<i>Polyommatus bellargus</i>	Sp24
<i>Vanessa atalanta</i>	Sp25
<i>Vanessa cardui</i>	Sp26
<i>Lasiommata megera</i>	Sp27
<i>Coenonympha pamphilus</i>	Sp28
<i>Pyronia cecilia</i>	Sp29
<i>Maniola jurtina</i>	Sp30
<i>Melanargia lachesis</i>	Sp31
<i>Melanargia ines</i>	Sp32

Carabideos pré-enchimento		Carabideos pós-enchimento	
<i>Amara (Amara) aenea</i>	Sp1	<i>Abacetus (Astigis) salzmanni</i>	Sp1
<i>Amblystomus niger</i>	Sp2	<i>Acupalpus</i> sp.	Sp2
<i>Bembidion (Phyla) tethys</i>	Sp3	<i>Agonum (Agonum) muelleri</i>	Sp3
<i>Brachinus (Brachinoaptinus) bellicosus</i>	Sp4	<i>Agonum (Agonum) nigrum</i>	Sp4
<i>Bradycellus (Bradycellus) lusitanicus</i>	Sp5	<i>Agonum (Agonum) viridicupreum</i>	Sp5
<i>Calathus (Neocalathus) granatensis</i>	Sp6	<i>Amara (Amara) aenea</i>	Sp6

<i>Calodromius spilotus</i>	Sp7	<i>Amblystomus niger</i>	Sp7
<i>Carabus (Mesocarabus) lusitanicus</i>	Sp8	<i>Bembidion (Metallina) lampros</i>	Sp8
<i>Carterus (Carterus) rotundicollis</i>	Sp9	<i>Bembidion (Phyla) tethys</i>	Sp9
<i>Cicindela (Cicindela) campestris</i>	Sp10	<i>Brachinus (Brachinoaptinus) bellicosus</i>	Sp10
<i>Dixus sphaerocephalus</i>	Sp11	<i>Brachinus (Brachynidius) sclopeta</i>	Sp11
<i>Harpalus (Harpalus) distinguendus</i>	Sp12	<i>Bradycellus (Bradycellus) lusitanicus</i>	Sp12
<i>Masoreus wetterhalli</i>	Sp13	<i>Calathus (Neocalathus) granatensis</i>	Sp13
<i>Metalina ambiguum</i>	Sp14	<i>Calathus (Neocalathus) mollis</i>	Sp14
<i>Microlestes abeillei</i>	Sp15	<i>Carabus (Mesocarabus) lusitanicus</i>	Sp15
<i>Microlestes luctuosus</i>	Sp16	<i>Chlaenius (Chlaeniellus) vestitus</i>	Sp16
<i>Notiophilus geminatus</i>	Sp17	<i>Chlaenius (Chlaenites) spoliatus</i>	Sp17
<i>Olisthopus hispanicus</i>	Sp18	<i>Chlaenius (Chlaenius) velutinus</i>	Sp18
<i>Poecilus (Macropoecilus) kugelanni</i>	Sp19	<i>Cicindela (Cicindela) campestris</i>	Sp19
<i>Pterostichus (Steropus) ebenus</i>	Sp20	<i>Dixus sphaerocephalus</i>	Sp20
<i>Syntomus truncatellus</i>	Sp21	<i>Harpalus (Artabas) dispar</i>	Sp21
<i>Trechus obtusus</i>	Sp22	<i>Harpalus (Harpalus) affinis</i>	Sp22
<i>Trepanes articulatus</i>	Sp23	<i>Harpalus (Harpalus) cf pygmaeus</i>	Sp23
		<i>Harpalus (Harpalus) dimidiatus</i>	Sp24
		<i>Harpalus (Harpalus) distinguendus</i>	Sp25
		<i>Microlestes abeillei</i>	Sp26
		<i>Microlestes corticalis</i>	Sp27
		<i>Microlestes luctuosus</i>	Sp28
		<i>Myriochila (Myriochila) melancholica</i>	Sp29
		<i>Notiophilus geminatus</i>	Sp30
		<i>Olisthopus elongatus</i>	Sp31
		<i>Ophonus (Ophonus) opacus</i>	Sp32
		<i>Paradromius (Manodromius) linearis</i>	Sp33
		<i>Paranchus albipes</i>	Sp34
		<i>Platyderus lusitanicus lusitanicus</i>	Sp35
		<i>Poecilus (Coelipus) crenulatus</i>	Sp36
		<i>Pseudoophonus (Pseudoophonus) rufipes</i>	Sp37
		<i>Pterostichus (Steropus) ebenus</i>	Sp38
		<i>Stenolophus teutonius</i>	Sp39
		<i>Syntomus foveatus</i>	Sp40
		<i>Syntomus foveolatus</i>	Sp41

Aranhas pré-enchimento**Aranhas pós-enchimento**

<i>Aelurillus affinis</i>	Sp1	<i>Aelurillus luctuosus</i>	Sp1
<i>Agraecina sp.</i>	Sp2	<i>Aelurillus sp.</i>	Sp2
<i>Alopecosa albofasciata</i>	Sp3	<i>Agelena labyrinthica</i>	Sp3
<i>Cheiracanthium striolatum</i>	Sp4	<i>Agelena sp.</i>	Sp4
<i>Drassodes lapidosus</i>	Sp5	<i>Allocosa fasciiventris</i>	Sp5
<i>Drassodes lutescens</i>	Sp6	<i>Alopecosa albofasciata</i>	Sp6
<i>Drassodes pubescens</i>	Sp7	<i>Alopecosa sp.</i>	Sp7
<i>Dysdera sp.</i>	Sp8	<i>Arctosa lacustris</i>	Sp8
<i>Dysderina loricata</i>	Sp9	<i>Arctosa perita</i>	Sp9

<i>Enoplognatha mandibularis</i>	Sp10	<i>Arctosa personata</i>	Sp10
<i>Euophrys rufibarbis</i>	Sp11	<i>Arctosa similis</i>	Sp11
<i>Hahnia nava</i>	Sp12	<i>Arctosa</i> sp.	Sp12
<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	Sp13	<i>Arctosa variana</i>	Sp13
<i>Haplodrassus severus</i>	Sp14	<i>Argiope trifasciata</i>	Sp14
<i>Harpactes</i> sp.	Sp15	<i>Ariadna cf europaensis</i>	Sp15
<i>Heliophanus</i> sp.	Sp16	<i>Asagena phalerata</i>	Sp16
<i>Hogna radiata</i>	Sp17	<i>Ballus chalybeius</i>	Sp17
<i>Holocnemus</i>	Sp18	<i>Ballus</i> sp.	Sp18
<i>Loxosceles rufescens</i>	Sp19	<i>Bianor albobimaculatus</i>	Sp19
<i>Lycosa tarentula</i>	Sp20	<i>Bianor</i> sp.	Sp20
<i>Mesiotelus mauritanicus</i>	Sp21	<i>Callilepis concolor</i>	Sp21
<i>Micaria formicaria</i>	Sp22	<i>Callilepis</i> sp.	Sp22
<i>Micaria funerea</i>	Sp23	<i>Canariphantes zonatus</i>	Sp23
<i>Neaetha membrosa</i>	Sp24	<i>Castianeira badia</i>	Sp24
<i>Nemesia</i> sp. (1)	Sp25	<i>Castianeira</i> sp.	Sp25
<i>Nemesia</i> sp. (2)	Sp26	<i>Chalcoscirtus infimus</i>	Sp26
<i>Nemesia meridionalis</i>	Sp27	<i>Cheiracanthium pelasgicum</i>	Sp27
<i>Oonopinus</i> sp.	Sp28	<i>Cheiracanthium</i> sp.	Sp28
<i>Oonops pulcher</i>	Sp29	<i>Cheiracanthium striolatum</i>	Sp29
<i>Ozyptila blitea</i>	Sp30	<i>Civizelotes dentatidens</i>	Sp30
<i>Ozyptila pauxilla</i>	Sp31	<i>Civizelotes ibericus</i>	Sp31
<i>Pachygnatha</i> sp.	Sp32	<i>Civizelotes medianus</i>	Sp32
<i>Palpimanus gibbulus</i>	Sp33	<i>Clubiona genevensis</i>	Sp33
<i>Pardosa proxima</i>	Sp34	<i>Clubiona</i> sp.	Sp34
<i>Pardosa proxima poetica</i>	Sp35	<i>Clubiona vegeta</i>	Sp35
<i>Pellenes nigrociliatus</i>	Sp36	<i>Cyrba algerina</i>	Sp36
<i>Phlegra bresnieri</i>	Sp37	<i>Cyrba algerina</i>	Sp37
<i>Pisaura mirabilis</i>	Sp38	<i>Cyrba</i> sp.	Sp38
<i>Scotophaeus</i> sp.	Sp39	<i>Dictyna latens</i>	Sp39
<i>Scytodes velutina</i>	Sp40	<i>Dictyna</i> sp.	Sp40
<i>Segestria florentina</i>	Sp41	<i>Diplocephalus graecus</i>	Sp41
<i>Spermophora senoculata</i>	Sp42	<i>Drassodes lapidosus</i>	Sp42
<i>Steatoda albomaculata</i>	Sp43	<i>Drassodes lutescens</i>	Sp43
<i>Steatoda triangulosa</i>	Sp44	<i>Drassodes rubidus</i>	Sp44
<i>Storena</i> sp.	Sp45	<i>Drassodes</i> sp.	Sp45
<i>Tegenaria feminea</i>	Sp46	<i>Dysdera alentejana</i>	Sp46
<i>Tegenaria saeva</i>	Sp47	<i>Dysdera cf fuscipes</i>	Sp47
<i>Thanatus lineatipes</i>	Sp48	<i>Dysdera fuscipes</i>	Sp48
<i>Xysticus bufo</i>	Sp49	<i>Dysdera gamarrae</i>	Sp49
<i>Xysticus nubilus</i>	Sp50	<i>Dysdera</i> sp.	Sp50
<i>Xysticus</i> sp.	Sp51	<i>Enoplognatha diversa</i>	Sp51
<i>Zelotes carmeli</i>	Sp52	<i>Enoplognatha franzi</i>	Sp52
<i>Zelotes dentatidens</i>	Sp53	<i>Enoplognatha mandibularis</i>	Sp53
<i>Zelotes electus</i>	Sp54	<i>Enoplognatha</i> sp.	Sp54
<i>Zelotes</i> sp. (1)	Sp55	<i>Enoplognatha thoracica</i>	Sp55

<i>Zelotes</i> sp. (2)	Sp56	<i>Episinus algericus</i>	Sp56
<i>Zelotes</i> sp.(3)	Sp57	<i>Erigone dentipalpis</i>	Sp57
<i>Zelotes</i> sp. (4)	Sp58	<i>Ero aphana</i>	Sp58
<i>Zelotes</i> sp. (5)	Sp59	<i>Euophrys difficilis</i>	Sp59
<i>Zelotes</i> sp. (6)	Sp60	<i>Euophrys gambosa</i>	Sp60
<i>Zelotes thorell</i>	Sp61	<i>Euophrys herbigrada</i>	Sp61
<i>Zodarion alacre</i>	Sp62	<i>Euophrys sulfurea</i>	Sp62
<i>Zodarion algarvense</i>	Sp63	<i>Euryopis episinoides</i>	Sp63
<i>Zodarion josefiennae</i>	Sp64	<i>Euryopis</i> sp.	Sp64
<i>Zodarion segurens</i>	Sp65	<i>Eusparassus dufouri</i>	Sp65
<i>Zodarion styliferum</i>	Sp66	<i>Eusparassus</i> sp.	Sp66
<i>Zora manicata</i>	Sp67	<i>Evarcha jucunda</i>	Sp67
		<i>Filistata insidiatrix</i>	Sp68
		<i>Frontinellina frutetorum</i>	Sp69
		<i>Frontinellina</i> sp.	Sp70
		<i>Gibbaranea bituberculata</i>	Sp71
		<i>Gnaphosa alacris</i>	Sp72
		<i>Hahnia nava</i>	Sp73
		<i>Haplodrassus</i> (q)	Sp74
		<i>Haplodrassus dalmatensis</i>	Sp75
		<i>Haplodrassus macellinus</i>	Sp76
		<i>Haplodrassus severus</i>	Sp77
		<i>Haplodrassus</i> sp.	Sp78
		<i>Harpactea</i> (a)	Sp79
		<i>Harpactea</i> (k)	Sp80
		<i>Harpactea proxima</i>	Sp81
		<i>Harpactea</i> sp.	Sp82
		<i>Heliophanus lineiventris</i>	Sp83
		<i>Heliophanus</i> sp.	Sp84
		<i>Heriaeus oblongus</i>	Sp85
		<i>Heriaeus</i> sp.	Sp86
		<i>Hogna radiata</i>	Sp87
		<i>Hogna</i> sp.	Sp88
		<i>Holocnemus</i> sp.	Sp89
		<i>Hypsosinga</i> (c)	Sp90
		<i>Iberesia machadoi</i>	Sp91
		<i>Iberesia</i> sp.	Sp92
		<i>Icius hamatus</i>	Sp93
		<i>Icius</i> sp.	Sp94
		<i>Icius subinermis</i>	Sp95
		<i>Kochiura aulica</i>	Sp96
		<i>Larinia lineata</i>	Sp97
		<i>Larinia</i> sp.	Sp98
		<i>Larinioides sclopetarius</i>	Sp99
		<i>Lathys</i> sp.	Sp100
		<i>Leptodrassex simoni</i>	Sp101

<i>Leptodrassus albidus</i>	Sp102
<i>Leptodrassus femineus</i>	Sp103
<i>Liophrurillus flavitarsis</i>	Sp104
<i>Liophrurillus</i> sp.	Sp105
<i>Loxosceles rufescens</i>	Sp106
<i>Loxosceles</i> sp.	Sp107
<i>Lycosoides</i> sp.	Sp108
<i>Mangora acalypha</i>	Sp109
<i>Mangora</i> sp.	Sp110
<i>Marilynia bicolor</i>	Sp111
<i>Meioneta fuscipalpa</i>	Sp112
<i>Meioneta pseudorurestris</i>	Sp113
<i>Meioneta</i> sp.	Sp114
<i>Mesiotelus mauritanicus</i>	Sp115
<i>Mesiotelus</i> sp.	Sp116
<i>Micaria albovittata</i>	Sp117
<i>Micaria pallipes</i>	Sp118
<i>Micaria</i> sp.	Sp119
<i>Micaria triguttata</i>	Sp120
<i>Microctenonyx subitaneus</i>	Sp121
<i>Microlinyphia pusilla</i>	Sp122
<i>Micrommata ligurina</i>	Sp123
<i>Monaeses</i> sp.	Sp124
<i>Neaetha membrosa</i>	Sp125
<i>Neaetha</i> sp.	Sp126
<i>Nemesia fagei</i>	Sp127
<i>Nemesia</i> sp.	Sp128
<i>Neoscona adianta</i>	Sp129
<i>Neoscona subfusca</i>	Sp130
<i>Neottiura</i> sp.	Sp131
<i>Neottiura uncinata</i>	Sp132
<i>Nigma puella</i>	Sp133
<i>Nomisia celerrima</i>	Sp134
<i>Nomisia exornata</i>	Sp135
<i>Nomisia</i> sp.	Sp136
<i>Oecobius machadoi</i>	Sp137
<i>Oecobius</i> sp.	Sp138
<i>Olios</i> sp.	Sp139
<i>Oonops</i> (o)	Sp140
<i>Oonops</i> sp.	Sp141
<i>Oonops tubulatus</i>	Sp142
<i>Orchestina cf pavesiiformis</i>	Sp143
<i>Ouedia rufithorax</i>	Sp144
<i>Oxyopes heterophthalmus</i>	Sp145
<i>Oxyopes lineatus</i>	Sp146
<i>Oxyopes nigripalpis</i>	Sp147

<i>Oxyopes</i> sp.	Sp148
<i>Ozyptila</i> (n)	Sp149
<i>Ozyptila pauxilla</i>	Sp150
<i>Ozyptila</i> sp.	Sp151
<i>Palliduphantes</i> (i)	Sp152
<i>Palpimanus gibbulus</i>	Sp153
<i>Palpimanus</i> sp.	Sp154
<i>Pardosa proxima</i>	Sp155
<i>Pardosa</i> sp.	Sp156
<i>Pelecopsis bucephala</i>	Sp157
<i>Pelecopsis inedita</i>	Sp158
<i>Pellenes nigrociliatus</i>	Sp159
<i>Philodromus bistigma</i>	Sp160
<i>Philodromus buxi</i>	Sp161
<i>Philodromus lividus</i>	Sp162
<i>Philodromus pulchellus</i>	Sp163
<i>Philodromus rufus</i>	Sp164
<i>Philodromus simoni</i>	Sp165
<i>Philodromus</i> sp.	Sp166
<i>Phlegra bresnieri</i>	Sp167
<i>Phlegra</i> sp.	Sp168
<i>Phylloneta impressa</i>	Sp169
<i>Pisaura mirabilis</i>	Sp170
<i>Pisaura</i> sp.	Sp171
<i>Platnickina nigropunctata</i>	Sp172
<i>Platnickina</i> sp.	Sp173
<i>Poecilochroa</i> (j)	Sp174
<i>Poecilochroa</i> (r)	Sp175
<i>Poecilochroa albomaculata</i>	Sp176
<i>Poecilochroa furcata</i>	Sp177
<i>Poecilochroa</i> sp.	Sp178
<i>Prinerigone vagans</i>	Sp179
<i>Pritha nana</i>	Sp180
<i>Pritha</i> sp.	Sp181
<i>Prodidomus amaranthinus</i>	Sp182
<i>Pterotricha simoni</i>	Sp183
<i>Pterotricha</i> sp.	Sp184
<i>Rubrorridion musivum</i>	Sp185
<i>Runcinia grammica</i>	Sp186
<i>Runcinia</i> sp.	Sp187
<i>Salticus propinquus</i>	Sp188
<i>Salticus scenicus</i>	Sp189
<i>Salticus</i> sp.	Sp190
<i>Scotina celans</i>	Sp191
<i>Scotolathys simplex</i>	Sp192
<i>Scotophaeus</i> (e)	Sp193

<i>Scotophaeus blackwalli</i>	Sp194
<i>Scotophaeus</i> sp.	Sp195
<i>Scytodes</i> sp.	Sp196
<i>Scytodes velutina</i>	Sp197
<i>Selamia reticulata</i>	Sp198
<i>Selamia</i> sp.	Sp199
<i>Setaphis carmeli</i>	Sp200
<i>Setaphis</i> sp.	Sp201
<i>Simitidion simile</i>	Sp202
<i>Simitidion</i> sp.	Sp203
<i>Steatoda incomposita</i>	Sp204
<i>Steatoda paykulliana</i>	Sp205
<i>Steatoda</i> sp.	Sp206
<i>Synaphosus savage</i>	Sp207
<i>Synema globosum</i>	Sp208
<i>Synema</i> sp.	Sp209
<i>Tegenaria feminea</i>	Sp210
<i>Tegenaria feminea</i>	Sp211
<i>Tegenaria montigena</i>	Sp212
<i>Tegenaria</i> sp.	Sp213
<i>Tetragnatha extensa</i>	Sp214
<i>Tetragnatha intermedia</i>	Sp215
<i>Tetragnatha</i> sp.	Sp216
<i>Textrix caudata</i>	Sp217
<i>Textrix pinicola</i>	Sp218
<i>Textrix</i> sp.	Sp219
<i>Thanatus</i> (f)	Sp220
<i>Thanatus lineatipes</i>	Sp221
<i>Thanatus</i> sp.	Sp222
<i>Thanatus vulgaris</i>	Sp223
<i>Theridion</i> (d)	Sp224
<i>Theridion hannoniae</i>	Sp225
<i>Theridula aelleni</i>	Sp226
<i>Thomisus onustus</i>	Sp227
<i>Thomisus</i> sp.	Sp228
<i>Thyene imperialis</i>	Sp229
<i>Tibellus</i> sp.	Sp230
<i>Titanoeca praefica</i>	Sp231
<i>Tmarus staintoni</i>	Sp232
<i>Trachelas ibericus</i>	Sp233
<i>Trachelas</i> sp.	Sp234
<i>Trachyzelotes barbatus</i>	Sp235
<i>Trachyzelotes bardiae</i>	Sp236
<i>Trachyzelotes fuscipes</i>	Sp237
<i>Trachyzelotes holosericeus</i>	Sp238
<i>Trachyzelotes</i> sp.	Sp239

<i>Uloborus</i> sp.	Sp240
<i>Uloborus walckenaerius</i>	Sp241
<i>Uroctea</i> sp.	Sp242
<i>Urozelotes</i> (l)	Sp243
<i>Wadicosa fidelis</i>	Sp244
<i>Wadicosa</i> sp.	Sp245
<i>Walckenaeria corniculans</i>	Sp246
<i>Walckenaeria dalmasi</i>	Sp247
<i>Xysticus</i> (h)	Sp248
<i>Xysticus acerbus</i>	Sp249
<i>Xysticus bliteus</i>	Sp250
<i>Xysticus bufo</i>	Sp251
<i>Xysticus nubilus</i>	Sp252
<i>Xysticus</i> sp.	Sp253
<i>Zelominor algarvensis</i>	Sp254
<i>Zelotes</i> (g)	Sp255
<i>Zelotes baeticus</i>	Sp256
<i>Zelotes caucasicus</i>	Sp257
<i>Zelotes criniger</i>	Sp258
<i>Zelotes erythrocephalus</i>	Sp259
<i>Zelotes fulvopilosus</i>	Sp260
<i>Zelotes fuzeta</i>	Sp261
<i>Zelotes semirufus</i>	Sp262
<i>Zelotes spadix</i>	Sp263
<i>Zelotes tenuis</i>	Sp264
<i>Zelotes thorelli</i>	Sp265
<i>Zodarion alacre</i>	Sp266
<i>Zodarion algarvense</i>	Sp267
<i>Zodarion jozefianae</i>	Sp268
<i>Zodarion rudyi</i>	Sp269
<i>Zodarion</i> sp.	Sp270
<i>Zodarion styliferum</i>	Sp271
<i>Zodarion styliferum</i>	Sp272
<i>Zora manicata</i>	Sp273
<i>Zora</i> sp.	Sp274

Apêndice II. Caracterização das 67 ilhas de acordo com o uso do dolo e número de estratos para os dois períodos distintos (Pré-enchimento e Pós-enchimento).

Caracterização da diversidade do número de usos do solo (Eucaliptal com matos densos, Eucaliptal com matos rasteiros, Matos densos (esteval), Montado denso com matos, Montado aberto com matos densos, Montado aberto com matos dispersos, Montado aberto com prado, Montado denso com matos, Montado denso com matos, Olival com matos dispersos, Pinhal, misto de azinheiras e oliveiras com matos, Prado, Urbano e Afloramentos rochosos). Foi efetuada uma soma algébrica do número de usos do solo. O mesmo cálculo foi efetuado para o número de estratos (herbáceo, arbustivo e arbóreo). Os dados estão ordenados por ordem crescente de usos do solo. O resultado está expresso na tabela seguinte:

Ilhas	Pré-enchimento		Ilhas	Pós-enchimento	
	Nº usos solo	Nº de estratos		Nº usos solo	N.º de estratos
Musgos	5	3	Castro	3	3
Degebe	5	2	Cágados	3	3
Sargaço	5	1	Escorpião	3	3
Gorda	5	3	Fraga	3	3
Tubarão	5	2	Gorda	3	3
Línguas	4	2	Pardais	3	nd
Abibe	4	3	Línguas	2	3
Luz	4	3	Musgos	2	3
Pipinhas	4	3	Degebe	2	3
Escorpião	4	2	Moncarxa	2	3
Tubolz	4	3	Vulcão	2	3
Zambujeiro	3	3	Abibe	2	3
Balanco	3	3	Bicas	2	3
Bicas	3	2	Serros	2	3
Rocha	3	1	Monte Novo	2	1
Serros	3	2	Arruda	2	2
Panças	3	1	Calitro	2	2
António	3	2	Espinhos	2	2
Arruda	3	2	Alcarrache	2	3
Pedro	3	2	Pedro	2	2
Xisto	3	2	Duquesa	2	2
Mostarda	3	3	Luz	2	3
Gaspar	3	2	Mordillo	2	2
Linda	3	2	Mostarda	2	3
Fraga	3	2	Pipinhas	2	3
Ofioglóssica	3	2	Gaspar	2	3
Pequena	3	2	Sargaço	2	3
Moncarxa	2	1	Tubolz	2	3
Barbosinha	2	1	Sol	2	3
Pião	2	2	Três	1	2
Lorosai	2	2	Zambujeiro	1	3
Touro	2	2	Outeiro	1	3
Monte Novo	2	2	Balanco	1	3
Solapau	2	2	Barbosinha	1	3

Amor	2	2	Pião	1	2
Porco	2	2	Rocha	1	3
Rasta	2	2	Lorosai	1	3
Erva	2	2	Touro	1	3
Retama	2	1	Pedras	1	2
Alcarrache	2	2	Solapau	1	3
Castro	2	1	Panças	1	3
Tábua	2	2	Luardinha	1	3
Duquesa	2	2	Amor	1	3
Cágados	2	2	António	1	2
Mordillo	2	1	Porco	1	3
Noite	2	2	Clorofila	1	2
Três	1	2	Rasta	1	3
Outeiro	1	1	Vaca	1	3
Vulcão	1	1	Perdição	1	3
Pedras	1	1	Tosse	1	2
Luardinha	1	1	Erva	1	3
Clorofila	1	1	Retama	1	3
Calitro	1	1	Estrela	1	2
Vaca	1	1	Cometa	1	2
Perdição	1	1	Tábua	1	3
Tosse	1	1	Azenha	1	3
Espinhos	1	1	Xisto	1	3
Estrela	1	1	Esteva	1	3
Cometa	1	1	Estevinha	1	2
Azenha	1	1	Noite	1	3
Esteva	1	1	Linda	1	3
Estevinha	1	1	Ofioglóssica	1	3
Fraguinha	1	1	Fraguinha	1	3
Sol	nd	nd	Pequena	1	3
Azevel	nd	nd	Tubarão	1	3
Várzea	nd	nd	Azevel	nd	nd
Pardais	nd	nd	Várzea	nd	nd

nd- Não existem dados

