



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Avaliação do estágio de introdução da
lagartixa italiana *Podarcis siculus* no Parque
das Nações (Lisboa)**

Ricardo André Vicente Ribeiro

Orientação: Prof. Aux. Paulo Sá Sousa

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, Março de 2017



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**Avaliação do estágio de introdução da lagartixa italiana
Podarcis siculus no Parque das Nações (Lisboa)**

Ricardo André Vicente Ribeiro

Orientação: Prof. Aux. Paulo Sá Sousa

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, Março de 2017

Agradecimentos

À equipa de Cirurgia Cardiorácica do Hospital de Santa Maria, que não me deixou descansar em paz sem acabar o trabalho de campo. Um obrigado de peito aberto.

A todo o corpo docente do Mestrado em Biologia da Conservação que, mais do que instruir, consciencializam-nos de que cada um de nós pode e deve fazer a diferença ao mais pequeno gesto.

Ao Professor Paulo Sá-Sousa, por me ter munido das ferramentas necessárias para eu próprio traçar o meu caminho, estando sempre disponível para esclarecer qualquer dúvida.

Aos meus colegas e amigos, que me aturaram ao longo do ano e, tacitamente, retiraram peso à fase mais difícil da minha vida, até agora.

Aos meus avós, José e Olívia, que não chegaram a ver o homem que ajudaram a criar. Um dia conto-vos o que se passou na vossa ausência.

Aos meus pais, David e Graça, que nunca desistiram de mim mesmo quando eu o fiz. Devo-vos tudo, espero conseguir retribuir.

À minha irmã, Beatriz, que me acompanhou no trabalho de campo mais vezes do que as que desejava e obtive um breve vislumbre da faceta prática do quotidiano de um biólogo. Obrigado por teres estado sempre do meu lado.

A ti, Leonor, o Mundo, enquanto eu viver.

Índice Geral

Resumo	pág.1
Abstract	pág.2
I. Introdução	pág.3
1.1. Espécies invasoras	pág.3
1.1.1. Definindo o conceito	pág.3
1.1.2. Répteis e o meio urbano	pág.5
1.2. Aspectos gerais do género <i>Podarcis</i> <u>Wagler 1830</u> (Sauria: Lacertidae) ..	pág.6
1.3. Introdução de <i>Podarcis siculus</i> em Lisboa.....	pág.8
1.4. Ecologia espacial.....	pág.9
1.4.1. Termorregulação.....	pág.9
1.4.2. Domínio vital e território	pág.10
1.4.3. Habitat e micro-habitat.....	pág.12
1.4.4. Competição interespecífica	pág.13
1.4.5. Vantagem generalista	pág.15
1.5. Objectivos do estudo.....	pág.16
II. Material e Métodos	pág.17
2.1. Caracterização da área de estudo.....	pág.17
2.1.1. Caracterização das parcelas de estudo.....	pág.20
2.2. Descrição sucinta das espécies em estudo	pág.21
2.2.1. <i>Podarcis virescens</i> (lagartixa-esverdeada) (Sauria: Lacertidae) ...	pág.21
2.2.1.1. Distribuição e preferências de habitat	pág.22
2.2.1.2. Identificação morfológica	pág.23
2.2.1.3. Ecologia	pág.24
2.2.2. <i>Podarcis siculus</i> (lagartixa-italiana) (Sauria: Lacertidae).....	pág.25

2.2.2.1. Distribuição e preferências de habitat	pág.26
2.2.2.2. Identificação morfológica	pág.27
2.2.2.3. Ecologia	pág.28
2.2.3. Outras ocorrências de répteis.....	pág.30
2.3. Delineamento experimental.....	pág.31
2.3.1. Métodos de amostragem	pág.31
2.3.2. Recolha de dados	pág.33
2.4. Análise estatística	pág.34
2.4.1. Teste do <i>Qui-Quadrado</i>	pág.35
2.4.2. Teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney	pág.36
2.5. Tratamento de dados	pág.36
2.5.1. Distribuição das espécies na área de estudo	pág.37
2.5.1.1. Observações por sector	pág.37
2.5.1.2. Observações de outros répteis.....	pág.37
2.5.1.3. Limite territorial actual de <i>Podarcis siculus</i>	pág.38
2.5.2. Grau de segregação espacial entre <i>Podarcis siculus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.38
2.5.2.1. Descrição do micro-habitat seleccionado pelas espécies	pág.38
2.5.2.2. Uso do micro-habitat pelas espécies invasora e autóctone....	pág.40
III. Resultados	pág.43
3.1. Distribuição das espécies na área de estudo	pág.43
3.1.1. Observações por sector	pág.43
3.1.2. Observações de outros répteis.....	pág.47
3.1.3. Limite territorial actual de <i>Podarcis siculus</i>	pág.48
3.2. Grau de segregação espacial entre <i>Podarcis siculus</i> e <i>Podarcis virescens</i>	pág.49
3.2.1. Descrição do micro-habitat seleccionado pelas espécies	pág.50

3.2.2. Uso do micro-habitat pelas espécies invasora e autóctone.....	pág.55
IV. Discussão.....	pág.62
V. Considerações Finais	pág.68
VI. Referências Bibliográficas	pág.70
VII. Anexos	pág.82

Índice de Figuras

- Figura 1** - Representação dos limites da área total potencial de prospecção, a vermelho pág.19
- Figura 2** - Área total dividida em 16 sectores de estudo, limites dos sectores a vermelho (imagem de satélite) pág.21
- Figura 3** - Exemplar de *Podarcis virescens* a transportar uma presa pág.22
- Figura 4** - Exemplar macho de *Podarcis siculus* a termorregular..... pág.26
- Figura 5** - Área total reduzida a 8 parcelas cruciais (2ª e 3ª prospecções) ... pág.32
- Figura 6** - Gráfico de colunas com os resultados de Número de Indivíduos por Sector..... pág.44
- Figura 7** - Gráfico de colunas com os resultados de Idade Relativa e Género para as espécies invasora e autóctone..... pág.45
- Figura 8** - Resultados da distribuição espacial das espécies em estudo na área total, através da recolha de coordenadas GPS. Pontos a vermelho (S) - *Podarcis siculus*; Pontos a verde (V) - *Podarcis virescens* pág.48
- Figura 9** - Resultados da distribuição espacial das espécies em estudo, através da recolha de coordenadas GPS (ampliação de foco na presença de *Podarcis siculus*). Pontos a vermelho (S) - *Podarcis siculus*; Pontos a verde (V) - *Podarcis virescens* pág.49
- Figura 10** - Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Árvores. (Categoria A: 0 a 2; Categoria B: 3 ou mais) pág.51
- Figura 11** - Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Arbustos. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 5; Categoria C: 6 ou mais)..... pág.52

Figura 12 - Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Plantas não-lenhosas. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 10; Categoria C: mais de 10)..... pág.53

Figura 13 - Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Ramos/Troncos mortos. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 30; Categoria C: mais de 30; Categoria D: não visível) pág.54

Figura 14 - Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Textura do Substrato..... pág.55

Figura 15 - Gráfico de colunas com os resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Tipo de Poiso pág.57

Figura 16 - Gráfico de colunas com os resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Tipo de Abrigo..... pág.60

Índice de Tabelas

- Tabela 1** - Reclassificação das categorias pertencentes aos elementos constituintes do micro-habitat..... pág.39
- Tabela 2** - Reclassificação das categorias observadas na componente Comportamento..... pág.40
- Tabela 3** - Reclassificação das categorias pertencentes à componente Tipo de Poiso pág.41
- Tabela 4** - Reclassificação das categorias pertencentes à componente Tipo de Abrigo..... pág.42
- Tabela 5** - Resultados do número de observações Máximo amostrado de ambas as espécies para cada sector. Os dados referentes às 3 áreas com ocorrência de ambas as espécies encontram-se a negrito pág.46
- Tabela 6** - Resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, na análise da presença das duas espécies na totalidade dos sectores e nos 3 sectores com ocorrência de *P. siculus*. Os valores P significativos encontram-se a negrito pág.47
- Tabela 7** - Resultados do teste estatístico *Qui-Quadrado*, aplicado aos elementos e parâmetros do micro-habitat. Os valores P significativos encontram-se a negrito pág.50
- Tabela 8** - Resultados da componente Comportamento para ambas as espécies pág.56
- Tabela 9** - Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Altura do Poiso. (Categoria A: 0 m; Categoria B: mais de 0 e até 0,25 m; Categoria C: 0,25 a 0,75 m; Categoria D: mais de 0,75 m) pág.58
- Tabela 10** - Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Inclinação do indivíduo face ao Poiso. (Categoria H: horizontal; Categoria I: inclinado; Categoria T: trepante) pág.58

Tabela 11 - Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat -
Distância ao Coberto Vegetal. (Categoria A: 0 a 0,5 m; Categoria B: 0,5 a 1 m;
Categoria C: mais de 1 m) pág.59

Tabela 12 - Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat -
Distância ao Abrigo. (Categoria A: 0 a 0,25 m; Categoria B: 0,25 a 1 m; Categoria
C: mais de 1 m; Categoria D: não procurou refúgio) pág.61

Resumo

Actualmente, as invasões biológicas animais são uma das principais ameaças à biodiversidade em todo o mundo e, conseqüentemente, um dos maiores problemas na conservação da natureza. Conhecida a introdução da lagartixa-italiana *Podarcis siculus* na zona do Parque das Nações, Lisboa, avaliaram-se quer a extensão territorial actual dos indivíduos introduzidos, quer o grau de segregação espacial exercida pela população invasora sobre a lagartixa autóctone, *Podarcis virescens*. Os resultados obtidos sugerem um cenário de não expansão da lagartixa-italiana para além da área de ocorrência já conhecida. Todavia, esta interfere no padrão de distribuição local de *P. virescens*. Compararam-se, ainda, os micro-habitats usados por ambas as espécies num meio urbano com grande densidade e influência humana.

Palavras-chave: *Podarcis siculus*; Introdução; Invasora; Distribuição Espacial

Abstract

First assessment on the introduction of the Italian wall lizard (*Podarcis siculus*) in Parque das Nações (Lisbon)

Currently, animal biological invasions are one of the main threats to biodiversity worldwide and, consequently, one of the biggest problems in nature conservation. Known the introduction of the Italian wall lizard *Podarcis siculus* in the area of Parque das Nações, Lisbon, were evaluated both the current territorial extent of the introduced individuals and the degree of spatial segregation exerted by the invasive population upon the native species, *Podarcis virescens*. The obtained results suggest a scenario of non-expansion of the Italian wall lizard beyond the area of known occurrence. However, this interferes with the local distribution pattern of *P. virescens*. The microhabitats used by both species were also compared in an urban environment with great human density and influence.

Keywords: *Podarcis siculus*; Introduction; Invasive species; Spatial distribution

I. Introdução

1.1. Espécies invasoras

1.1.1. Definindo o conceito

O aumento da taxa e da extensão espacial da introdução de espécies exóticas constitui, actualmente, um dos maiores problemas na conservação da natureza (Schulte *et al.*, 2012). Muitas destas espécies ocupam áreas amplas (onde não são consideradas nativas) pelo que as invasões biológicas ameaçam a biodiversidade em todo o mundo (Mateo *et al.*, 2011; Silva-Rocha *et al.*, 2016). Kraus (2009) usa o termo «espécies exóticas» para se referir às espécies transportadas e colocadas fora da sua distribuição natural através das actividades antropogénicas. O movimento de uma tal espécie por seres humanos é referido como uma «introdução». Esta introdução pode, ou não, ser intencional. Introduções não intencionais ocorrem quando as espécies são transportadas de forma não propositada, em cargas ou veículos utilizados nos transportes. As introduções intencionais ocorrem principalmente quando se atribui a uma espécie um valor de usufruto ou uso para os seres humanos. Por exemplo, em casos de controlo biológico de pragas ou em espécies usadas para alimentação ou como animais de estimação (Kraus, 2009).

Porém, nem todas as espécies introduzidas se estabelecem no ecossistema hospedeiro, mas algumas sim. A dispersão mediada pelos humanos não é necessariamente um fenómeno qualitativamente diferente daquela dispersão por zoocoria (i.e. transporte por animais, por exemplo na pele de um urso ou na pata de uma ave aquática). No entanto, as escalas temporais e espaciais nas quais os seres humanos intervêm têm homogeneizado a biota mundial numa magnitude muito maior daquela anteriormente vista na história da Terra. As espécies invasoras representam o subconjunto de espécies exóticas que exibem um efeito negativo demonstrado em ecossistemas, sobre espécies nativas, ou nos

valores/bens e preocupações humanas. Conceptualmente, o processo de invasão envolve três etapas (Kraus, 2009): a primeira consiste no transporte e posterior libertação do organismo numa nova área geográfica; segue-se o estabelecimento de uma nova população na área de chegada; por último, pode ocorrer a expansão rápida da população original, preenchendo o espaço ecológico para além do seu ponto de entrada, estabelecendo interacções ecológicas com as espécies autóctones e o meio ambiente. Todavia, muitos organismos podem não sobreviver ao transporte (falha a 1ª etapa); ou os que o fazem podem deixar de estabelecer populações (falha a 2ª etapa), e muitos que inicialmente estabelecem populações podem deixar de persistir ou de expandir a sua distribuição (falha a 3ª etapa) (Kraus, 2009).

Quanto ao grupo dos répteis exóticos, os impactos da introdução identificados até ao momento, podem ser categorizados como ecológicos, evolutivos ou sociais. A primeira categoria inclui os impactos em espécies individuais, bem como as perturbações mais amplas ao nível da comunidade. Os danos ecológicos causados pela herpetofauna exótica resultam, na maioria das vezes, de rupturas e alterações nas redes tróficas nativas e nas funções do ecossistema, com impactos decorrentes da predação de espécies sensíveis, intoxicação de predadores, competição com nativos ou vectorização de novos parasitas (Kraus, 2009; Fujisaki *et al.*, 2010). Os impactos evolutivos abrangem a contaminação genética, através da hibridação com espécies nativas, bem como alterações nos traços morfológicos, fisiológicos ou comportamentais herdados. Sob a categoria de mudança evolutiva estão incluídas não só as mudanças observadas na espécie invasora, como também as modificações induzidas na fauna nativa pela sua introdução. Os danos sociais incluem impactos directos sobre os seres humanos ou sobre as suas instituições culturais (Kraus, 2009). Apesar da crescente preocupação com os impactos adversos causados por répteis exóticos, tem sido relativamente reduzido o esforço humano investido na avaliação do risco potencial de invasão destas espécies reptilianas (Fujisaki *et al.*, 2010). Em muitos dos casos (especialmente em localizações insulares), sempre que possível, é teoricamente defendida a erradicação da espécie invasora, como forma de preservar a biodiversidade e mitigar a acção humana responsável pela sua introdução (Loureiro *et al.*, 2008; Genovesi & Carnevali, 2011). Porém, muitas

das vezes, a remoção de animais introduzidos há algum tempo pode revelar-se complicada devido a diversos factores, entre eles: um aumento do tamanho da população exótica, um perfil demográfico mais alargado em relação aos fundadores, uma maior familiarização com o local receptor e o nível de propagação a partir do ponto de introdução (Hodgkins *et al.*, 2012).

1.1.2. Répteis e o meio urbano

A maioria da biodiversidade mundial encontra-se fora das áreas urbanas; porém as cidades, vilas e infraestruturas de transportes têm impactos significativos directos e indirectos na biodiversidade, figurando entre as principais causas da fragmentação e redução da distribuição de espécies (Vignoli *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2012). Ao chegarem a um meio urbano, as espécies reptilianas não-nativas deparam-se com um ambiente espacialmente heterogéneo que varia nos tipos e densidades de edifícios, vegetação, infra-estruturas e áreas naturais remanescentes (Kolbe *et al.*, 2016). Os ecossistemas típicos das zonas urbanas são muito particulares, na medida em que todo o sistema é artificial e mesmo os espaços não construídos correspondem a ecossistemas naturalizados e, por isso, não naturais (Santos *et al.*, 2012). As orlas entre as parcelas naturais e as matrizes urbanas são geralmente abruptas, uma vez que o contraste entre o pavimento/betão (estradas e edifícios) e áreas verdes não é gradual. Ainda assim, estas áreas verdes podem mitigar os efeitos da fragmentação e da perda de habitat que afectam a herpetofauna (Vignoli *et al.*, 2009), apesar das dimensões extremamente reduzidas dos micro-habitats disponíveis e/ou úteis para estas espécies (Capula *et al.*, 1993). Como consequência da modificação da estrutura do habitat durante a urbanização, as temperaturas da cidade podem ser vários graus mais elevadas do que nas áreas rurais circundantes. Estas ilhas de calor urbanas são espacialmente e temporalmente heterogéneas, reflectindo a variação na matriz de estruturas construídas e vegetação local, e criando um mosaico térmico. Esta variação influencia os microclimas disponíveis na cidade, incluindo as temperaturas do ar e da superfície, a humidade relativa, a radiação solar e a velocidade do vento, microclimas esses que são de extrema importância para a regulação térmica corporal dos animais ectotérmicos. Para além da estrutura do

habitat de uma cidade, as interações ecológicas com potenciais competidores e predadores podem também influenciar os padrões de ocorrência e abundância de indivíduos de uma determinada espécie (Kolbe *et al.*, 2016).

1.2. Aspectos gerais do género *Podarcis* Wagler 1830 (Sauria: Lacertidae)

O género *Podarcis*¹ (Sauria: Lacertidae) refere-se a um complexo críptico de sáurios cuja origem evolutiva remonta a 18-20 milhões de anos atrás. Actualmente, engloba um conjunto de cerca de 21 espécies de lagartixas de pequeno e médio porte, distribuídas pela região mediterrânica, Norte de África e Europa, 8 das quais pertencentes ao conjunto Ibero-baleiar (Freiría, 2005; Carretero, 2008; Kaliontzopoulou *et al.*, 2012; Salvador, 2014; Tok *et al.*, 2015). Este género, tal como outros 27 géneros, num total de cerca de 300 espécies, pertence à família Lacertidae, dispersa pela maior parte do território eurasiático e africano (excepto Madagáscar) (Freiría, 2005; Kaliontzopoulou *et al.*, 2012). Portanto, os lacertídeos representam um importante componente da fauna reptiliana europeia (Van Damme *et al.*, 1990). O género *Podarcis* tende a ocorrer² em regiões mais áridas, ou em locais mais secos e quentes do que outros lacertídeos de pequeno porte existentes dentro da sua distribuição geográfica (como por exemplo espécies dentro dos géneros *Archaeolacerta*, *Dalmatolacerta*, *Dinarolacerta*, *Hellenolacerta*, *Iberolacerta*, *Zootoca*). As lagartixas do género *Podarcis* geralmente são generalistas em relação ao habitat, ainda que o nicho

¹ Durante muitas décadas o epíteto genérico *Podarcis* foi considerado feminino (Arnold, 2000) e, portanto, em epíteto específico geográfico obrigava à concordância gramatical de género, ex. *Podarcis hispanica*. Todavia, com a revisão de Böhme & Köhler (2005) o género *Podarcis* passou a ser um étimo masculino, pelo que a concordância teria de ser assim ex. *Podarcis hispanicus*. Na bibliografia encontram-se amiúde ambas as formas. Por coerência, optei pela concordância masculina.

² Embora tal seja menos óbvio no caso de *Podarcis muralis* que apresenta uma maior distribuição europeia mais além das terras baixas de Itália e da França mediterrânica.

estrutural dos micro-habitats utilizados dentro deste género seja bastante variado: os indivíduos exibem desde a escalada em exposições rochosas e o refúgio em fendas, como acontece nalgumas populações do grupo *Podarcis hispanicus*, até à vivência terrícola em grande parte no solo, muitas vezes dentro e em torno de vegetação herbácea, como em *Podarcis tauricus*; havendo outras espécies intermediárias entre estes extremos, contudo, existem algumas formas continentais que demonstram um certo grau de especiação (Arnold, 1987; Arnold *et al.*, 2007; Carretero, 2008).

As lagartixas *Podarcis* sp. apresentam a seguinte combinação de caracteres: nas fêmeas os oviductos inserem-se no seio genital junto às extremidades dos lóbulos; os machos possuem normalmente 26-27 vértebras pré-sacrais; uma fontanela esternal em forma de coração; um padrão de vértebras da cauda do tipo C; geralmente uma escama pós-nasal; dimorfismo sexual na coloração, e lóbulos hemipenianos alargados com grandes lábios sulcais exteriores (Arnold *et al.*, 2007).

Os lacertídeos desenvolveram, tal como outros sáurios, a habilidade de autotomizar uma porção da cauda, naquele que é considerado um importante mecanismo anti-predatório, uma vez que, nesta família de lagartos, raramente esta ocorre como resultado de encontros intra-específicos. Entretanto, nas populações insulares sujeitas a uma reduzida ou nula pressão predatória, pode ocorrer uma redução ou perda desta capacidade de autotomização (Pérez-Mellado *et al.*, 1997). Apesar deste fenómeno se assemelhar a um desmembramento traumático, a autotomia caudal é um processo altamente controlado - se não voluntário. Para a maioria das espécies, a autotomia é facilitada por uma série de adaptações estruturais que não só participam no destacamento da cauda, como também agem para minimizar os danos aos tecidos adjacentes e promover a cicatrização de feridas (Gilbert *et al.*, 2013).

No que toca à identificação morfológica, as lagartixas *Podarcis* são bastante variáveis em tamanho, forma e padrão cromático, não apenas entre espécies, mas também intra-especificamente entre populações e indivíduos (Gabirot *et al.*, 2012). O dimorfismo sexual em *Podarcis* revela-se evidentemente na coloração exibida, uma vez que padrões adultos e juvenis consistem em faixas, estrias ou fileiras de manchas dispostas longitudinalmente no dorso, especialmente em

fêmeas, que frequentemente possuem riscas dorso-laterais e laterais inferiores pálidas e estreitas; o padrão dos machos costuma ser mais irregular, formando, por vezes, uma reticulação; ocasionalmente, esta reticulação pode ocorrer em ambos os sexos e em juvenis. Dentro do aspecto reprodutivo, os machos tendem a morder o flanco da fêmea durante a cópula, e as posturas consistem em 1-12 ovos (Arnold *et al.*, 2007). O comportamento, desempenho e até mesmo a morfologia das espécies *Podarcis*, podem ser influenciados pelo habitat e por uma das suas características, a temperatura, indirectamente, através do seu efeito nos processos fisiológicos, e directamente, afectando o comportamento (Gabirot *et al.*, 2013).

1.3. Introdução de *Podarcis siculus* em Lisboa

A primeira citação da lagartixa-italiana *Podarcis siculus* para Portugal (González de la Vega *et al.*, 2001) relata uma observação de indivíduos da espécie nos arredores da Exposição Universal de Lisboa (na zona do Parque das Nações), cuja morfologia levou o autor a suspeitar tratar-se da subespécie *Podarcis siculus campestris* (De Betta, 1857). Mais tarde, Silva-Rocha *et al.* (2014), através de análises filogenéticas, apontaram a região de Roma como a origem mais provável dos indivíduos introduzidos. Crê-se que, ao contrário das introduções nos Estados Unidos da América, relacionadas com o comércio de animais de estimação (Kolbe *et al.*, 2013), os indivíduos introduzidos em Lisboa tenham sido transportados do seu local de origem conjuntamente com vários materiais e plantas ornamentais durante o evento Expo98 (González de la Vega *et al.*, 2001), estruturas nas quais estariam a refugiar-se ou a termorregular (Silva-Rocha *et al.*, 2012). Casos semelhantes foram reportados por Rivera *et al.* (2011) e Valdeón *et al.* (2010), após a observação de indivíduos *Podarcis siculus* em oliveiras importadas da Calábria (Itália) para a Catalunha (Espanha). Uma oliveira (ou qualquer outra árvore) de tamanho médio tem inúmeros abrigos no seu tronco e raiz onde se podem refugiar espécies nativas do território de origem. Hodgkins *et al.* (2012) reportaram um método de introdução semelhante de

Podarcis siculus no Reino Unido, removendo vários indivíduos que se escondiam em pedras (tufa) importadas de Itália. Quando a transferência ocorre no Inverno, os répteis e outras espécies ectotérmicas fazem a viagem num estado de dormência, passando a estar activos na primavera, quando a oliveira chegou ao seu destino. Quando as espécies introduzidas estão também bem adaptadas às condições bioclimáticas que encontrarão no seu novo habitat, então a probabilidade de que ocorra a naturalização é muito elevada (Mateo, 2015).

1.4. Ecologia espacial

1.4.1. Termorregulação

A temperatura representa, à escala global, o principal factor limitante nos padrões distributivos e de diversidade dos répteis. Tratando-se de animais ectotérmicos, dependem de fontes de calor ambientais para uma regulação térmica corporal óptima que sustente os seus processos fisiológicos e actividades regulares (incluindo escapar a predadores); conseqüentemente, as condições térmicas do ambiente exercem um profundo impacto na sua ecologia e comportamento (Van Damme *et al.*, 1990; Vitt & Caldwell, 2014). Todos os animais têm uma temperatura ou faixa térmica ideal regulada pelo hipotálamo, sendo que variações nestes valores indicam que o animal deve iniciar a regulação da temperatura corporal. A regulação térmica corporal nos répteis (que, em muitos répteis, decorre entre faixas térmicas relativamente estreitas) é maioritariamente comportamental, e provém do aproveitamento espacial, da mudança de postura e horário de actividade, através da selecção de microhabitats que permitam uma utilização proveitosa das fontes externas de calor, tais como a exposição solar directa (= helioterma, o comportamento mais observável nos répteis) e, indirectamente, pelo contacto (= tigmotactismo) com superfícies aquecidas (através de fenómenos de condução e convecção) no ambiente para a obtenção de calor. Por contraste, os répteis também procuram a sombra, os refúgios, a água e superfícies ou estruturas frias como dissipadores de

calor, evitando, assim, um sobreaquecimento fatal. O processo que aparenta ser o mais afectado pela temperatura é o comportamento - um réptil frio não é tão activo como um que esteja aquecido. Ademais, as taxas de consumo de oxigénio e, conseqüentemente, todos os processos metabólicos estão dependentes da temperatura. Portanto, todos os processos vitais, incluindo o desenvolvimento, crescimento e reprodução dependem da temperatura; e a maneira como um indivíduo actua num intervalo de tempo momentâneo, diário e sazonal determina a sua sobrevivência (Tosini *et al.*, 1992; Castilla *et al.*, 1999; Vitt & Caldwell, 2014). Contudo, o efeito dos ajustes comportamentais da temperatura corporal não é ilimitado, mas sim rege-se pelas condições ambientais. Além disso, o tempo e a energia que os indivíduos gastam na termorregulação podem restringir a disponibilidade destes factores para outras actividades (Castilla *et al.*, 1999). O principal desafio para os répteis consiste em centrar a sua actividade circadiana dentro de uma gama de temperaturas ambientais que optimize a sua função comportamental e fisiológica, procurando simultaneamente minimizar o risco de mortalidade (a exposição do indivíduo está associada a um risco acrescido de predação) (Huey 1974; Vitt & Caldwell, 2014).

1.4.2. Domínio vital e território

A exclusão competitiva é muitas vezes crucial na determinação estrutural das comunidades reptilianas (Nevo *et al.*, 1972). Ao nível intra-específico, os indivíduos movem-se frequentemente dentro de uma área que não defendem dos seus congéneres, denominada o domínio vital. O forrageamento e as actividades sociais ocorrem dentro desta área, ainda que os domínios vitais adjacentes de diferentes indivíduos possam sobrepor-se ou então ser completamente exclusivos. Parte ou toda a área de residência pode ser defendida contra congéneres ou outras espécies, sendo esta área defendida o território. Os domínios vitais estão associados a um ou mais recursos, os quais incluem, mas não se limitam a, alimentos, abrigo, parceiros sexuais, locais de termorregulação e rotas de fuga. O tamanho desta área pode variar entre sexos, está associado frequentemente com as dimensões corporais, e é influenciado frequentemente pela densidade

populacional. Este pode ainda variar através do tempo ou espaço, por vezes mudando radicalmente após eventos únicos.

Todavia, o território é defendido activamente dos intrusos, geralmente porque a área inclui um recurso defensável ou tem alguma outra qualidade que é melhor do que a presente em áreas adjacentes. Esta defesa, que envolve competição intra-específica, resulta no uso exclusivo do território e dos recursos nele incluídos pelo residente. Quando a territorialidade ocorre, os machos são na maioria das vezes territoriais e as fêmeas não, havendo excepções em algumas espécies. Isto deve-se ao facto de, na maioria das vezes, os territórios defendidos por machos conterem fêmeas cujos domínios vitais estão incluídos no território masculino (Vitt & Caldwell, 2014). Para a lagartixa-ibérica *Podarcis hispanicus*, López & Martín (2002a) demonstraram que, na presença de uma fêmea, quer o nível de agressividade exibido pelo macho residente quer a probabilidade de ganhar o confronto aumentaram significativamente. No seu habitat natural, os machos intrusos não são apenas exploradores que procuram um novo território para se estabelecerem: também podem ser machos que possuem os seus próprios territórios, mas ocasionalmente entram em outros territórios (López & Martín, 2002a). Em muitos sáurios, incluindo *Podarcis hispanicus*, os sinais químicos importam no reconhecimento de parceiros sexuais e das espécies congéneres. Quando estes mecanismos de reconhecimento são activados durante os encontros agonísticos, eles contribuem para reduzir a intensidade e os custos energéticos dos confrontos, desempenhando um papel importante na organização do sistema social da espécie (López & Martín, 2002b; Gabirot *et al.*, 2012) e, conseqüentemente, na repartição espacial de cada indivíduo. López & Martín (2002b) concluíram que muitos machos eram menos agressivos em relação aos machos cujo odor já conheciam de encontros anteriores e que a detecção em encontros sucessivos do mesmo odor familiar é suficiente para reduzir a resposta agressiva dos machos territoriais. Tal fenómeno é conhecido como *dear enemy recognition*, ou reconhecimento do inimigo familiar (López & Martín, 2002a).

1.4.3. Habitat e micro-habitat

Os animais não se encontram aleatoriamente distribuídos no espaço, porque a heterogeneidade dos recursos espaciais determina uma adopção de estratégias de selecção dos habitats (Law & Bradley, 1990; Diego-Rasilla & Pérez-Mellado, 2003). O habitat pode ser definido como um espaço ecológico com um conjunto identificável de componentes abióticos e bióticos, distinto dos conjuntos similares existentes nas localidades circunvizinhas; e como tal é propício para a sobrevivência temporária de pelo menos um ou mais indivíduos de uma espécie (Anderson, 2007).

Em comparação com os mamíferos e aves, os répteis terrestres têm uma menor mobilidade, e a sua sobrevivência pode depender de uma estrutura de habitat particular que proporcione a fuga a predadores (Godinho *et al.*, 2011). Quando um lagarto está familiarizado com o seu habitat, conhece os melhores locais para regular a sua temperatura corporal, refugiar-se de predadores e passar a noite em segurança (Diego-Rasilla & Pérez-Mellado, 2003). No contexto da ecologia comunitária, as espécies tendem a ser associadas a manchas específicas de micro-habitat (Smith & Ballinger, 2001; Vitt & Caldwell, 2014).

A expressão «micro-habitat» refere-se mais concretamente ao local do poiso específico dentro de um meso-habitat ou macro-habitat, onde ocorre pelo menos uma de quatro tarefas ecológicas básicas (encontrar, adquirir e utilizar alimentos; detectar, evitar e evadir-se de predadores; lidar com o stress abiótico e evitar extremos abióticos; e encontrar companheiros e reproduzir-se) (Smith & Ballinger, 2001; Anderson, 2007). Uma vez que os micro-habitats acabam por se interconectarem, assim os habitats podem albergar um grande número de espécies que se sobrepõem espacialmente, mas que ocupam micro-habitats distintos. A selecção de micro-habitats por parte dos répteis é reforçada pelas interacções competitivas, pela facilitação da termorregulação e obtenção de recursos, e pelo risco associado à actividade em locais desconhecidos (um indivíduo pode ser incapaz de escapar a predadores em locais com os quais não está familiarizado) (Smith & Ballinger, 2001; Vitt & Caldwell, 2014). Muitos sáurios seleccionam micro-habitats, como sejam rochas altas com fendas, onde obtêm uma protecção acrescida contra os predadores na eventualidade de uma

fuga rápida. Frequentemente, estes indivíduos termorregulam a alguns centímetros da entrada das fendas, mantendo os seus corpos parcialmente protegidos (Diego-Rasilla & Pérez-Mellado, 2003). Uma das principais características fulcrais do micro-habitat é a sua estrutura. Os componentes estruturais incluem factores como o relevo do local (e o seu espaço vertical), a altura do poiso, a continuidade ou fragmentação das superfícies constituintes, a natureza do substrato - rocha, pedras, terra, vegetação, etc. - e o tipo de refúgios utilizados (Arnold, 1987; Díaz, 1996). De igual modo, a disponibilidade de uma heterogeneidade de características microclimáticas do micro-habitat (humidade, temperatura e mosaico luz-sombra), afecta também o tempo e a energia despendidos em comportamento termorregulatório, podendo ser um importante determinante da precisão da temperatura regulada (Arnold, 1987; Van Damme *et al.*, 1990).

1.4.4. Competição interespecífica

A essência da competição interespecífica dita que os indivíduos de uma espécie sofrem uma redução em alguns componentes da sua aptidão (por exemplo, crescimento, fecundidade, sobrevivência) como resultado de interações com indivíduos de outra espécie (Downes & Bauwens, 2002). Na maioria das comunidades de sáurios, a competição interespecífica pode ser minimizada através de uma repartição do nicho espacial e, particularmente, do micro e macro-habitat, respectivamente, desempenhando um papel importante na organização comunitária desses animais (Rugiero & Luiselli, 2007). Muitas espécies ocorrem em simpatria com outras (existência de mais de uma espécie a partilhar a mesma área geográfica), ou até mesmo em sintopia (existência de mais de uma espécie a ocupar o mesmo tipo de habitat numa determinada localidade - tal depende das diferentes adaptações de cada espécie a certos tipos de meios ou micro-habitats, e de outras características ecológicas e de estratégia vital) (Galán *et al.*, 2013). Em alguns ambientes urbanos, tem sido observado que as espécies de lacertídeos em simpatria (nomeadamente *Podarcis muralis* e *P. siculus*) encontram-se organizadas espacialmente de acordo com o preenchimento

de necessidades ecológicas específicas de cada espécie, não ficando limitadas apenas às interações interespecíficas (Capula *et al.*, 1993).

No entanto, podem ocorrer casos nos quais o micro-habitat ocupado por uma determinada espécie de sáurio seja restringido pela presença de outras espécies (Arnold, 1987). A falta de conhecimento de eventos de predação interespecíficos entre espécies de *Podarcis* pode estar associada à reduzida frequência da ocorrência de tais eventos em populações naturais. Adicionalmente, espera-se que a sua incidência seja maior nalguns quadros temporais e espaciais, como durante o período de eclosão e em populações de alta densidade (Dias *et al.*, 2016). Por exemplo, ao longo da sua extensa área de distribuição, *Podarcis virescens* ocorre em simpatria com a sua congénere *P. carbonelli* nas zonas costeiras de Portugal, e também com a maioria das espécies mediterrânicas de sáurios e de serpentes (Carretero, 2008; Carretero, 2016). Outras lagartixas saxícolas ocupam tipicamente nichos espaciais distintos dos utilizados por outras espécies simpátridas (Howard & Hailey, 1999).

Na Itália peninsular, *Podarcis siculus* coexiste com outros lacertídeos, evidenciando uma segregação ecológica. Contudo, a introdução da lagartixa italiana noutras áreas tem provado ser prejudicial para os lacertídeos indígenas, especialmente em meios micro-insulares (Valdeón *et al.*, 2010; Carretero & Silva-Rocha, 2015). Em experiências realizadas em cativeiro foi possível demonstrar que *P. siculus* é uma espécie agressiva que estabelece relações de dominância sobre *P. melisellensis*, relegando esta última para micro-habitats de pior qualidade para a termorregulação (Downes & Bauwens, 2002). Na região adriática oriental, no continente e em algumas ilhas maiores (como por exemplo as ilhas Čiovo, Krk, Pag e Ugljan), *P. siculus* ocorre em simpatria com *P. melisellensis*, mas nunca em sintopia; portanto, em habitats micro-insulares, geralmente, a espécie autóctone é competitivamente excluída (Nevo *et al.*, 1972; Podnar *et al.*, 2005). Tal comportamento poderia também ocorrer em zonas de contacto desta espécie invasora com outras espécies autóctones (Salvador, 2015), tal como acontece com as suas congéneres *P. hispanicus* e *P. muralis*, deslocadas de algumas zonas de ocorrência, devido ao estabelecimento de *P. siculus* (Mateo *et al.*, 2011). Nas ilhas Eólicas, *P. siculus* competiu com sucesso contra a espécie insular nativa *P. raffonei*, ficando esta última

actualmente confinada apenas a algumas ilhotas e quase a atingir a extinção. Ao entrar em contato com espécies geneticamente relacionadas do género *Podarcis* (por exemplo *P. melisellensis*, *P. raffonei*, *P. tiliguerta*, *P. waglerianus*), a lagartixa-italiana pode também hibridizar em zonas estreitas de sobreposição, especialmente nos habitats mediterrânicos insulares alterados por actividades humanas (Capula, 1993; Capula, 2002; Capula & Ceccarelli, 2003).

1.4.5. Vantagem generalista

Em alguns casos, *Podarcis siculus* parece ser beneficiada por uma aparentemente menor vulnerabilidade aos impactos humanos no clima dos locais de introdução do que as espécies endémicas (mais concretamente *P. tiliguerta*), o que lhe confere vantagem na eventualidade de exacerbação da competição interespecífica (Mangiacotti *et al.*, 2013). Burke *et al.* (2002) investigaram o florescimento de uma população de *P. siculus* (subespécie *campestris*) em Nova Iorque. Apesar das temperaturas inverniais serem inferiores às dos locais nativos italianos, as populações americanas de *P. siculus* hibernam debaixo de terra, a uma profundidade superior a 24 cm. Uma situação semelhante foi observada por Briggler *et al.* (2015), que observaram presencialmente a utilização de tocas subterrâneas por indivíduos de *P. siculus*. Tal indica que, sob um regime de fotoperíodo semelhante ao nativo, ocorreu uma adaptação bem-sucedida face à diferença nos níveis de temperatura (Burke & Ner, 2005). Outro exemplo da plasticidade ecológica de *P. siculus* é dado por Vervust *et al.* (2010), onde se documenta uma alteração morfológica do seu aparelho digestivo, como forma de adaptação a uma dieta mais herbívora. Todos estes dados indicam claramente que a lagartixa-italiana *P. siculus* é uma espécie oportunista e um colonizador bem-sucedido, caracterizada por uma ampla tolerância e plasticidade ecológica e uma elevada capacidade de propagação (Nevo *et al.*, 1972; Capula & Ceccarelli, 2003; Silva-Rocha *et al.*, 2014).

1.5. Objectivos do estudo

Conhecida a introdução de *Podarcis siculus* na zona do Parque das Nações, Lisboa, e presumida a sua ambientação e reprodução (tendo por base relatos pessoais e Loureiro *et al.*, 2008), os dois objectivos gerais deste estudo consistiram em:

1º » determinar a extensão territorial actual ocupada por esta lagartixa introduzida. Tal permitiria verificar se existiu ou não expansão para além da área já conhecida, testando ou refutando a hipótese (corroborada por observações pessoais de Sá-Sousa e citadas por Loureiro *et al.*, 2008) de que a espécie não alterou a sua distribuição desde as últimas prospecções;

2º » avaliar qual o grau de segregação espacial exercida pela população invasora sobre a espécie autóctone. Segundo Loureiro *et al.* (2008) *Podarcis virescens* seria, possivelmente, a espécie autóctone mais afectada por esta introdução, apesar de não se conhecerem impactos negativos (expansão, hibridação ou extinção de espécies autóctones) nas restantes populações ibéricas. Uma vez que esta interacção, com base em observações interespecíficas prévias presentes em artigos como Nevo *et al.* (1972) ou Downes & Bauwens (2002), passaria por um cenário de exclusão ou coexistência espacial competitiva entre espécies, surgiu a hipótese de avaliar o impacto que a espécie introduzida exerce sobre o padrão de distribuição da espécie autóctone, e quais os componentes do micro-habitat que ambas as espécies congéneres possuem em comum. Para tal, seria necessária uma combinação entre a comparação da distribuição espacial de ambas as espécies e a avaliação das preferências de cada uma ao nível do micro-habitat e da sua gestão consoante o espaço disponível.

II. Material e Métodos:

2.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo situa-se no interior do chamado Parque das Nações, freguesia homónima, concelho de Lisboa (Figura 1). A região lisiponense encontra-se abrangida por um clima mediterrânico (temperatura média anual da ordem dos 17°C), caracterizado por um Verão quente e seco, um Inverno húmido e chuvoso e pela concentração da maior parte da precipitação no período entre Outubro e Abril (**Santos *et al.*, 2012**). Concretamente, a área de estudo incidiu na zona onde *Podarcis siculus* fora introduzida e aí se reproduziu (**González de la Vega *et al.*, 2001**). Contudo, foi acrescido um perímetro virtual em redor, por forma a abordar uma possível expansão e estabelecimento de novas populações nos terrenos favoráveis adjacentes. O Parque das Nações é uma área urbana, com bastante afluência humana (cariz turístico, residente e laboral), lar de um conjunto edificado que assegurou a funcionalidade no pós-Expo 98, onde se destacam a Feira Internacional de Lisboa (FIL), Gare do Oriente, Pavilhão Atlântico (actualmente MEO Arena), Oceanário de Lisboa, Pavilhão do Conhecimento/Museu da Ciência Viva, marina e edifício de apoio Nau, teleférico, Centro Comercial Vasco da Gama (previamente uma das portas do recinto durante a Expo'98), o Casino de Lisboa e a Torre Vasco da Gama (fechada ao público durante uma década, agora convertida no Hotel Sana Myriad*****) (**Pedrosa, 2013; Pereira, 2013**). A zona central afigura-se sobretudo como um espaço de fluxos, de trabalho e de lazer, enquanto que as zonas sul e norte são ambas predominantemente residenciais. Entretanto a área total é entrecortada por diversas vias de circulação rodoviária e passeios pedonais. Quer nas áreas mais densas, quer nas menos densas da zona norte, é possível encontrar-se uma profusão de restaurantes, lojas de take-away, supermercados, mercearias, cafés, cabeleireiros, lojas de decoração e de vestuário e outros serviços de proximidade como bancos e farmácias (**Pereira, 2013**). No Parque das Nações, em vez de

dispostas de forma isolada, as áreas verdes desenvolvem-se linearmente, definindo uma rede de corredores que acompanham os circuitos de mobilidade - sobretudo os de usufruto pedonal - associados pontualmente a zonas de alargamento, que correspondem a bolsas vegetais mais densas. De um modo geral, a estrutura verde é composta por uma selecção eclética de espécies vegetais, provindas de diversas regiões mundiais, de entre as quais se destacam aquelas que se encontram tipicamente associadas à paisagem portuguesa, como o pinheiro-manso ou o carvalho português (Pedrosa, 2013).

2.1.1. Caracterização das parcelas de estudo

A área total de estudo foi dividida em 16 parcelas ou sectores, de dimensões aproximadamente equivalentes, de forma a facilitar a sua prospecção visual (Figura 2). Todas estas parcelas ocorriam em zonas urbanas, havendo, todavia, diferenças contrastantes entre elas. Parcelas na zona do Parque das Nações propriamente dita, continham, salvo algumas excepções, uma predominância evidente de elementos artificiais. Em alguns locais, estes eram colmatados visualmente pela existência de jardins relvados ou com uma aparência mais rústica, como é o caso do local de introdução (jardim do Oceanário) de *Podarcis siculus*. Nota-se que esta é uma zona excessivamente perturbada pela acção humana, para fins turísticos, recreacionais e habitacionais. Existe uma fronteira física e visual entre as parcelas do Parque das Nações e as fronteiriças de Moscavide/Cabo Ruivo: a linha de caminho-de-ferro e a sólida cortina de prédios elevados, construída ao longo da Avenida D. João II, demarcando claramente uma barreira entre a paisagem construída de um e de outro lado (**Pereira, 2013; observação pessoal**). Parcelas do lado de Moscavide/Cabo Ruivo, tanto são de cariz urbano, como o mesmo se confunde com uma área rural. Enormes áreas ao abandono e casas devolutas jazem cobertas de vegetação, por vezes tornando difícil ou impossível o acesso pedestre; quando existe o acesso, impossibilita a visualização das redondezas. Este esquecimento e deterioração das áreas urbanas resulta num aspecto selvagem e aparentemente convidativo para espécies animais, retirando um pouco o fardo sobre elas imposto pela fragmentação dos habitats. Existem áreas de acesso interdito que impossibilitaram uma cobertura efectivamente total através de uma prospecção pedestre, incluindo áreas sugestivamente favoráveis à presença reptiliana, entre espaços expectantes e resquícios de fábricas, armazéns e estruturas de actividades industriais desactivadas (**Pereira, 2013; obs. pess.**). A natureza presente nestas zonas não transpira pureza; pelo contrário, jaz abandonada, tal como as memórias das actividades urbanas que a deterioraram há décadas atrás.



Figura 2: Área total dividida em 16 sectores de estudo, limites dos sectores a vermelho (imagem de satélite). Fonte: *Google Earth*.

2.2. Descrição sucinta das espécies em estudo

2.2.1. *Podarcis virescens* (lagartixa-esverdeada) (Sauria: Lacertidae)

Previamente incluída no complexo de espécies parafilético *Podarcis hispanicus*, enquanto morfótipo II (Harris & Sá-Sousa, 2001, 2002; Pinho *et al.*, 2006), foi proposta a promoção desta linhagem à categoria de espécie por Geniez *et al.* (2014), passando a denominar-se *Podarcis virescens*, dado que o epíteto *virescens* é um participio derivado do verbo latino «*viresco*» que significa «ficar verde, tornar-se verde». Trata-se de um endemismo Ibérico (Dias *et al.*, 2016), ainda não inscrito em qualquer categoria de ameaça, devido à sua descrição

recente. Porém, **Carretero (2016)** refere que a sua extensa área de distribuição e tolerância até um certo grau de modificação do habitat sugere a sua inclusão na categoria de Least Concern (Pouco Preocupante). Sob a alçada do complexo *Podarcis hispanicus*, esta espécie encontrava-se incluída no Anexo III da Convenção de Berna (estando também presumivelmente presente em algumas áreas protegidas) (**Miras et al., 2009**). Apesar disso, a recente descrição como espécie merece uma reavaliação dos seus estatutos.

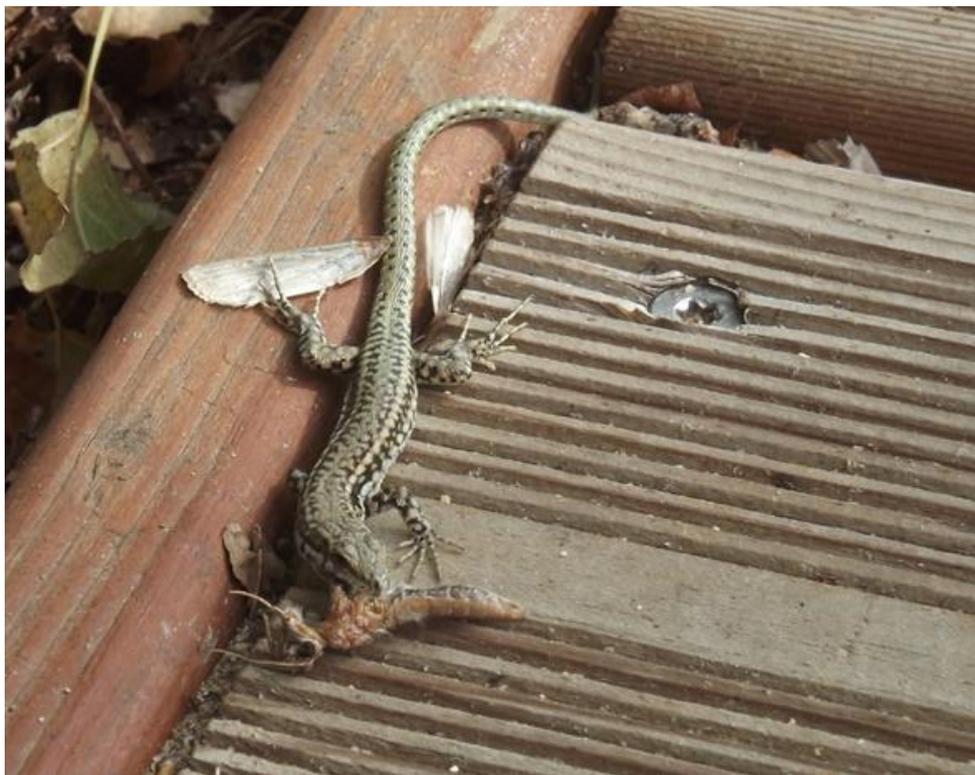


Figura 3: Exemplar de *Podarcis virescens* a transportar uma presa. Fonte: foto do autor

Local: passadiço das bandeiras, Rossio dos Olivais, junto ao Meo Arena.

2.2.1.1. Distribuição e preferências de habitat

Ao nível nacional, esta lagartixa ubiqüista e saxícola (**Díaz et al., 1996**) predomina em regiões abaixo dos 400 metros de altitude e com condições tipicamente mediterrânicas, nos dois terços meridionais de Portugal (Centro e Sul

do país, à semelhança da sua distribuição em Espanha), tendo por limite norte da sua distribuição o rio Douro (Sá-Sousa, 2000; Harris & Sá-Sousa, 2002; Sá-Sousa *et al.*, 2002). Habita principalmente planícies e baixos planaltos, onde vive frequentemente em paisagens abertas, dedicadas à agricultura. Tal como outras espécies ibéricas de *Podarcis*, está principalmente ligada a habitats humanos (aldeias, construções tradicionais isoladas, pontes, etc) nestas paisagens abertas. É igualmente encontrada em habitats mais naturais em colinas arborizadas com afloramentos rochosos e massas montanhosas. A sua ecologia é semelhante à de outros *Podarcis* ibéricos, com um nicho bastante amplo, demonstrando, ainda assim, uma estrita dependência de substrato duro e micro alívio (paredes, afloramentos, etc), muitas vezes em situações relativamente húmidas (Geniez *et al.*, 2014).

2.2.1.2. Identificação morfológica

Aquando da identificação visual, a lagartixa-esverdeada *P. virescens* trata-se de uma espécie de cabeça e corpo moderadamente robustos, sendo a primeira relativamente alta, com padrões dorsais frequentemente esverdeados ou de tom pardo claro, e ventre amarelado ou alaranjado (Harris & Sá-Sousa, 2001). O dimorfismo sexual é evidente, com ambos os sexos a diferirem em tamanho, forma e intensidade do padrão de coloração, sendo os machos maiores que as fêmeas e com cabeça e membros mais desenvolvidos, porém, com um tronco mais curto (Sá-Sousa, 2000; Kaliontzopoulou *et al.*, 2011; Carretero & Salvador, 2016). O comprimento médio da cabeça e do corpo é de 54,3 mm em machos (intervalo = 40-62 mm) e 53,5 mm nas fêmeas (intervalo = 41-63 mm). O número médio de escamas dorsais é de 62,3 para os machos e 59,7 para as fêmeas (Geniez *et al.*, 2014). As linhas laterais dos machos são escuras, com uma série de ocelos pálidos; nas fêmeas, são delineadas por uma banda pálida. O dorso dos machos é frequentemente verde ou esverdeado na Primavera, especialmente na parte posterior. Esta coloração desaparece durante o verão. A garganta é esbranquiçada, por vezes amarela, amarelada ou laranja, com manchas pretas,

especialmente nos machos. Possuem bandas supra-dorsais negras, bastante fragmentadas nos machos, e linhas dorso-laterais claras, que são geralmente contínuas nas fêmeas e variam nos machos, desde um pouco mais claras que o padrão de fundo, até às quase brancas, fragmentadas ou contínuas com um limite escuro irregular (Carretero, 2016). Uma observação atenta e familiarizada com os contornos morfológicos característicos de cada género, permite a identificação expedita das fêmeas adultas através da forma arredondada do tronco e gola comprida encabeçada por um crânio afunilado, em contraste com o tronco robusto e cilíndrico e gola curta coroada por uma cabeça robusta nos machos (obs. pess.).

2.2.1.3. Ecologia

Podarcis virescens é um predador activo e generalista, alimentando-se principalmente de indivíduos da classe Arachnida e das ordens Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera e Diptera (Juan, 1997). Dias *et al.* (2016), ao manipular um exemplar de *P. virescens*, recolheram uma cauda do seu congénere *P. carbonelli*, regurgitada por este. Desconhecendo-se, no entanto, as implicações e intenção dessa interacção, não se pode inferir que esta é uma situação comum e predatória. A regulação da temperatura corporal ocorre dentro de um intervalo térmico relativamente estreito, atingindo um valor médio de 33,7°C ao longo da manhã. Ao longo deste período, as lagartixas aumentam a altura à qual se situam nos substratos verticais, visto que o uso destes está relacionado com a temperatura (depende das necessidades térmicas do indivíduo e pode ser regido pela disponibilidade de sombra) (Diaz *et al.*, 1996; Juan, 1997). Os machos desta espécie são mais rápidos que as fêmeas, e a velocidade de corrida tende a aumentar com a temperatura, entre 15°C e 30°C (Gabirot *et al.*, 2013; Carretero & Salvador, 2016). As fêmeas põem entre um a cinco ovos, com várias posturas por época de reprodução.

Parecem não existir grandes ameaças a esta espécie (Miras *et al.*, 2009), para além da profunda intervenção humana em amplas zonas de Portugal

(Loureiro *et al.*, 2008), que poderá originar o desaparecimento pontual de algumas populações. Através de uma amostragem sistemática a uma população na Serra de Segura, onde *P. virescens* ocorre em contacto com a linhagem de *P. hispanicus* Albacete-Murcia, Juan (1997) descreveu, como predadores e/ou competidores de lacertídeos presentes no local, *Vipera latastei* (víbora-cornuda), *Rhinechis scalaris* (cobra-de-escada), *Timon lepidus* (sardão), *Pica pica* (pegarabuda), *Corvus corax* (corvo-comum), *Lanius excubitor* (picanço-grande) e *Falco tinnunculus* (peneireiro-vulgar).

2.2.2. *Podarcis siculus* (lagartixa-italiana) (Sauria: Lacertidae)

Originalmente *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810), mas posteriormente alterado para *Podarcis siculus* devido a questões de género da nomenclatura utilizada. Trata-se de uma espécie invasora que pode perturbar populações de espécies nativas nos locais de introdução (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009). Historicamente, foi descrito um total de 52 subespécies de *P. siculus* (destas, 47 eram endemismos insulares), com base em pequenas diferenciações morfológicas (Podnar *et al.*, 2005). Com recurso a dados genéticos, este número restringiu-se bastante, e actualmente reconhecem-se pelo menos duas subespécies: *P. siculus siculus* e *P. siculus campestris* (havendo, ainda assim, a necessidade de estudos ainda mais abrangentes do que os já realizados) (Oliverio *et al.*, 2001; Capula & Ceccarelli, 2003; Podnar *et al.*, 2005; Salvador, 2015). O facto de se tratar de uma espécie introduzida e possivelmente em expansão, valeu-lhe a classificação de Least Concern (Pouco Preocupante) em Espanha (Pleguezuelos *et al.*, 2002), sendo inserida na mesma categoria à escala global, devido ainda à sua ampla distribuição e elevado número de indivíduos, e à sua tolerância a uma grande variedade de habitats (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009), o que revela a grande capacidade invasora desta espécie. Encontra-se listada no Anexo II da convenção de Berna e no Apêndice IV da Directiva Habitats da União Europeia, sendo ainda protegida por legislações nacionais em algumas das nações abrangidas pela sua distribuição (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009).



Figura 4: Exemplar macho de *Podarcis siculus* a termorregular. Fonte: foto do autor

Local: Jardim (da introdução), em frente ao Oceanário de Lisboa

2.2.2.1. Distribuição e preferências de habitat

A lagartixa-italiana possui uma ampla distribuição em toda a bacia do Mediterrâneo, desde as partes orientais dos Balcãs, da Turquia Asiática e Europeia, incluindo algumas ilhotas no Mar de Mármara, até ao Mediterrâneo ocidental. Conhecem-se introduções desta espécie nas Ilhas Britânicas (exemplo de Buckinghamshire, população já erradicada), a sul de Provence, ilhotas costeiras em França, Israel, Chipre, Tunísia (Pleguezuelos *et al.*, 2002; Hodgkins *et al.*, 2012), Alemanha (população extinta), Suíça (Schulte & Gebhart, 2011), Estados Unidos da América (Califórnia, Connecticut, Kansas, Nova Jersey, Pensilvânia, Nova Iorque e Missouri) (Oliverio *et al.*, 2001; Briggler *et al.*, 2015), Grécia (Adamopoulou, 2014) e Albânia (Mizsei *et al.*, 2016). Pensa-se também que as extensas populações existentes na Córsega e na Sardenha provenham de introduções humanas não intencionais. Na Península Ibérica existem populações estáveis introduzidas nos arredores do porto de Almeria, no

Parque Nicolás Salmerón desta cidade, na praia de Ris (Noja) e Santander, na Cantábria, na ilha balear de Menorca (Pleguezuelos *et al.*, 2002) e em Lisboa, Portugal (González de La Vega *et al.*, 2001). Trata-se de uma espécie dotada de uma grande plasticidade no uso espacial do habitat, ocupando tanto habitats naturais como modificados, agrícolas ou puramente urbanos, uma característica que parece ter favorecido o seu transporte passivo com mercadorias (Carretero & Silva-Rocha, 2015). Em Menorca (onde foi introduzida), ocupa uma grande variedade de habitats, desde áreas costeiras arenosas até ao interior dos pinhais, zambujais e outras formações arborizadas e arbustivas. Um dos locais onde são observadas maiores densidades populacionais é sobre os muros de pedra espalhados por toda a superfície da ilha, demonstrando um certo comportamento rupícola (Pérez-Mellado *et al.*, 2000; Pleguezuelos *et al.*, 2002). Noutras localidades (da sua distribuição natural) pode ser ainda encontrada em zonas relvadas e jardins floridos, bermas de estrada, sebes, matos, bordas da floresta, dentro de plantações de pinheiros, vinhas, pomares, prados, zonas urbanas, paredes de pedra e edifícios, com vegetação variável, mostrando ainda uma preferência por locais áridos e solarengos superior à de outras espécies *Podarcis* (nomeadamente *Podarcis muralis*) (Capula *et al.*, 1993; Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009; Grano *et al.*, 2011), sendo descrita como adepta de habitats terrestres abertos na antiga Iugoslávia (Arnold, 1987). Na zona norte da sua distribuição é uma espécie rupícola que ocupa também áreas costeiras, encontrando-se presente em habitats perturbados por actividades humanas na zona sul (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009).

2.2.2.2. Identificação morfológica

Trata-se de uma lagartixa robusta e de tamanho médio (Freiría, 2005). Atinge 90 mm de comprimento da cabeça e corpo, com uma massa corporal de 7-14 gramas nos adultos. Possui uma cabeça robusta e um dorso verde, acastanhado na sua parte posterior, com uma larga banda negra longitudinal no centro do dorso, que pode ser fragmentada. Lateralmente, possui uma coloração

acastanhada ou cinza, com um retículo negro formando ocelos claros. Possui ainda ocelos azuis com aros negros nos membros anteriores, sendo a coloração das partes inferiores variável, não pigmentada. Possui um dimorfismo sexual evidente, tendo os machos uma maior largura do píleo e uma coloração dorsal verde mais intensa. Os machos são também maiores e têm uma cauda mais longa, um menor número de escamas ventrais e um maior número de escamas dorsais e poros femorais do que as fêmeas (Tosini *et al.*, 1992; Pérez-Mellado, 1998; Vogrin, 2005; Salvador, 2014; Salvador, 2015).

2.2.2.3. Ecologia

Espécie termófila, *P. siculus* possui uma temperatura média corporal activa de 33,6°C (Capula *et al.*, 1993), oscilando ao longo do dia no Verão, entre os valores de 32,7 e 33,9°C. Na Primavera, a temperatura média do corpo é mais baixa (28,4°C a 31,7°) (Van Damme *et al.*, 1990; Tosini *et al.*, 1992; Salvador, 2015; Ortega *et al.*, 2016). No seu habitat natural encontra-se activa todo o ano, à excepção do período invernal, onde apenas alguns exemplares se vêem em dias ensolarados. Ao princípio da manhã dedica largos períodos à termorregulação, geralmente a menos de 25 cm do solo (Salvador, 2014). A sua actividade diária, exclusivamente diurna, tende a mudar a partir de um padrão unimodal na Primavera e no Outono (maior percentagem de indivíduos activos a meio do dia), para um padrão bimodal durante o Verão, no qual ocorre a exposição solar no princípio da manhã e ao fim da tarde, havendo uma evitação da luz solar directa a meio do dia (Tosini *et al.*, 1992; Capula *et al.*, 1993; Salvador, 2014).

Caracterizada como um predador oportunista de invertebrados e mais especificamente como um insectívoro generalista, *P. siculus* consome diversos artrópodes, pertencentes a Gastropoda, Chilopoda, Isopoda, Thysanura, Dermaptera, Neuroptera, Homoptera, Orthoptera, Diptera, Lepidoptera (larvas), Coleoptera, Hymenoptera, Araneidae e Formicoidea, conforme a disponibilidade, sendo que a sua preferência alimentar varia entre locais (Capula *et al.*, 1993; Capula & Aloise, 2011; Rugiero, 1994; Zuffi & Giannelli, 2013). Consome

ocasionalmente indivíduos de menor porte e ovos da própria espécie (Burke & Mercurio, 2002; Capula & Aloise, 2011; Cattaneo, 2005; Grano *et al.*, 2011) e de outras espécies de répteis (incluindo congêneres) (Capula & Aloise, 2011; Freiría, 2005; Cattaneo, 2005), tendo sido reportada também a predação de anfíbios (Sicília *et al.*, 2001), ingerindo ainda matéria vegetal diversa, frutos e néctar (Pérez-Mellado & Traveset, 1999; Grano *et al.*, 2011; Mačát *et al.*, 2015) e podendo ainda alimentar-se do cadáver de pequenos mamíferos (Capula & Aloise, 2011).

A época de reprodução da lagartixa-italiana ocorre entre Março e Julho, quando as fêmeas fazem entre uma a cinco posturas por época (compostas por entre dois a doze ovos). O período de incubação dura 28-49 dias, sendo observados recém-nascidos entre Julho e Setembro, cuja maturidade será alcançada passando o primeiro ano de vida (Capula *et al.*, 1993; Salvador, 2014).

Geralmente, podem ser considerados como ameaças a esta espécie os gatos assilvestrados, presentes nos locais de introdução da mesma (Pleguezuelos *et al.*, 2002), a marta (*Martes martes*) e a cobra-de-capuz (*Macroprotodon mauritanicus*) em Menorca (Salvador, 2015), bem como o comércio de animais de estimação, uma vez que estas lagartixas são usadas como alimento para outros répteis (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009). Burke & Ner (2005) apontam como possíveis predadores da população introduzida em Nova Iorque (para além dos gatos assilvestrados), o corvo-americano (*Corvus brachyrhynchos*), o gaio-azul (*Cyanocitta cristata*) e o tordo-imitador (*Mimus polyglottos*). Na zona norte da sua distribuição natural, encontra-se ameaçada pela conversão agrícola em pequena escala dos seus habitats ribeirinhos (Crnobrnja-Isailovic *et al.*, 2009). Recentemente, foi descrita a predação de um exemplar adulto desta espécie por *Tarentola mauritanica*, conhecida por consumir juvenis de outras espécies do género *Podarcis* (Pellitteri-Rosa *et al.*, 2015). Num parque da cidade de Almería, foi estimado o tamanho médio do domínio vital desta espécie como sendo de 62 m² para os machos e 25 m² para as fêmeas (Salvador, 2015).

2.2.3. Outras ocorrências de répteis

Acedendo à página digital da Câmara Municipal de Lisboa (www.cm-lisboa.pt), pode retirar-se alguma informação acerca da diversidade reptiliana presente na cidade (presença generalizada ou restrita a matas e parques), ficando resumida a *Timon lepidus* (sardão), lagartixas, osgas, cobras e cágados (não especificando a espécie de nenhum dos anteriores). Loureiro *et al.* (2008) e Santos *et al.* (2012) completam esta informação, confirmando a ocorrência de *Timon lepidus* na área de Lisboa, e identificando os restantes grupos ao nível taxonómico de espécie, perfazendo um total de 19 espécies de répteis (sendo 17 autóctones). Com incidência na área de Lisboa, são referidas lagartixas pertencentes às espécies *Podarcis hispanicus* morfótipo II (actualmente identificada como *Podarcis virescens*, lagartixa-esverdeada), *Psammodromus algirus* (lagartixa-do-mato) e *Psammodromus hispanicus* (lagartixa-do-mato-ibérica - quase ameaçado), bem como a osga-comum (*Tarentola mauritanica*). Presentes estão também *Mauremys leprosa* (cágado-mediterrânico), *Emys orbicularis* (cágado-de-carapaça-estriada - em perigo), *Anguis fragilis* (licranço), *Chalcides striatus* (cobra-de-pernas-tridáctila), *Blanus cinereus* (cobra-cega), *Hemorrhois hippocrepis* (cobra-de-ferradura), *Coronella girondica* (cobra-lisa-meridional), *Elaphe scalaris* (cobra-de-escada), *Macroprotodon cucullatus* (cobra-de-capuz), *Natrix maura* (cobra-de-água-viperina), *Natrix natrix* (cobra-de-água-de-colar) e *Malpolon monspessulanus* (cobra-rateira). Os dois únicos répteis exóticos tidos como presentes na área de Lisboa são *Trachemys scripta* (tartaruga-da-Florida) e *Podarcis siculus* (lagartixa-italiana).

No decorrer das prospecções efectuadas no âmbito deste trabalho, as observações de outras espécies de répteis que habitam a área de estudo foram registadas, ignorando, todavia, os aspectos de caracterização do micro-habitat tidos em consideração nas duas espécies de lacertídeos abrangidas pelo estudo.

2.3. Delineamento experimental

2.3.1. Métodos de amostragem

Como anteriormente referido no ponto 2.1.1., a área total de estudo foi dividida em 16 parcelas ou sectores (Figura 2), de dimensões aproximadamente equivalentes, de forma a facilitar a sua prospecção visual. Cada uma das parcelas seria (idealmente) prospectada, a pé (e a passo lento e constante), durante um único dia. Porém, podia demorar mais tempo nos casos de elevada ocorrência de observações. Com o auxílio de um dispositivo GPS, foram marcados os pontos de coordenadas exactos de cada observação, por forma a obter um mapa final representativo da ocorrência dos indivíduos das diferentes espécies reptilianas encontradas. O delineamento experimental estipulado neste estudo incluía um mínimo de três repetições das prospecções às 16 parcelas, de modo a assegurar uma maior certeza relativa da totalidade das observações. No entanto, problemas de saúde pessoais não permitiram a concretização desse modelo idealizado. A primeira prospecção abrangeu, conseqüentemente, as 16 parcelas, com o intuito inicial de obter tanto um conhecimento geral da área de estudo, como dos répteis que a ocupam (com especial enfoque em Lacertidae), identificando bem os elementos que a compõem e fazem parte do micro-habitat das espécies em questão. Por motivos estatísticos e de independência dos dados, as parcelas foram prospectadas de forma aleatória, em todas as voltas.

Após a análise do conjunto de dados obtidos na primeira amostragem, e por uma questão de tempo e disponibilidade pessoal, foram decididas que as segunda e terceira voltas de prospecção abrangeriam apenas aquelas 8 parcelas consideradas de maior relevância, descartando-se os sectores que na primeira prospecção não indicaram a presença de *Podarcis siculus*. Assim, mantiveram-se os sectores de ocorrência de *P. siculus*, bem como as parcelas circundantes, a saber: 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9 e 10 (Figura 5).

1ª prospecção e bimodais nas seguintes (a 2ª prospecção foi efectuada da parte da manhã, 9h-13h, e a última da parte da tarde, 16h-19h), seguindo o conhecimento revelado pela bibliografia acedida, para obter um termo de comparação na preferência dos répteis em relação aos elementos de micro-habitat seleccionados por cada espécie. A primeira prospecção teve início a 25 de Abril de 2016 e fim a 3 de Julho de 2016; a segunda iniciou-se a 8 de Setembro de 2016 e findou-se a 21 de Setembro de 2016; a terceira prospecção estendeu-se de 24 de Setembro de 2016 a 11 de Outubro de 2016.

2.3.2. Recolha de dados

Todas as observações presenciais efectuadas no terreno foram registadas numa ficha de campo (adaptada de Sá-Sousa, 2001, incluindo aspectos considerados por Juan, 1997), que poderá ser consultada no *Anexo I*. Esta continha diversos parâmetros que permitiram a identificação dos indivíduos observados ao nível de espécie, idade relativa e género (tudo se possível), sendo igualmente anotados os dados relevantes para a caracterização do micro-habitat e da utilização do mesmo por parte de cada indivíduo, bem como as coordenadas GPS de cada observação, para a posterior elaboração de mapas de ocorrência. Segue-se uma breve descrição dos parâmetros considerados (adaptado de Afonso, 2015):

- Espécie: *Podarcis virescens* / *Podarcis siculus* / Lacertídeo Não Identificado (denominação que abrange todas as observações de lacertídeos que, pela sua brevidade, não permitiram a identificação dos indivíduos ao nível taxonómico de espécie) / Outra (Qual?)
- Idade: Imaturo (Recém-eclodido / Juvenil) / Adulto / Não Identificado
- Género: Macho / Fêmea / Não Identificado / Sem género definido (no caso de se tratar de um indivíduo imaturo)
- Comportamento: a actividade concreta realizada pelo indivíduo aquando da observação e após a mesma (sem predefinição de classes)

- Poiso: o local exacto no qual o indivíduo se encontrava aquando da observação e a sua posição face ao mesmo (sem predefinição de classes)
- Altura do poiso: a altura, em centímetros, desde o local no qual o indivíduo se encontrava até ao solo (sem predefinição de classes)
- Inclinação do indivíduo face ao poiso: Horizontal (<20°) / Inclinado (entre 20 e 70°) / Trepante (>70°)
- Textura do substrato: tipo de substrato constituinte do solo no local de observação (sem predefinição de classes)
- Coberto Vegetal: a distância, em centímetros, desde o local do poiso até ao coberto vegetal mais próximo deste (herbáceo, arbustivo, arbóreo) (sem predefinição de classes)
- Abrigo: local no qual a lagartixa procurou refúgio após ter sido perturbada pela minha presença, se existente (sem predefinição de classes)
- Distância ao Abrigo: a distância percorrida, em centímetros, desde o local do poiso até ao abrigo (inexistente se não ocorreu refúgio) (sem predefinição de classes)

Foi ainda realizada uma breve caracterização complementar da área em redor (raio = 4 metros) de cada ponto de observação, tendo sido anotado o número total de árvores, arbustos, plantas não-lenhosas e ramos/troncos mortos, que compõem o micro-habitat e representam possíveis abrigos ou locais de termorregulação.

2.4. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas com recurso aos programas informáticos *SigmaPlot* 13.0 e *Microsoft Excel* 2016, sendo testadas para um grau de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$), valor normalmente considerado aceitável em estudos de Biologia (Strode & Brokaw, 2015). Todos os gráficos e tabelas apresentados foram realizados com o auxílio do *Excel*. Devido à reduzida presença

de *siculus* à escala dos sectores, tal não justificou a utilização de testes estatísticos mais complexos (multi-variados), devido ao número de objectos ser inferior ao desejável (n=3).

Posto isto, os testes usados e as hipóteses associadas aos mesmos foram:

2.4.1. Teste do *Qui-Quadrado*

A metodologia padrão para testar hipóteses sobre proporções populacionais é o chamado Teste do *Qui-Quadrado*, por vezes representado como Teste χ^2 (Schwarz, 2015). Este teste é usado para determinar como os resultados observados se comparam a um resultado esperado ou teórico calculado, sendo calculado através da fórmula $\chi^2 = \sum(o-e)^2/e$ na qual o = valores observados, e = valores esperados, χ^2 = valor do *Qui-Quadrado*, Σ = soma (Strode & Brokaw, 2015). No âmbito da área de interesse deste estudo, usei este teste estatístico na comparação entre as duas espécies alvo, tanto ao nível dos elementos constituintes dos micro-habitats seleccionados, como do uso que estas lhes dão. Para a aplicação deste teste foram utilizados dados não trabalhados, ou seja, contagens simples (de observações) e não percentagens ou proporções (Strode & Brokaw, 2015), apresentados em tabela, onde figuraram os valores observados e os esperados para diversas categorias, dentro de cada parâmetro considerado (Dytham, 2011). Foi tido em conta o tamanho da amostra e, sempre que necessário, foram agrupadas categorias similares, pois este teste apresenta dificuldades na detecção de diferenças estatísticas significativas entre resultados esperados e observados numa amostra pequena (Strode & Brokaw, 2015), não permitindo ainda que nenhum valor esperado seja inferior a um, ou que mais de 20% dos valores esperados sejam inferiores a cinco (Dytham, 2011). Para o efeito do cálculo do teste estatístico propriamente dito, os dados foram inseridos em tabela no *SigmaPlot*, existindo uma coluna para cada espécie, onde cada linha era representativa de uma categoria, e a hipótese nula formulada foi que não existem diferenças entre o uso dado pelas espécies invasora e autóctone aos elementos presentes no micro-habitat. Sempre que necessário, para que se cumprissem os

pressupostos do teste, as categorias foram agrupadas (Dytham, 2011; Afonso, 2015).

2.4.2. Teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney

O teste de Wilcoxon-Mann-Whitney é o equivalente não paramétrico do teste t-Student para amostras independentes e, como tal, apenas pode ser usado para testar dois grupos. Porém, ao contrário do teste t e da ANOVA unidirecional, não faz suposições sobre a homogeneidade de variâncias ou sobre a normalidade da distribuição de dados. É um teste típico de «rank» (ordenação), o que significa que os dados brutos são convertidos em categorias antes do teste ser realizado (Dytham 2011). Neste estudo, esta análise estatística foi utilizada na comparação entre o número de observações das duas espécies por sector, da qual a hipótese nula formulada foi que ambos os grupos possuem a mesma mediana, ou seja, não existe diferença significativa entre o número de indivíduos de *P. virescens* e *P. siculus* identificados, por sector.

2.5. Tratamento de dados

De modo a poder obter respostas aos objectivos assumidos neste estudo, os dados obtidos foram agrupados de acordo com o seu contexto, para facilitar a sua análise e processamento estatístico: I) Distribuição das Espécies na Área de Estudo (Observações por Sector, Observações de Outros Répteis, Limite territorial actual de *Podarcis siculus*); II) Nível de Segregação Espacial entre *Podarcis siculus* e *Podarcis virescens* (Descrição do Micro-habitat seleccionado pelas espécies, Uso do Micro-habitat pelas espécies invasora e autóctone). Convém também referir que, no tratamento dos dados, os sectores 13 e 14 foram agrupados, devido às condições da zona permitirem a sua prospecção conjunta na altura da mesma.

2.5.1. Distribuição das espécies na área de estudo

2.5.1.1. Observações por sector

Os dados referentes às observações das espécies alvo foram divididos tendo em conta os sectores nos quais ocorreram, sendo ainda agrupado e comparado o número de indivíduos de ambas as espécies, de acordo com a Idade Relativa (Adulto ou Imaturo) e o Género (dentro da categoria Adulto - Macho, Fêmea ou Não Identificado; dentro da categoria Imaturo - Juvenil ou Recém-eclodido). De seguida, foi calculado (através da folha de cálculo *Excel*) o Máximo de observações por sector, por forma a obter uma aproximação do efectivo populacional de ambas as espécies, total e por sector. Estes dados foram posteriormente tratados com recurso ao teste estatístico de Wilcoxon-Mann-Whitney (através do *SigmaPlot* 13.0), por forma a comparar a distribuição das espécies invasora e autóctone pelas diferentes parcelas da área de estudo.

2.5.1.2. Observações de outros répteis

Apesar de não constituir um dos objectivos deste trabalho, aproveitou-se o mesmo para fazer um recenseamento das espécies da fauna reptiliana presentes na área do Parque das Nações. Os dados GPS obtidos permitiram traçar mapas (tratados com o auxílio do programa *software Google Earth*) com a localização exacta de cada indivíduo no momento da sua observação e o número de observações, permitindo uma leve percepção das espécies que ocorrem em simpatria com *Podarcis siculus* e *P. virescens*. Não houve qualquer tratamento estatístico, uma vez que não foram recolhidos dados acerca do micro-habitat usado por estes indivíduos/espécies, apenas a sua presença na matriz urbana (*vide Anexo II*).

2.5.1.3. Limite territorial actual de *Podarcis siculus*

Os dados obtidos com recurso ao dispositivo GPS permitiram traçar um mapa de ocorrência (com o auxílio do programa *software Google Earth*) através da localização exacta de cada observação das espécies invasora e autóctone. Tal permitiu ter uma percepção da ocorrência ou não de expansão territorial de *Podarcis siculus*, bem como obter uma confirmação visual da coexistência das espécies em estudo no mesmo espaço.

2.5.2. Grau de segregação espacial entre *Podarcis siculus* e *Podarcis virescens*

2.5.2.1. Descrição do micro-habitat seleccionado pelas espécies

Para a comparação do micro-habitat utilizado por *P. siculus* e *P. virescens*, foram considerados os dados referentes ao número total de árvores, arbustos, plantas não-lenhosas, ramos/troncos mortos e textura do substrato presentes numa área envolvente com um raio de quatro metros, tendo como centro da circunferência virtual o poiso onde se encontrava o indivíduo aquando da observação. Aos dados recolhidos foi aplicada uma reclassificação (após o agrupamento de categorias para a análise estatística) (Tabela 1). Foi aplicada uma análise por *Qui-Quadrado*, por forma a comparar os resultados obtidos para as duas espécies em estudo.

Tabela 1: Reclassificação das categorias pertencentes aos elementos constituintes do micro-habitat.

Elementos do Micro-habitat	Valores Reais	Categorias Simplificadas
Árvores	0 a 2	A
	3 ou mais	B
Arbustos	0	A
	1 a 5	B
	6 ou mais	C
Plantas não-lenhosas	0	A
	1 a 10	B
	>10	C
Ramos/Troncos mortos	0	A
	1 a 30	B
	>30	C
	Não Visível	D
Textura do Substrato	Terra/ areia; Terra/ pedra; Terra/ cascalho; Terra arenosa; Terra e pedras; Areia; Terra; Terra argilosa; Terra e pedras/ seixos	Terra
	Artificial (mármore/ cimento/ calçada/ pedras/ mosaicos e lajes de cimento e pedras); Artificial e terra/ pedras/ terra e pedras/ terra arenosa	Artificial
	Terra/ terra arenosa, pedras/ seixos e artificial (calçada/ mármore/ cimento); Terra arenosa e artificial (calçada/ pedra/ cimento/ mármore/ madeira); Terra e cascalho/ pedra e artificial (calçada/ cimento/ alcatrão); Terra e artificial (mármore/ calçada/ cimento/ alcatrão); Pedra; pedras; Pedras/ seixos e terra	Misto

2.5.2.2. Uso do micro-habitat pelas espécies invasora e autóctone

Para fazer a comparação do uso que cada espécie dá ao micro-habitat seleccionado, ou seja, dentro da área na qual se encontra, que elementos utiliza para a realização de cada uma das suas actividades diárias e como os utiliza, foram considerados os dados referentes aos parâmetros de Comportamento, Tipo de Poiso, Altura do Poiso, Inclinação do Indivíduo Face Ao Poiso, Abrigo, Distância ao Abrigo e Distância ao Coberto Vegetal. Como estes registos foram recolhidos de forma contínua, foi-lhes igualmente aplicada uma simplificação das categorias, por forma a permitir a sua análise estatística (Tabelas 2, 3 e 4). De seguida, foi aplicado o teste do *Qui-Quadrado*, para a detecção de diferenças entre *Podarcis siculus* e *P. virescens* face ao respectivo uso dos vários elementos.

Tabela 2: Reclassificação das categorias observadas na componente Comportamento.

Parâmetros do Micro-habitat	Parâmetros Reais	Categorias Simplificadas
Comportamento	Activo; Perseguição; Agressividade; Agressividade/ alimentação/ activo; Activo/ Fuga; activo/ alimentação/ fuga; Cópula; Cópula/ fuga; Alimentação/ activo; Alimentação/ Fuga	Activo
	Inactivo; Inactivo/ Fuga	Inactivo
	Termo; Termo/ activo; Termo/ Fuga; termo/ fuga/ agressividade	Termorregulação
	Fuga	Fuga

Tabela 3: Reclassificação das categorias pertencentes à componente Tipo de Poiso.

Parâmetros do Micro-habitat	Parâmetros Reais	Categorias Simplificadas
Tipo de Poiso	Solo (areia/ calçada/ pedras/ seixos/ terra/ terra arenosa/ terra argilosa/ terra e pedras/ terra e cascalho); dentro de buraco no solo; solo em cima de folhas mortas; Em cima de estrado de madeira/ fresta ou buraco entre tábuas ou entre tábuas e terra; Solo (calçada/ mármore/ cimento/ mosaicos ou lajes de cimento e pedras ou mármore/ cimento e alcatrão); buraco entre pedras da calçada	Solo
	Em cima/debaixo de pedra	Pedra
	Buraco em/ Em estrutura de betão/ cimento; em/ fresta entre degrau/ blocos de cimento/ tijolo; dentro de buraco de tijolo; dentro de/ em calha de escoamento; em cima de barrote de madeira; em cima de objectos (caixa de cartão/ garrafa de vidro/ lata de refrigerante/ saco de cartão carbonizado); em cima de estrutura de cimento/ metal/ cimento e metal; em cima de monte de detritos/ dispositivo de rega/ estaca de madeira/ pedras da calçada; em cima de lancil de metal/ tampa de esgoto/ vaso; em poste de electricidade; Em/ em cima de/ buraco ou fresta em muro/ lancil/ canteiro/ corrimão de cimento/ tijolo/ pedras/ betão/ cimento e pedras; em parede de casa/ edifício de cimento	Estrutura Artificial
	Solo (terra/ calçada) em cima de vegetação morta/ herbáceas; em cima de arbusto/ planta; Em/ em buraco de tronco de árvore; em cima de tronco/ raíz/ base de árvore	Coberto Vegetal
Altura do Poiso	0 m	A
	0 a 0,25 m	B
	0,25 a 0,75 m	C
	> 0,75 m	D
Inclinação Face ao Poiso	Horizontal	H
	Inclinado	I
	Trepante (Vertical)	T
Distância ao Coberto Vegetal	0 a 0,5 m	A
	0,5 a 1 m	B
	> 1 m	C

Tabela 4: Reclassificação das categorias pertencentes à componente Tipo de Abrigo.

Parâmetros do Micro-habitat	Parâmetros Reais	Categorias Simplificadas
Abrigo	Não procurou refúgio	Não procurou refúgio
	Buraco do poiso; fresta do poiso	Poiso
	Base de árvore; buraco em árvore; buraco em tronco de árvore; copa de árvore; raiz de árvore; debaixo de tronco de árvore caído; em tronco de árvore (fora do alcance); dentro da cortiça da árvore	Árvore
	Base de arbusto; base de planta; dentro de arbusto; dentro de planta; dentro de herbáceas; dentro de herbáceas e arbustos; no meio de canas; dentro de herbáceas e plantas; dentro de plantas e arbustos; debaixo de coberto vegetal morto	Coberto Vegetal Denso
	Buraco ou fresta em muro/ lancil de cimento; fresta ou buraco em muro/ lancil de pedras; debaixo de bancos de cimento; debaixo de canteiro; debaixo de estrado de madeira; fresta entre tábuas de estrado de madeira; fresta ou buraco em muro de tijolo; fresta entre blocos de cimento; atrás de bloco de cimento; debaixo de bloco de cimento; buraco ou fresta no muro de cimento e pedra; em calha de escoamento; debaixo de ou buraco em estrutura artificial (edifício, estrutura de iluminação, bancos ou vasos de cimento, etc); buraco em monte de pedras da calçada/ detritos; por detrás ou no topo de muro/ estrutura artificial/ vedação; entre estruturas (vaso e parede)	Estrutura Artificial
	Buraco entre pedras; debaixo de pedra(s); por detrás de pedra	Pedra
	Buraco na terra; Buraco no solo artificial (calçada/ cimento); Fresta entre pedras da calçada; fresta entre pedras de lancil; fresta entre terra e estrado de madeira; buraco em passeio de cimento; buraco entre solo/ calçada e parede/ pequeno muro; buraco entre solo e estrutura artificial; buraco ou fresta entre pedra e solo; buraco debaixo de estrutura artificial; fresta entre lajes de cimento	Solo
Distância ao Abrigo	0 m a 0,25 m	A
	0,25 m a 1 m	B
	> 1 m	C
	Não procurou refúgio	D

III. Resultados

3.1. Distribuição das espécies na área de estudo

No final das três voltas de prospecção, perfazendo um total de 32 áreas vistoriadas (16 na primeira volta, 8 na segunda e na terceira), foram identificados 699 indivíduos das espécies em estudo, dos quais 476 pertencem à espécie *Podarcis virescens* (68,1% do total) e 223 à espécie introduzida *Podarcis siculus* (restantes 31,9%).

3.1.1. Observações por sector

Os indivíduos da lagartixa potencialmente invasora (*P. siculus*) encontravam-se presentes em apenas 3 dos 16 sectores prospectados (Figura 6), com os valores de 172 indivíduos no sector 3 (77,1% do total de *P. siculus*), 50 no sector 2 (22,4% do total de *P. siculus*) e apenas 1 ocorrência no sector 1 (0,5%). Este último sector foi o único dos 3 com ocorrência de *P. siculus* no qual o número de indivíduos da espécie autóctone suplanta o da espécie invasora, e o único local de ocorrência de *P. siculus* desconhecido até à data.

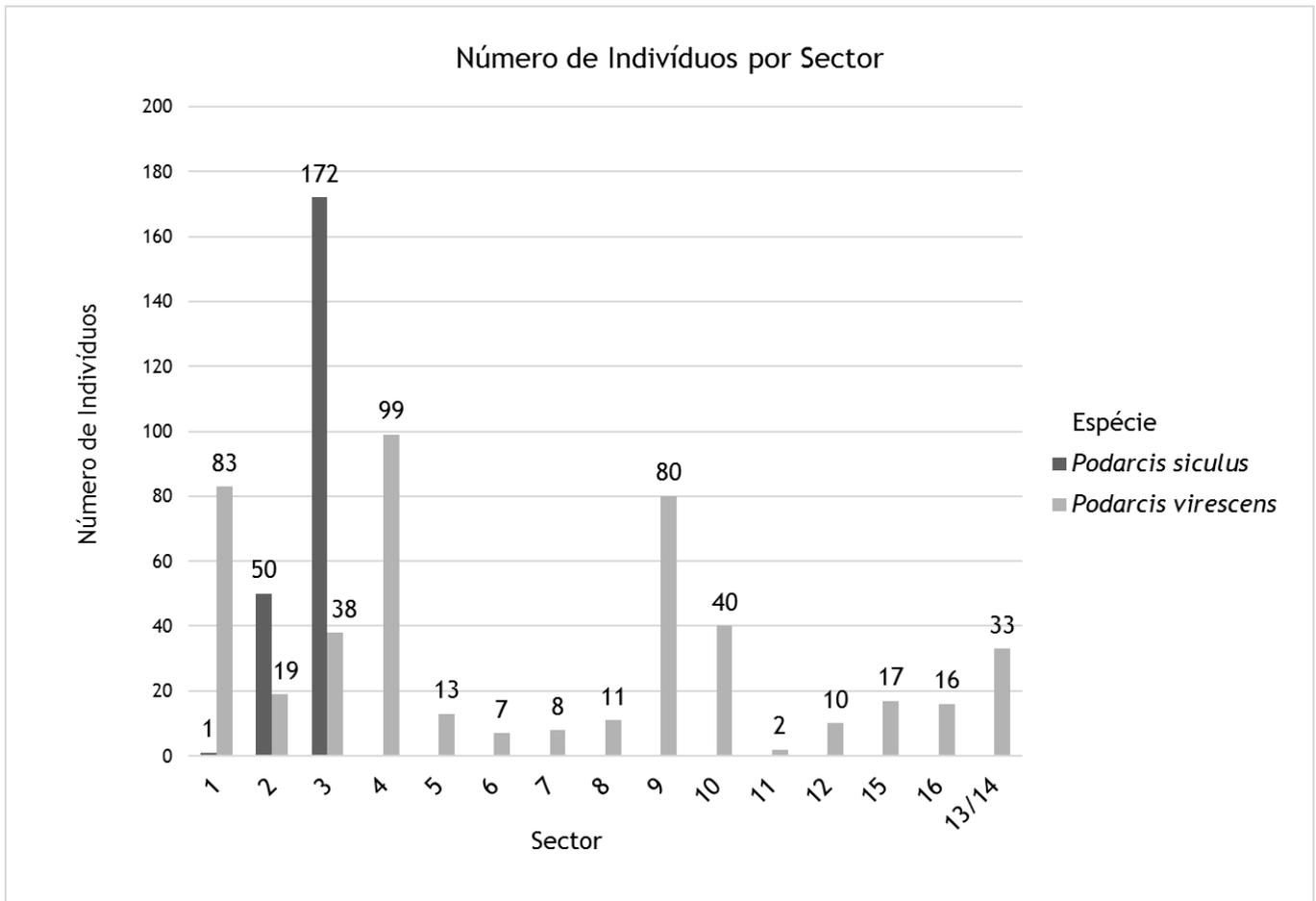


Figura 6: Gráfico de colunas com os resultados de Número de Indivíduos por Sector.

Idade relativa e género dos indivíduos observados:

Sobre os adultos incidiram 64,2% do total das observações registadas (449 observações), entre os quais 30,9% são machos (12,2% *P. siculus* e 18,7% *P. virescens*) e 30,6% são fêmeas (12,2% *P. siculus* e 18,5% *P. virescens*), restando ainda 19 indivíduos *virescens* (2,7%) cujo sexo não foi possível identificar. Os restantes 35,8% do total (250 indivíduos) recaem em indivíduos imaturos, 4% de recém-eclodidos (1% *P. siculus* e 3% *P. virescens*) e 31,8% de juvenis (6,6% *P. siculus* e 25,2% *P. virescens*) (Figura 7).

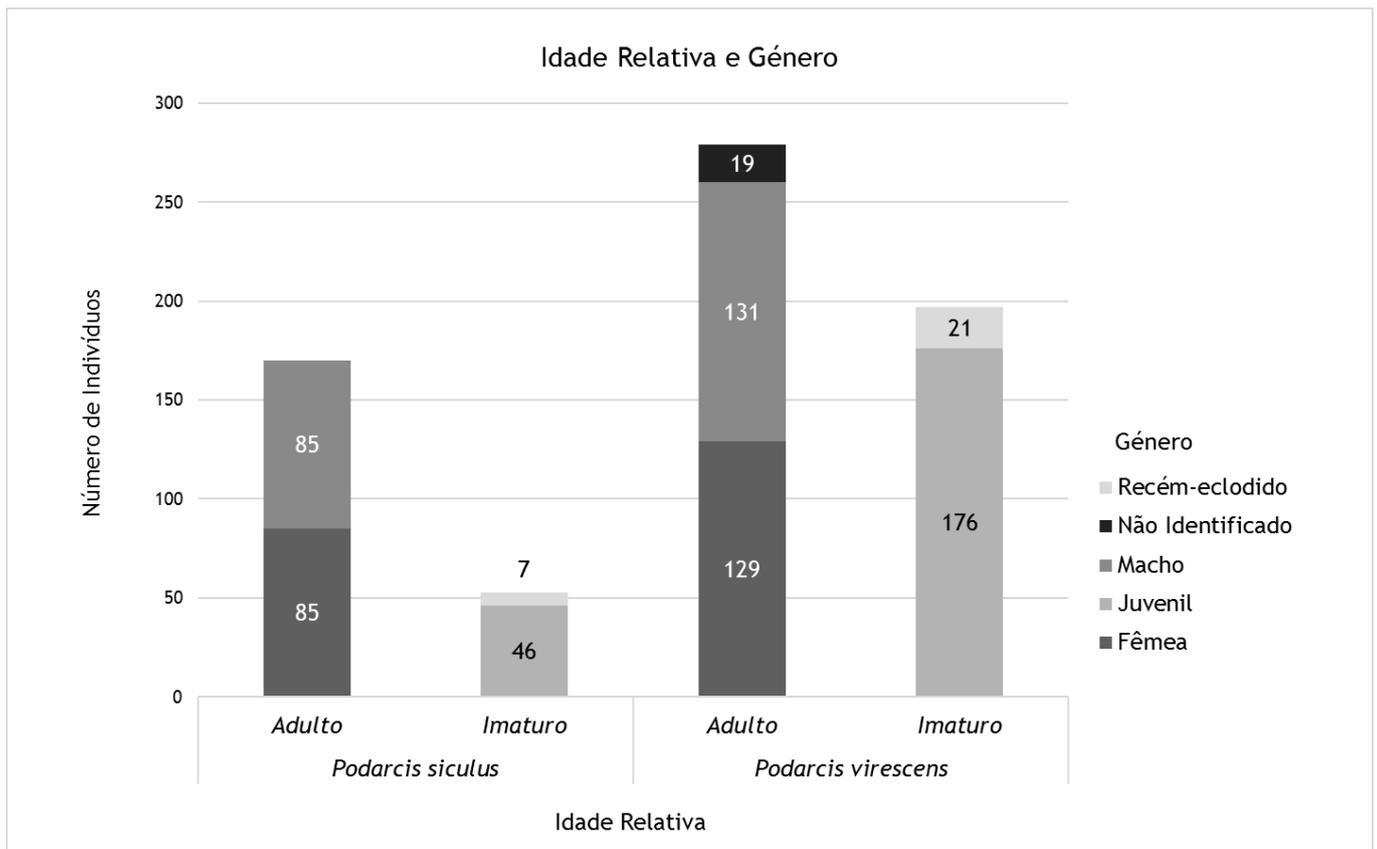


Figura 7: Gráfico de colunas com os resultados de Idade Relativa e Género para as espécies invasora e autóctone.

Máximos diários por sector

O resultado dos máximos de observações por sectores resultou numa estimativa de efectivo populacional para ambas as espécies, e obteve como valores 251 *P. virescens* e 123 *P. siculus* (Tabela 5). Os sectores com maior número de indivíduos são o 4 para *P. virescens* e o 3 para *P. siculus*, porém *P. siculus* só se encontrava presente em 3 dos 16 sectores da área de estudo (1, 2 e 3).

Tabela 5: Resultados do número de observações Máximo amostrado de ambas as espécies para cada sector. Os dados referentes às 3 áreas com ocorrência de ambas as espécies encontram-se a negrito.

Sectores	Máximo <i>P. virescens</i>	Máximo <i>P. siculus</i>
1	26	1
2	9	26
3	22	96
4	41	0
5	13	0
6	7	0
7	4	0
8	8	0
9	27	0
10	24	0
11	2	0
12	10	0
13/14	33	0
15	9	0
16	16	0
Total Geral	251	123

Os resultados obtidos para os sectores permitem uma comparação da presença das espécies em estudo nestes, através do teste Wilcoxon-Mann-Whitney. Numa primeira análise, envolvendo as 16 parcelas ou sectores (como referido anteriormente, os sectores 13 e 14 foram agregados, por conveniência de prospeção), foi obtido um valor P menor que 0,001, o que permitiu rejeitar a hipótese nula (Tabela 6), verificando-se que existe uma diferença significativa entre sectores. Tal deve-se, obviamente, à não-presença de *Podarcis siculus* em 13 dos 16 sectores, enquanto que *P. virescens* possui indivíduos em todos os

sectores. De seguida, foi feita uma nova análise, considerando apenas os 3 sectores nos quais ambas as espécies ocorrem (Tabela 6), que demonstrou que, nas áreas nas quais ambas ocorrem, não existem diferenças significativas na distribuição das duas espécies pelos sectores em questão.

Tabela 6: Resultados do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney, na análise da presença das duas espécies na totalidade dos sectores e nos 3 sectores com ocorrência de *P. siculus*. Os valores P significativos encontram-se a negrito.

N de Sectores	U	T	Valor P
15	26,5	318,5	P < 0,001
3	3,5	9,5	P = 0,700

3.1.2. Observações de outros répteis

O total de répteis observados atingiu o valor par de 850 observações (699 somente das espécies em estudo, 82,2%), das quais os restantes 151 indivíduos (17,8% do total de observações) pertencem às espécies *Tarentola mauritanica* (28 ocorrências), *Psammodromus algirus* (69 ocorrências), *Graptemys pseudogeographica* (6 ocorrências), *Trachemys scripta* (4 ocorrências) e *Malpolon monspessulanus* (apenas 1 indivíduo observado), tendo sido igualmente registadas 43 lagartixas sob o termo Lacertídeo Não identificado (L.N.I.). As suas localizações exactas na área de estudo, obtidas através da utilização de software GPS, podem ser consultadas no *Anexo II*.

3.1.3. Limite territorial actual de *Podarcis siculus*

Os indivíduos da espécie invasora observados distribuem-se num aglomerado dentro da zona de introdução (jardim em frente ao Oceanário de Lisboa), assim como nos jardins adjacentes (Figuras 8 e 9). Foi igualmente observado um único indivíduo, isolado, num jardim a centenas de metros do principal local de ocorrência, numa zona com presença da espécie autóctone. Não foi registada qualquer ocorrência de indivíduos da espécie autóctone juntamente com *P. siculus*, havendo, contudo, uma distribuição populacional heterogénea na matriz urbana.



Figura 8: Resultados da distribuição espacial das espécies em estudo na área total, através da recolha de coordenadas GPS. Pontos a vermelho (S) - *Podarcis siculus*; Pontos a verde (V) - *Podarcis virescens*

Fonte: *Google Earth*



Figura 9: Resultados da distribuição espacial das espécies em estudo, através da recolha de coordenadas GPS (ampliação de foco na presença de *P. siculus*). Pontos a vermelho (S) - *Podarcis siculus*; Pontos a verde (V) - *Podarcis virescens*

Fonte: *Google Earth*

3.2. Grau de segregação espacial entre *Podarcis siculus* e *Podarcis virescens*

O teste de *Qui-Quadrado* de independência aplicado ao comportamento demonstrado pelos animais no momento da observação, aos elementos presentes no micro-habitat e à forma como estes são utilizados por ambas as espécies foi ao encontro daquilo previamente verificado pela análise dos gráficos e tabelas posteriormente apresentados (Tabela 7), permitindo compreender as diferenças básicas entre a ecologia das duas espécies alvo. Os resultados apontam para diferenças significativas em todos os elementos tratados, sendo a única exceção a variável «Distância ao Abrigo».

Tabela 7: Resultados do teste estatístico *Qui-Quadrado*, aplicado aos elementos e parâmetros do micro-habitat. Os valores P significativos encontram-se a negrito.

Elementos	χ^2	GL	P
Comportamento	19,401	3	P < 0,001
Textura do Substrato	62,558	2	P < 0,001
Distância ao Coberto Vegetal	21,584	2	P < 0,001
Tipo de Poiso	81,089	3	P < 0,001
Altura do Poiso	51,731	3	P < 0,001
Inclinação	22,236	2	P < 0,001
Abrigo	98,363	6	P < 0,001
Distância ao Abrigo	4,379	3	P = 0,223
Árvores	34,2	1	P < 0,001
Arbustos	43,719	2	P < 0,001
Plantas não-lenhosas	12,945	2	P = 0,002
Ramos/Troncos Mortos	33,585	3	P < 0,001

3.2.1. Descrição do micro-habitat seleccionado pelas espécies

Árvores:

Este aspecto do micro-habitat gera semelhanças, com ambas as espécies a ocorrerem em maior número (83,9% em *P. siculus* e uns surpreendentes 96,6% em *P. virescens*) em zonas com poucas árvores (0 a 2), sendo a espécie autóctone a menos dependente da existência de coberto arbóreo no local (Figura 10).

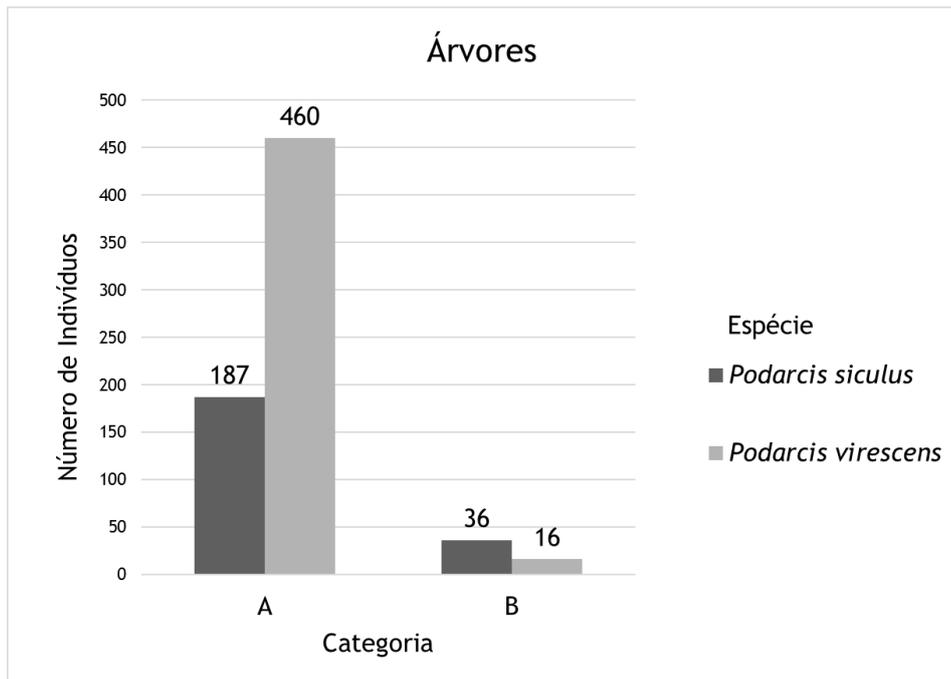


Figura 10: Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Árvores. (Categoria A: 0 a 2; Categoria B: 3 ou mais)

Arbustos:

Cerca de 57,8% de *P. siculus* e 56,1% de *P. virescens* seleccionaram preferencialmente zonas sem arbustos, ocorrendo também, no entanto, em zonas com 1 a 5 (22,9% e 38,9%) ou 6 ou mais arbustos (19,3% e 5%) (Figura 11).

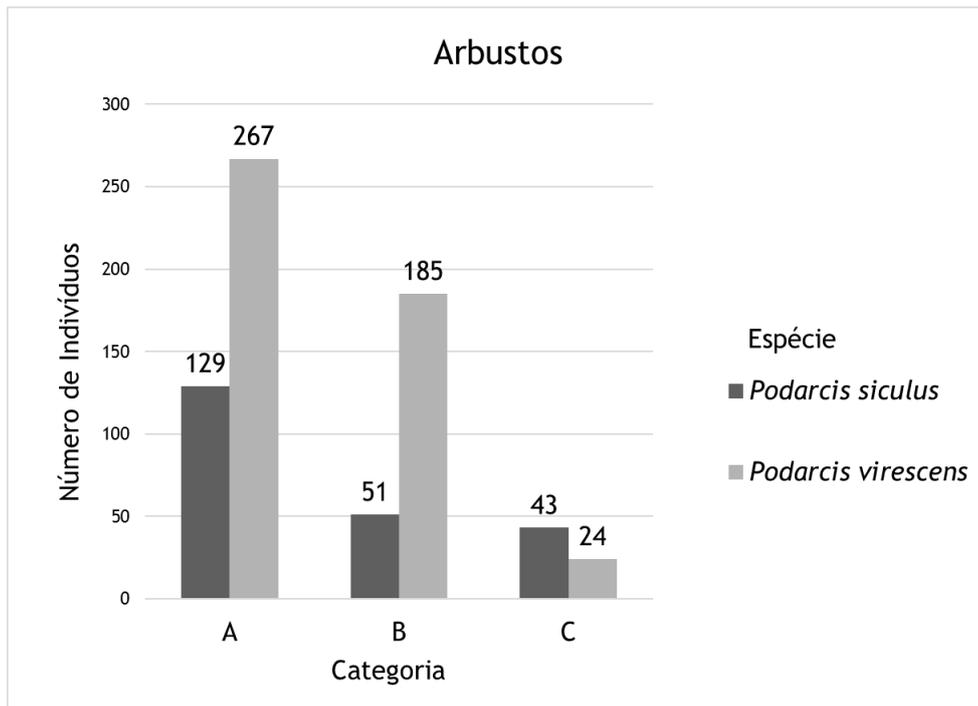


Figura 11: Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Arbustos. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 5; Categoria C: 6 ou mais)

Plantas não-lenhosas:

Ambas as espécies demonstraram uma clara preferência por zonas sem plantas não-lenhosas, 72,6% e 80,3%, respectivamente (Figura 12). Porém, é de notar uma vez mais as diferenças na repartição dos indivíduos de ambas as espécies pelas diferentes categorias de elementos.

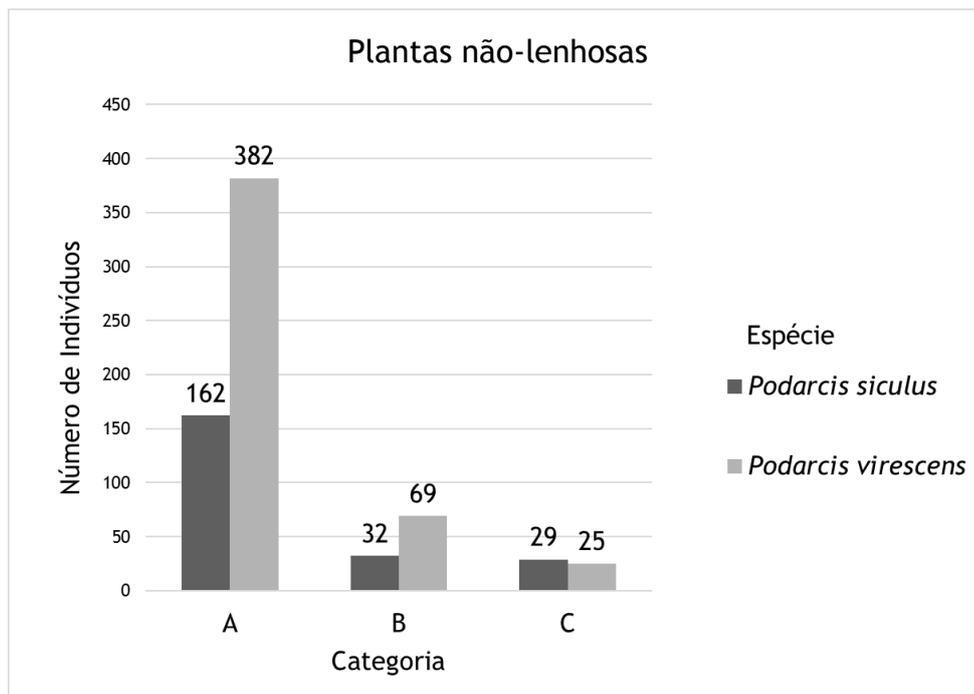


Figura 12: Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Plantas não-lenhosas. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 10; Categoria C: mais de 10)

Ramos/Troncos mortos:

Aqui, a preferência recai sobre uma presença moderada de matéria orgânica morta (entre 1 a 30), em 71,3% dos casos de *P. siculus* e 55,7% das observações de *P. virescens* (Figura 13).

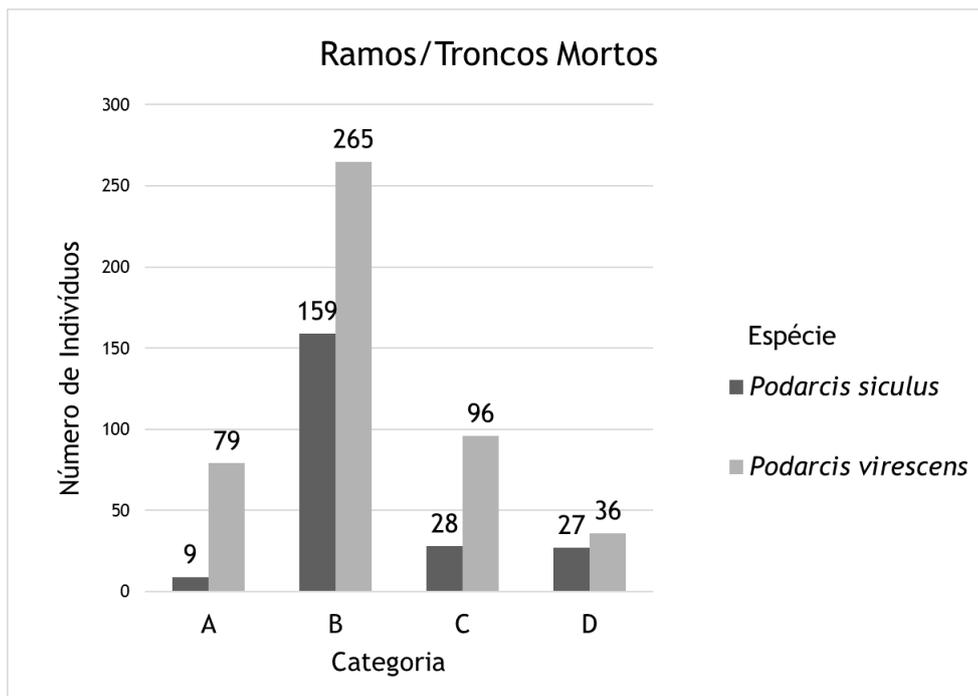


Figura 13: Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Ramos/Troncos mortos. (Categoria A: 0; Categoria B: 1 a 30; Categoria C: mais de 30; Categoria D: não visível)

Textura do Substrato:

Os resultados obtidos para esta variável (Figura 14), confirmam *P. siculus* como sendo uma espécie com preferência por espaços abertos de terra, com 78,9% das observações a inserirem-se nesta categoria, sendo que apenas 2,2% dos indivíduos foi encontrado em locais onde o substrato era maioritariamente artificial. Já *P. virescens* possui uma distribuição quase sem preferências, com uma maior incidência também em zonas onde o substrato era terroso (50,2%), dividindo os restantes 50% de observações quase por igual parte por terrenos artificiais e mistos. No que toca a textura do substrato, *P. virescens* aparenta ser um lacertídeo generalista (indo ao encontro de observações semelhantes em estudos anteriores), ao contrário de *P. siculus* que aparenta uma dependência de terrenos terrosos.

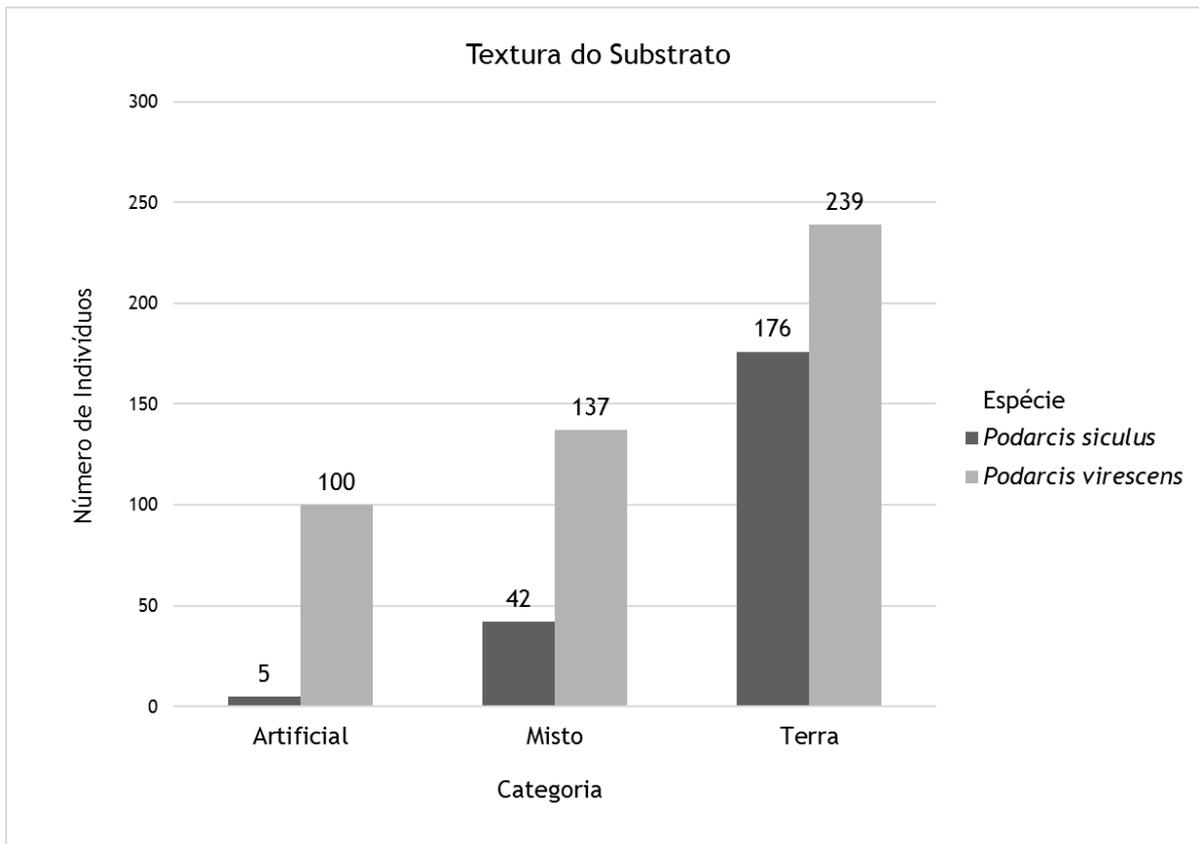


Figura 14: Gráfico de colunas com os resultados da componente de elementos do micro-habitat - Textura do Substrato.

3.2.2. Uso do micro-habitat pelas espécies invasora e autóctone

Comportamento:

Os resultados obtidos (Tabela 8) mostram uma maior incidência de comportamentos de termorregulação por parte de ambas as espécies em estudo aquando da observação (57,4% para *P. siculus* e 64,5% para *P. virescens*). A comparação de categorias de comportamento entre ambas as espécies demonstra que as principais semelhanças entre estas residem na proporção de indivíduos em termorregulação, mas também activos, o que sugere um padrão de tarefas diárias semelhante. A diferença mais contrastante reside no atributo «Inactivo», no qual

o número de indivíduos *P. virescens* inactivos é inferior ao esperado para o tamanho da população, sendo o de *P. siculus* superior ao esperado.

Tabela 8: Resultados da componente Comportamento para ambas as espécies.

Comportamento	<i>Podarcis siculus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	Total Geral
Activo	41	95	136
Fuga	5	25	30
Inactivo	49	49	98
Termorregulação	128	307	435
Total Geral	223	476	699

Tipo de Poiso:

Os resultados obtidos para esta variável (Figura 15) demonstram uma maior incidência de observações ao nível do solo (mais evidente para *P. siculus*, 81,2%, do que para *P. virescens* 52,5%). Os indivíduos de *P. virescens* escolheram também preferencialmente poisos em estruturas artificiais (34,5% das observações), demonstrando de certa forma o seu carácter trepante, em contraste com as tipicamente rasteiras *P. siculus*. O tipo de poiso «Pedra» foi o menos escolhido, por ambas as espécies.

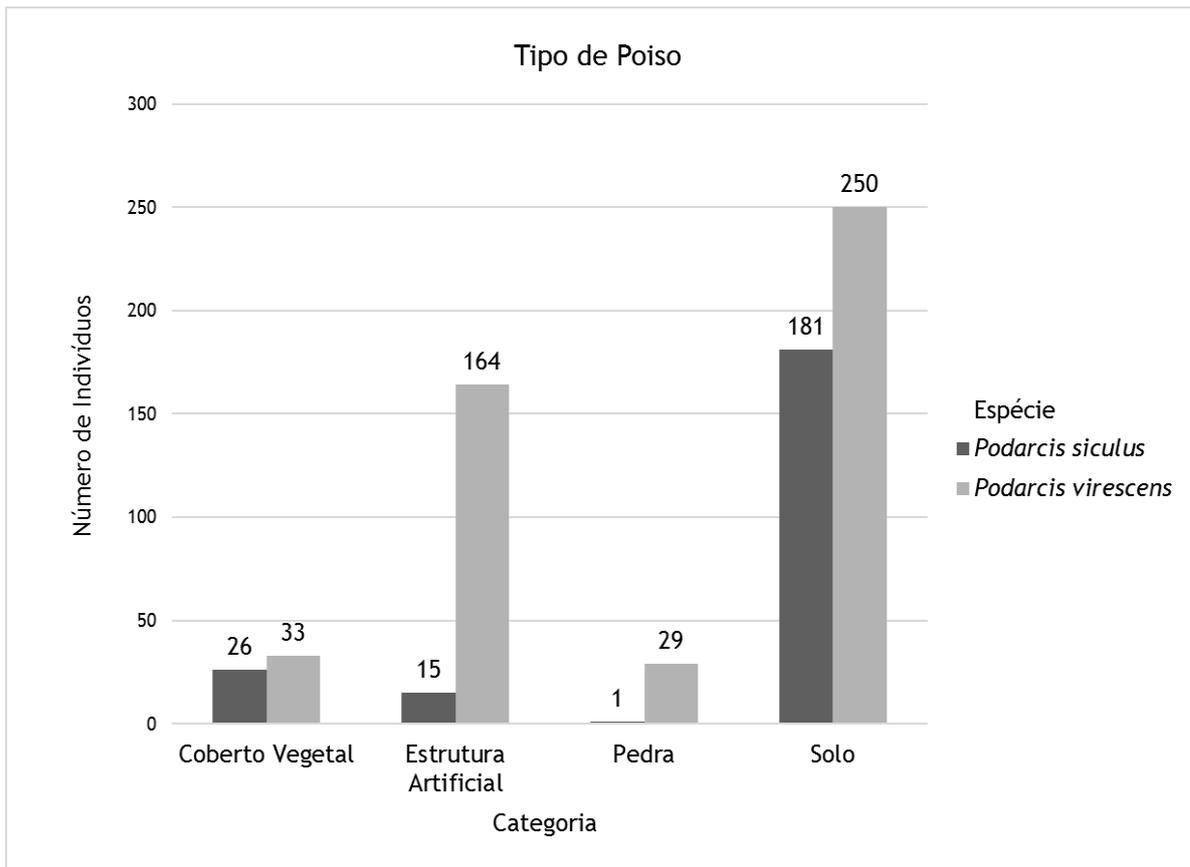


Figura 15: Gráfico de colunas com os resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Tipo de Poiso.

Altura do Poiso:

Os resultados obtidos para esta variável (Tabela 9) evidenciam uma vez mais o carácter «rasteiro» (terrícola) que caracteriza os indivíduos da espécie invasora *P. siculus*, com 81,6% dos indivíduos observados a estarem a uma altura do poiso de 0 m aquando da observação. Pouco mais de metade dos indivíduos *P. virescens* observados enquadram-se também nesta categoria, sendo outros 21,4% ainda distribuídos por uma altura reduzida (de 0 m a 0,25 m), ao contrário do que seria expectável para uma espécie conhecida por dar grande uso a substratos verticais. Apenas 8,8% dos indivíduos *P. virescens* observados estavam a uma altura superior a 0,75 m.

Tabela 9: Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Altura do Poiso. (Categoria A: 0 m; Categoria B: mais de 0 e até 0,25 m; Categoria C: 0,25 a 0,75 m; Categoria D: mais de 0,75 m)

Altura do Poiso	<i>Podarcis siculus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	Total Geral
A	182	254	436
B	20	102	122
C	14	78	92
D	7	42	49
Total Geral	223	476	699

Inclinação do indivíduo face ao Poiso:

Nesta variável, os resultados obtidos (Tabela 10) revelam uma inclinação maioritariamente Horizontal para ambas as espécies aquando da observação (188 indivíduos ou 84,3% do total de observações para *P. siculus* e 332 indivíduos - 69,7% - para *P. virescens*), sendo a categoria «Trepante» a segunda mais observada em *P. virescens* e a menos observada em *P. siculus*.

Tabela 10: Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Inclinação do indivíduo face ao Poiso. (Categoria H: horizontal; Categoria I: inclinado; Categoria T: trepante)

Inclinação	<i>Podarcis siculus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	Total Geral
H	188	332	520
I	25	66	91
T	10	78	88
Total Geral	223	476	699

Distância ao Coberto Vegetal:

Os resultados obtidos para a distância ao coberto vegetal (Tabela 11) denotam uma certa dependência de ambas as espécies pela existência de algum tipo de coberto vegetal (herbáceas, arbustos, árvores) a uma certa proximidade do poiso (entre 0 m - indivíduos encontrados em cima de coberto vegetal - a 0,5 m), obtendo os valores de 89,7% das observações (200 indivíduos) para *P. siculus* e 74,6% (355) para *P. virescens*. Esta dependência é mais evidente para *P. siculus*, existindo 18 observações de *P. virescens* (inseridas na categoria C - coberto vegetal a mais de 1 m) efectuadas em locais sem quaisquer ocorrências de coberto vegetal ou apenas com árvores a mais de 7 m, já fora dos 4 m em redor reservados às observações.

Tabela 11: Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Distância ao Coberto Vegetal. (Categoria A: 0 a 0,5 m; Categoria B: 0,5 a 1 m; Categoria C: mais de 1 m)

Coberto Vegetal	<i>Podarcis siculus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	Total Geral
A	200	355	555
B	8	53	61
C	15	68	83
Total Geral	223	476	699

Tipo de Abrigo:

Os resultados desta variável (Figura 16) demonstram uma preferência da utilização do coberto vegetal disponível como abrigo por parte dos indivíduos *P. siculus*, com aproximadamente metade dos indivíduos observados a optar por este refúgio, enquanto que a espécie autóctone apresenta uma elevada incidência

distribuída por abrigos do tipo coberto vegetal e estrutura artificial (26,3% e 31,5%, respectivamente), o que seria de esperar de uma espécie de natureza fissurícola. É de notar ainda que cerca de 22% de ambas as espécies não se sentiu ameaçada o suficiente pela minha presença para procurar refúgio, permanecendo no poiso sem se mover, ou efectuando fuga sem procurar abrigo.

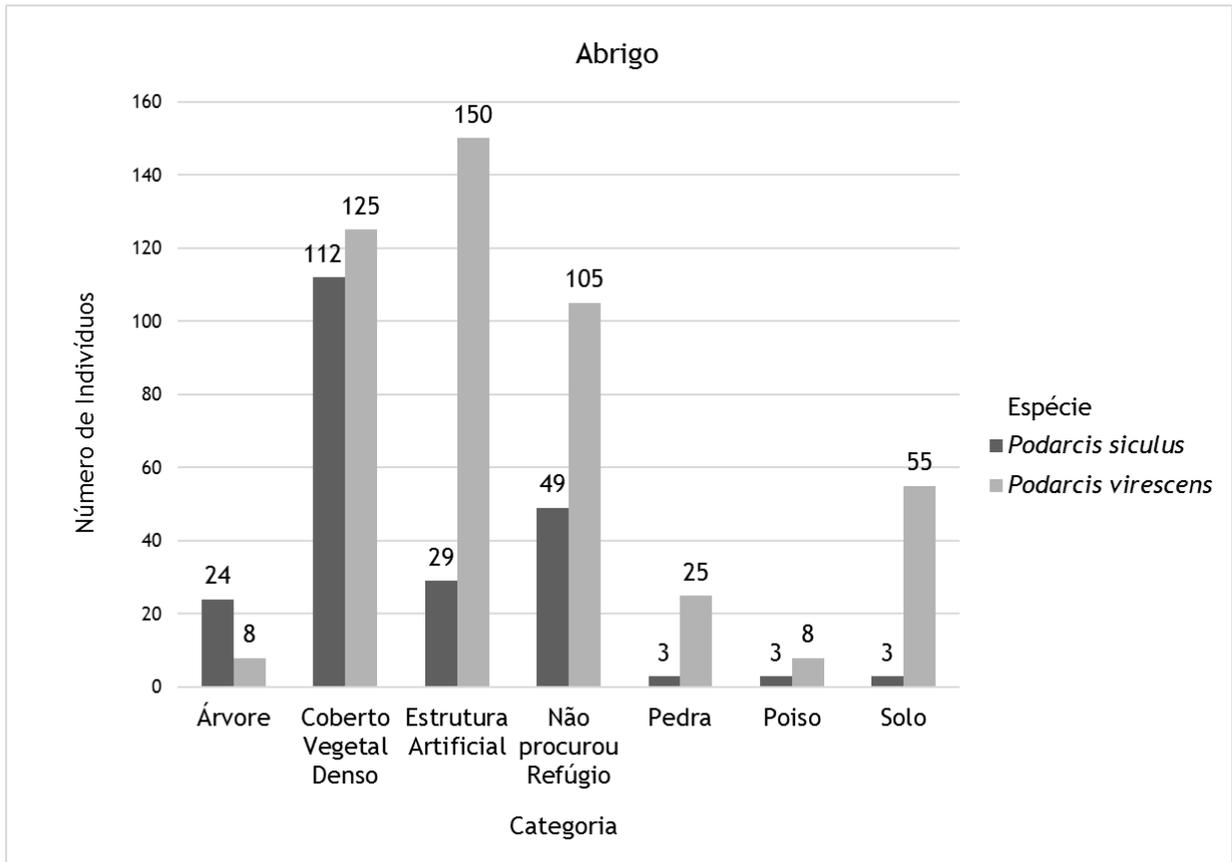


Figura 16: Gráfico de colunas com os resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Tipo de Abrigo.

Distância ao Abrigo:

Este é o aspecto onde se nota maior semelhança entre as espécies em estudo (Tabela 12). Cerca de 40,4% das *P. siculus* e 47,1% das *P. virescens* preferem efectuar as suas tarefas rotineiras a 0-0,25 m de proximidade de um

abrigo, sendo que o número de indivíduos observados vai diminuindo conforme aumenta a distância a possíveis abrigos, havendo 14,3% de indivíduos *P. siculus* e 10,1% de indivíduos *P. virescens* a mais de 1 m do abrigo escolhido.

Tabela 12: Resultados da componente de parâmetros do micro-habitat - Distância ao Abrigo. (Categoria A: 0 a 0,25 m; Categoria B: 0,25 a 1 m; Categoria C: mais de 1 m; Categoria D: não procurou refúgio)

Distância ao Abrigo	<i>Podarcis siculus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	Total Geral
A	90	224	314
B	52	99	151
C	32	48	80
D	49	105	154
Total Geral	223	476	699

IV - Discussão

Após a análise dos resultados obtidos, observa-se uma grande concentração populacional de indivíduos da espécie invasora restringidos ao local de introdução inicial (propriamente dito), bem como nos jardins mais próximos. Nas áreas de ocorrência de *Podarcis siculus*, esta é a única espécie de lagartixa presente, apesar do seu território se encontrar rodeado por indivíduos *P. virescens* dispersos na mesma parcela/sector. Estes dados sugerem, portanto, que ocorre segregação espacial total, muito provavelmente devido a exclusão competitiva dado o tamanho corporal de *P. siculus* ser superior ao de *P. virescens*. Segundo **Downes & Bauwens (2002)**, as espécies maiores tendem a ser frequentemente dominantes em relação a espécies menores. Tal favorece a lagartixa invasora em detrimento da autóctone no caso em estudo, uma vez que as espécies são simpátridas mas nunca sintópicas. Assim, as espécies competitivamente inferiores podem ser forçadas a utilizar micro-habitats sub-óptimos para minimizar as interações com espécies simpátridas, processo que, em casos extremos, pode resultar na distribuição alopatrica das espécies envolvidas (**Downes & Bauwens, 2002**). De notar ainda que várias lagartixas *P. siculus* observadas no local de introdução tinham uma porção da cauda autotomizada ou regenerada, o que sugere ora um cenário de sobrepopulação nesse jardim, ora uma pressão predatória elevada. Não foram observados casos de predação no decorrer das prospecções. Apesar disso, ocorreram diversos casos de perseguição agressiva e ataque físico em casos de contacto proximal (normalmente entre machos adultos e juvenis). O único caso de interacção proximal interespecífica observado tratou-se do indivíduo *P. siculus* isolado a centenas de metros do concentrado populacional, o qual se movimentava a escassos metros dos seus congéneres autóctones. Ainda assim, confirmava-se, uma vez mais, a existência de segregação espacial deste em relação aos indivíduos *P. virescens* presentes no local. Isto vai ao encontro de observações reportadas por **Valdeón et al., 2010**, nas quais *P. siculus* coexiste com outros lacertídeos na Itália peninsular, porém demonstrando segregação

ecológica. Esta segregação ecológica apresentada em meios continentais deve-se certamente à heterogeneidade de habitats disponíveis, algo que não ocorre em meios insulares, nos quais pode levar à extinção de espécies autóctones que evoluíram na ausência de concorrentes e predadores (Valdeón *et al.*, 2010).

As minhas observações apontam para um cenário de não expansão territorial da espécie invasora *Podarcis siculus* a par do reportado por Loureiro *et al.* (2008) e observações pessoais de Sá-Sousa. Exceptuando a ocorrência do indivíduo referido anteriormente, mas que deve tratar-se de um caso pontual de introdução e não de expansão, provavelmente devida à translocação de plantas ou árvores entre jardins do Parque das Nações (*vide Considerações Finais*). Este cenário é igualmente corroborado através da observação dos dados de presença por sector, já que *Podarcis siculus* encontra-se somente em 3 dos 16 sectores da área de estudo total. Donihue *et al.* (2015) descreveram a presença de *P. siculus* numa área urbana com características semelhantes às encontradas a escassas centenas de metros de distância da zona de introdução em Lisboa (nomeadamente linhas de comboio, vegetação rasteira e vasos de jardim). A não ocorrência de indivíduos em poisos sob estas condições na área de estudo, e o facto de as condições meteorológicas prevalecentes na área não aparentarem diferir muito daquelas encontradas em muitas localidades no norte de Itália, onde a espécie habita, contribuem ainda mais para adensar a questão do porquê da inexistência de expansão por parte desta população. Não obstante, um caso semelhante ao estudado nesta dissertação foi reportado por Mateo *et al.* (2011), no qual uma população *P. siculus* introduzida em Noja (em 1981) manteve-se praticamente estável até à actualidade, numa área de aproximadamente 0,1 km², sem variações significativas nos valores de densidade populacional ou distribuição. Estes mesmos autores referiram ainda uma outra população *P. siculus* introduzida em Ducat del Montseny, que também não apresentou expansão e pode ser erradicada facilmente. Já ocorreram também várias introduções no Reino Unido, sem nunca ter havido o estabelecimento da espécie exótica (Hodgkins *et al.*, 2012). A lagartixa-da-Madeira, *Teira dugesii*, igualmente pertencente à família Lacertidae, foi também introduzida a apenas 10 km (primeiramente observada em 1992 por Sá-Sousa) do local de introdução de *Podarcis siculus* e, apesar de

efectuar reprodução, também não se expandiu para além dos limites já conhecidos (Silva-Rocha *et al.*, 2016). Existem várias hipóteses para tentar explicar este fenómeno. Primeiro, os atributos ecológicos do ambiente invadido podem servir para promover ou limitar a distribuição das espécies introduzidas. Segundo a hipótese de nicho vazio, as espécies invasoras poderiam usar recursos ignorados ou subutilizados pelas espécies autóctones, não entrando em competição directa com esta. Já a hipótese de resistência biótica postula que as espécies autóctones que são parentes próximos de espécies introduzidas podem servir para limitar a expansão destes últimos através da competição ou aumento da probabilidade de transferência de parasitas, entre muitas outras (Kraus, 2009).

Tal serve para demonstrar como não existe uma homogeneidade de casos de invasão: as populações naturalizadas podem variar enormemente na sua dominância ecológica, desde aqueles que se mantêm em pequenos números numa única localidade, àqueles que se espalham como fogo em grande escala e se tornam numericamente dominantes (Kraus, 2009).

As espécies simpátridas, quando em competição directa, muitas vezes separam-se espacialmente devido a diferenças no nicho estrutural (por exemplo diâmetro e altura do poiso escolhido) e, em alguns casos, pelo ambiente microclimático (por exemplo, áreas abertas versus sombreadas) ou por deslocamento dos indivíduos (Downes & Bauwens, 2002). Pelo que, após a confirmação da segregação espacial, foi pertinente a análise dos parâmetros e elementos constituintes do micro-habitat.

Ambas as espécies estudadas foram observadas a manter maioritariamente um comportamento termorregulatório, adoptando uma postura corporal própria para maximizar a obtenção de calor através da exposição solar directa. Esta é uma situação bastante comum no estudo de animais ectotérmicos (Juan, 1997 e Sá-Sousa, 2001 obtiveram resultados semelhantes na categoria comportamental) devendo-se, obviamente, ao facto de os indivíduos, ao efectuarem estes processos cruciais para o seu normal funcionamento fisiológico, estarem sujeitos à exposição solar e, conseqüentemente, «à mercê» do campo de visão do

observador. A espécie invasora *Podarcis siculus* aparenta ser uma espécie de reflexos mais lentos, menos activa e mais acostumada com a presença humana do que a sua congénere, obtendo uma percentagem de indivíduos inactivos superior ao projectado (e inclusive superior à categoria de indivíduos activos para a mesma espécie). Os restantes dados, referentes aos elementos e parâmetros do micro-habitat permitem conhecer em primeira instância o vasto leque de actividades das espécies e da forma como estas utilizam os micro-habitats que seleccionam preferencialmente.

Permitindo uma compreensão mais abrangente das preferências da espécie invasora *P. siculus* no seu local de introdução, os resultados sugerem que esta selecciona preferencialmente micro-habitats que possuam uma textura do substrato maioritariamente terrosa (sensivelmente 79% dos indivíduos observados), evitando os substratos totalmente artificiais (2,2%) - e, talvez assim, limitando a sua distribuição nesta área predominantemente urbana; revela uma certa dependência da existência de algum tipo de coberto vegetal (herbáceas, arbustos, árvores) a uma certa proximidade do poiso (entre 0 a 0,5 m), obtendo valores de 89,7% das observações para esta categoria; é encontrada maioritariamente no solo (81,2% das observações do tipo de poiso), a 0 m de altura (81,6%) e, como seria de esperar pelos dados previamente referidos, com uma inclinação em relação ao poiso predominantemente horizontal (84,3%). Apesar da sua observável aproximação ao coberto vegetal, os micro-habitats seleccionados por *P. siculus* tendem a ser pobres em coberto arbóreo (83,9% dos indivíduos seleccionaram zonas com entre 0 a 2 árvores dentro de uma circunferência de 4 metros em redor do poiso) e arbustivo (57,8% em zonas sem arbustos e 22,9% com entre 1 a 5 arbustos), havendo ainda cerca de 72,6% das *P. siculus* observadas a preferirem também zonas sem plantas não-lenhosas, com a maioria dos indivíduos observados a demonstrar igualmente uma preferência por áreas com pouca ou alguma matéria orgânica morta no solo (entre 0 a 30 ramos/troncos mortos, 71,3% das observações). Cerca de 22% das observações sentiu-se à-vontade o suficiente com a presença humana para não procurar refúgio e, nos restantes, foi notada uma clara preferência da utilização do coberto vegetal disponível como abrigo (arbustos e herbáceas - ervas e plantas

não-lenhosas), com aproximadamente metade dos indivíduos observados a optar por este refúgio - que cerca de 40,4% dos indivíduos encontram a 0-0,25 m de proximidade ao poiso, sugerindo que o número de indivíduos observados vai diminuindo conforme aumenta a distância a possíveis abrigos, havendo 14,3% de indivíduos *P. siculus* a mais de 1 m do abrigo escolhido. Uma vez mais, é observável nesta espécie uma tendência para evitar estruturas artificiais como possível abrigo.

No que toca à espécie autóctone, *Podarcis virescens*, esta aparenta ser mais eclética na escolha de habitats do que a sua congénere simpátrida, ao seleccionar micro-habitats com pouco ou nenhum coberto arbóreo (quase a totalidade dos indivíduos, 96,6%, observados em zonas com entre 0 a 2 árvores), sem arbustos (56,1%) ou com 1 a 5 (38,9%), sem plantas não-lenhosas (80,3%) e com alguma matéria orgânica morta ao nível do solo (55,7% dos indivíduos seleccionaram zonas com entre 0 a 30 ramos/troncos mortos). A distância do poiso ao coberto vegetal assemelha-se à de *P. siculus*, estando presente a uma certa proximidade do poiso (entre 0 m a 0,5 m), obtendo o valor de 74,6%. Esta dependência, todavia, não é tão evidente quanto a observada para *P. siculus*, existindo 18 observações de *P. virescens* (inseridas na categoria C - coberto vegetal a mais de 1 m) que foram efectuadas em locais sem quaisquer ocorrências de coberto vegetal ou apenas com árvores a mais de 7 m, já fora dos 4 m em redor reservados às observações. Possui uma distribuição quase sem preferências no que toca à textura do substrato, com uma maior incidência também em zonas onde o substrato era terroso (50,2%), dividindo os restantes 50% de observações sensivelmente por igual parte por terrenos artificiais e mistos. O título de tipo de poiso mais utilizado é dividido entre a categoria solo (52,5%) e estruturas artificiais (34,5% das observações), demonstrando de certa forma o carácter trepante e dependente de construções humanas desta espécie, que foi encontrada maioritariamente ao nível do solo (53,4%) sendo outros 21,4% ainda distribuídos por uma altura reduzida (de 0 m a 0,25 m), ao contrário do que seria expectável para uma espécie conhecida por dar grande uso a substratos verticais - apenas 8,8% dos indivíduos *P. virescens* observados estavam a uma altura superior a 0,75 m, o que é observável também na variável «Inclinação», com 69,7% dos indivíduos

a apresentarem uma postura horizontal em relação ao poiso. À semelhança de *P. siculus*, cerca de 22% dos indivíduos não procuraram refúgio, tendo sido denotada nos restantes uma elevada incidência distribuída por abrigos do tipo coberto vegetal e estrutura artificial (26,3% e 31,5%, respectivamente), o que seria de esperar de uma espécie de natureza fissurícola, com quase metade das observações registadas a 0-0,25 m de um abrigo disponível.

Os resultados obtidos acerca da textura do substrato para *Podarcis virescens* vão ao encontro do reportado por Sá-Sousa (2001), que avistou a mesma num substrato maioritariamente terroso; em contraste, os dados referentes ao tipo e altura do poiso e distância deste ao coberto vegetal diferem dos obtidos por este autor, que registou uma preferência rupícola/saxícola por poisos a mais de 20 cm do solo e a mais de 0,5 m de distância ao coberto vegetal. Porém, tal poderá dever-se, como justificado pelo mesmo autor, à natureza distinta dos povoados. O mesmo se aplica em comparação ao observado por Juan, 1997, na Serra de Segura, onde *P. virescens* ocorre em contacto com a linhagem de *P. hispanicus* Albacete-Murcia que, através de uma amostragem sistemática a uma população que vive numa fazenda abandonada, obteve resultados com 38% dos indivíduos a mais de 1 m de altura e apenas 24% no solo, num uso predominante de superfícies e substratos rochosos elevadas (este autor, à semelhança dos resultados por mim obtidos, não observou indivíduos *P. virescens* a utilizar árvores como poiso, sugerindo não haver necessidade para isso, dispondo de outros componentes do micro-habitat para a mesma finalidade).

Não sendo viável a erradicação da população invasora do local (Kraus, 2009), sugere-se a monitorização e contenção da mesma, como prevenção de impactos futuros na fauna autóctone, passando pela necessidade de planeamento de novos estudos no âmbito de compreender as interações totais de *P. siculus* com as restantes espécies de répteis existentes na área do Parque das Nações, bem como do comportamento desta espécie em zonas urbanas com movimento e trabalhos de manutenção constantes.

V - Considerações Finais

Destaca-se como dificuldade, básica e por vezes recorrente, deste trabalho, a presença de diversas áreas de mato denso e acesso difícil ou impossibilitado por cercas e vedações de obras embargadas. Tal contribui para diminuir a abrangência das prospecções em estudos do género, que necessitam de confirmação visual da presença de répteis.

Dados bibliográficos e resultados obtidos apontam para que a espécie *Podarcis siculus* seja mais «rasteira» (terrícola) do que a sua congénere autóctone *Podarcis virescens*; contudo, no decorrer de monitorizações prévias à recolha de observações para o estudo permitiram testemunhar cerca de 2 dezenas de indivíduos adultos de *P. siculus*, no topo de uma palmeira e ao longo do tronco desta, entre 2 e 6 metros de altura, o que poderia ser indicativo de um caso de sobrepopulação no local. No entanto, talvez tal se deva apenas a uma mudança de comportamento sazonal, uma vez que estas observações precedem a primeira prospecção em quase 2 meses, e não foram registadas observações semelhantes posteriormente.

Ao longo da recolha de dados para a fundamentação desta dissertação foram surgindo diversas teorias/razões no âmbito de uma tentativa de justificação da não expansão de *P. siculus* para além da zona de introdução. Um dos principais aspectos prende-se no facto de esta zona encontrar-se rodeada de estruturas artificiais que pouco ou nenhum abrigo fornecem aos indivíduos, no caso de necessidade, ao efectuarem uma tentativa de expansão (as lagartixas podem usar habitats baseando-se na presença de refúgios que confirmam protecção contra predadores e, assim, alterar o seu risco de predação usando habitats particulares – Smith & Ballinger, 2001).

Foram também observados vários indivíduos de *Tarentola mauritanica* nos locais de presença de *P. siculus* e proximidades (vide Anexo II), que podem consumir indivíduos desta última e de outras espécies de lacertídeos tanto

imaturos como adultos (Pellitteri-Rosa *et al.*, 2015), o que poderá servir como um controlo do crescimento da população. Esse mesmo controlo pode ser também efectuado pelos próprios indivíduos *P. siculus*, em casos de canibalismo (como os descritos por Ouboter, 1981, Burke & Mercurio, 2002, Cattaneo, 2005, Capula & Aloise, 2011 ou Grano *et al.*, 2011). Na mesma área, ocorrem ainda outras espécies conhecidas por poderem preda lacertídeos, tais como as gaivotas e cães ou gatos domésticos e assilvestrados (segundo Burke & Ner, 2005, em Nova lorque é comum observar a predação de indivíduos *P. siculus* por estes últimos). Competidores como por exemplo *Rattus rattus* podem consumir ainda presas de *P. siculus*, tornando o alimento escasso e impedindo a população de crescer para além do esperado (Siracusa *et al.*, 2012).

Durante as prospecções foram também observados trabalhos de manutenção dos espaços verdes, trabalhos esses que remexiam o solo, retiravam plantas e as transportavam para outros locais indeterminados, ou diminuía o porte do coberto vegetal presente. Tais eventos podem contribuir para a destruição de ovos enterrados na terra ou areia, bem como de indivíduos que estejam a hibernar (dependendo da altura do ano na qual ocorram estes trabalhos), para a redução da disponibilidade de locais para termorregulação ou outros e perturbações ao nível do micro-habitat, que poderão eventualmente alterar o microclima existente no local de introdução, ou ainda servir de meio de transporte para novas introduções (indivíduos ou ovos escondidos em plantas ou outros materiais retirados do local e depositados noutros). A maioria destes movimentos são geralmente realizadas no Inverno, devido à menor actividade da planta, o que facilita o sucesso do transplante e acresce a probabilidade de introdução de espécies exóticas, visto que no Inverno ocorre também hibernação dos répteis, muitas vezes em cavidades disponíveis em árvores ou plantas, de forma que os movimentos das mesmas não provocam a fuga do indivíduo do abrigo (Valdeón *et al.*, 2010).

VI - Referências Bibliográficas

- Adamopoulou, C. (2014). First record for *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) from Greece. *Herpetozoa* 27: 187-188.
- Afonso, T. I. Z. T. (2015). Uso do habitat por lagartixas em sistemas agro-silvo-pastoris de montado. Dissertação de mestrado em Biologia da Conservação, Universidade de Évora.
- Anderson, R. A. (2007). Food acquisition modes and habitat use in lizards: questions from an integrative perspective. In: McBrayer, L. D., Miles, D. B., & Reilly, S. M. (eds.) *Lizard ecology: the evolutionary consequences of foraging mode*. Cambridge University Press.
- Arnold, E. N. (1987). Resource partition among lacertid lizards in southern Europe. *Journal of Zoology* 1(4): 739-782.
- Arnold, E. N. (2000). The gender of *Podarcis* and the virtues of stability, a reply to W. Böhme. *Bonner zoologische Beiträge* 49 (1-4): 71-74.
- Arnold, E. N., Arribas, Ó. & Carranza, S. (2007). Systematics of the palaeartic and oriental lizard tribe Lacertini (Squamata: Lacertidae: Lacertinae), with descriptions of eight new genera. *Zootaxa* 1430 (1). DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.1430.1.1>
- Böhme, W & Köhler, J. (2005). Do endings of adjective flectible species names affect stability? A final note on the gender of *Podarcis* Wagler, 1830 (Reptilia, Lacertidae). *Bonner zoologische Beiträge* 53 (3/4): 291-293.
- Briggler, J. T., Rimer, R. L. & Deichsel, G. (2015). First record of the northern Italian wall lizard (*Podarcis siculus campestris*) in Missouri. *IRCF Reptiles & Amphibians* 22(1): 43-45.

- Burke, R. L. & Ner, S. E. (2005). Seasonal and diel activity patterns of Italian wall lizards, *Podarcis sicula campestris*, in New York. *Northeastern Naturalist*, 12(3): 349-360.
- Burke, R. L., Hussain, A. A., Storey, J. M. & Storey, K. B. (2002). Freeze tolerance and supercooling ability in the Italian wall lizard, *Podarcis sicula*, introduced to Long Island, New York. *Copeia*, 2002(3): 836-842.
- Capula, M. (1993). Natural hybridization in *Podarcis sicula* and *P. wagleriana* (Reptilia: Lacertidae). *Biochemical Systematics and Ecology* 21(3): 373-380.
- Capula, M. (2002). Genetic evidence of natural hybridization between *Podarcis sicula* and *Podarcis tiliguerta* (Reptilia: Lacertidae). *Amphibia-Reptilia* 23(3): 313-321.
- Capula, M. & Aloise, G. (2011). Extreme feeding behaviours in the Italian wall lizard, *Podarcis siculus*. *Acta Herpetologica* 6(1): 11-14.
- Capula, M. & Ceccarelli, A. (2003). Distribution of genetic variation and taxonomy of insular and mainland populations of the Italian wall lizard, *Podarcis sicula*. *Amphibia-Reptilia* 24: 483-495.
- Capula, M., Luiselli, L. & Rugiero, L. (1993). Comparative ecology in sympatric *Podarcis muralis* and *P. sicula* (Reptilia: Lacertidae) from the historical centre of Rome: What about competition and niche segregation in an urban habitat?. *Bolletino di Zoologia* 60(3): 287-291.
- Carretero, M. A. (2008). An integrated assessment of a group with complex systematics: the Iberomaghrebian lizard genus *Podarcis* (Squamata, Lacertidae). *Integrative Zoology* 4: 247-266.
- Carretero, M. A. & Salvador, A. (2016). Lagartija vercosa - *Podarcis virescens*. In: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
<http://www.vertebradosibericos.org/>

- Carretero, M. A. & Silva-Rocha, I. (2015). La lagartija italiana (*Podarcis sicula*) en la Península Ibérica e islas Baleares. *Ecology* 22: 4829-4841.
- Castilla, A. M., Van Damme, R. & Bauwens, D. (1999). Field body temperatures, mechanisms of thermoregulation and evolution of thermal characteristics in lacertid lizards. *Natura Croatica* 8(3): 253-274.
- Cattaneo, A. (2005). L'erpeto fauna della Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Roma). *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma* 21: 49-77.
- Crnobrnja-Isailovic, J., Vogrin, M., Corti, C., Pérez Mellado, V., Sá-Sousa, P., Cheylan, M., Pleguezuelos, J., Sindaco, R., Romano, A. & Avci, A. (2009). *Podarcis siculus*. (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T61553A86151752
- Dias, G., Luis, C., Pinho, C. & Kaliontzopoulou, A. (2016). A case of *Podarcis carbonelli* intake by *Podarcis virescens*. *Herpetology Notes* 9: 105-108.
- Díaz, J. A., Díaz-Uriarte, R. & Rodríguez, A. (1996). Influence of behavioral thermoregulation on the use of vertical surfaces by Iberian wall lizards *Podarcis hispanica*. *Journal of Herpetology* 30(4): 548-552.
- Diego-Rasilla, F. J. & Perez-Mellado, V. (2003). Home range and habitat selection by *Podarcis hispanica* (Squamata, Lacertidae) in Western Spain. *Folia Zoologica-Praha* 52(1): 87-98.
- Donihue, C. M., Lambert, M. R., Watkins-Colwell, G. J. (2015). *Podarcis sicula* (Italian wall lizard). Habitat, invasion of suburban area of New England. *Herpetological Review* 46: 260-261.
- Downes, S. & Bauwens, D. (2002). An experimental demonstration of direct behavioural interference in two Mediterranean lacertid lizard species. *Animal Behaviour* 63(6): 1037-1046.
- Dytham, C. (2011). *Choosing and using statistics - a biologist's guide*. Third Edition. Wiley Blackwell. Oxford.

- Eekhout, X. (2010). Sampling amphibians and reptiles. Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories. Belgium: Belgian National Focal Point to The Global Taxonomy Initiative 8: 530-557.
- Freiria, F. M. (2005). Sobre o xénero *Podarcis* na Península e Baleares. *Herpetoloxía. Myotis* 1: 15-19.
- Fujisaki, I., Hart, K. M., Mazzotti, F. J., Rice, K. G., Snow, S. & Rochford, M. (2010). Risk assessment of potential invasiveness of exotic reptiles imported to south Florida. *Biological Invasions* 12(8): 2585-2596.
- Gabirot, M., Balleri, A., López, P. & José, M. (2013). Differences in thermal biology between two morphologically distinct populations of Iberian wall lizards inhabiting different environments. *Annales Zoologici Fennici* 50(4): 225-236.
- Gabirot, M., López, P. & Martín, J. (2012). Interpopulational variation in chemosensory responses to selected steroids from femoral secretions of male lizards, *Podarcis hispanica*, mirrors population differences in chemical signals. *Chemoecology* 22: 65-73. DOI: 10.1007/s00049-011-0100-8
- Galán, P., Santín, J., Graña, R. V. & Pérez, J. F. (2013). Simpatria y sintopía de cinco especies de lacértidos en una zona de los Montes Aquilianos (León). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 24(2): 27-33.
- Geniez, P., Sá-Sousa, P., Guillaume, C. P., Cluchier, A. & Crochet, P. A. (2014). Systematics of the *Podarcis hispanicus* complex (Sauria, Lacertidae) III: valid nomina of the western and central Iberian forms. *Zootaxa* 3794(1): 001-051. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3794.1.1>
- Genovesi, P. & Carnevali, L. (2011). Invasive alien species on European islands: eradications and priorities for future work. *Island invasives: eradication and management*. Gland. Switzerland. IUCN: 56-62.
- Gilbert, E. A., Payne, S. L. & Vickaryous, M. K. (2013). The anatomy and histology of caudal autotomy and regeneration in lizards. *Physiological and Biochemical Zoology* 86(6): 631-644.

- Godinho, S., Santos, A. P. & Sá-Sousa, P. (2011). Montado management effects on the abundance and conservation of reptiles in Alentejo, Southern Portugal. *Agroforestry Systems* 82(2): 197-207.
- González de la Vega, J. P., González-García, J. P., García-Pulido, T. & González-García, G. (2001). *Podarcis sicula* (Lagartija italiana), primera cita para Portugal. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 12(1): 9.
- Grano, M., Cattaneo, C. & Cattaneo, A. (2011). A case of cannibalism in *Podarcis siculus campestris* De Betta, 1857 (Reptilia, Lacertidae). *Biodiversity Journal* 2(3): 151-152.
- Harris, D. J. & Sá-Sousa, P. (2001). Species distinction and relationships of the Western Iberian *Podarcis* lizards (Reptilia, Lacertidae) based on morphology and mitochondrial DNA sequences. *Herpetological Journal* 11(1): 129-136.
- Harris, D. J. & Sá-Sousa, P. (2002). Molecular phylogenetics of Iberian wall lizards (*Podarcis*): Is *Podarcis hispanica* a species complex?. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 23(1): 75-81. DOI: 10.1006/mpev.2001.1079
- Hodgkins, J., Davis, C. & Foster, J. (2012). Successful rapid response to an accidental introduction of non-native lizards *Podarcis siculus* in Buckinghamshire, UK. *Conservation Evidence* 9: 63-66.
- Howard, K. E. & Hailey, A. (1999). Microhabitat separation among diurnal saxicolous lizards in Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 15(03): 367-378.
- Huey, R. B. (1974). Behavioral thermoregulation in lizards: importance of associated costs. *American Association for the Advancement of Science. Science* 184: 1001-1003.
- Juan, F. (1997). La lagartija ibérica (*Podarcis hispanica*) en la Sierra de Segura, Albacete: biometría, etología y folidosis. *Al-Basit: Revista de Estudios Albacetenses* 40: 111-134.

- Kaliontzopoulou, A., Carretero, M. A. & Llorente, G. A. (2012). Morphology of the *Podarcis* wall lizards (Squamata: Lacertidae) from the Iberian Peninsula and North Africa: patterns of variation in a putative cryptic species complex. *Zoological Journal of the Linnean Society* 164(1): 173-193.
- Kaliontzopoulou, A., Pinho, C., Harris, D. J. & Carretero, M. A. (2011). When cryptic diversity blurs the picture: a cautionary tale from Iberian and North African *Podarcis* wall lizards. *Biological Journal of the Linnean Society* 103(4): 779-800.
- Kolbe, J. J., Lavin, B. R., Burke, R. L., Rugiero, L., Capula, M. & Luiselli, L. (2013). The desire for variety: Italian wall lizard (*Podarcis siculus*) populations introduced to the United States via the pet trade are derived from multiple native-range sources. *Biological Invasions* 15(4): 775-783.
- Kolbe, J. J., Van Middlesworth, P., Battles, A. C., Stroud, J. T., Buffum, B., Forman, R. T. & Losos, J. B. (2016). Determinants of spread in an urban landscape by an introduced lizard. *Landscape Ecology* 31(8): 1795-1813.
- Kraus, F. (2009). Alien reptiles and amphibians. A scientific compendium and analysis. *Invading nature: Springer series. Invasion Ecology* 4.
- Lambert, M. R. K. (1984). Amphibians and reptiles. J.L. Cloudsley-Thompson (ed.) *Sahara Desert*. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom: 205-228.
- Law, B. S. & Bradley, R. A. (1990). Habitat use and basking site selection in the water skink, *Eulamprus quoyii*. *Journal of Herpetology* 24(3): 235-240.
- López, P., & Martín, J. (2002a). Effects of female presence on intrasexual aggression in male lizards, *Podarcis hispanicus*. *Aggressive Behavior* 28(6): 491-498.
- López, P., & Martín, J. (2002b). Chemical rival recognition decreases aggression levels in male Iberian wall lizards, *Podarcis hispanica*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51(5): 461-465.

- Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M. A. & Paulo, O. S. (eds.) (2008). Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa.
- Mačát, Z., Veselý, M. & Jablonski, D. (2015). New case of fruit eating observation in *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) (Lacertidae) from Croatia. *Biharean Biologist* 9(2): 158-159.
- Mangiacotti, M., Bassu, L., Nulchis, V., Sacchi, R., Scali, S. & Corti, C. (2013). Disentangling the effects of anthropogenic and climatic factors on the distributions of two insular lizards. Oral Presentation In: 8th Symposium on the Lacertids of the Mediterranean Basin. Koper, June 2013.
- Mateo, J. (2015). Los anfibios y los reptiles introducidos en Baleares: un repaso a lo que sabemos y un ejemplo de puerta de entrada. *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears*: 447-454.
- Mateo, J., Ayres, C. & López-Jurado, L. F. (2011). Los anfibios y reptiles naturalizados en España: historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 22: 447-454.
- Miras, J., Cheylan, M., Nourira, M. S., Joger, U., Sá-Sousa, P., Pérez-Mellado, V. & Martínez-Solano, I. (2009). *Podarcis hispanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61548A12513281.en>
- Mizsei, E., Uhrin, M., Jablonski, D. & Szabolcs, M. (2016). First records of the Italian wall lizard, *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) (Squamata: Lacertidae) in Albania. *Turkish Journal of Zoology* 40(5): 814-817.
- Nevo, E., Gorman, G., Soulé, M., Yang, S. Y., Clover, R. & Jovanovic, V. (1972). Competitive exclusion between insular *Lacerta* species (Sauria, Lacertidae) Notes on Experimental Introductions. *Oecologia (Berl.)* 10: 183-190.
- Oliverio, M., Burke, R., Bologna, M. A., Wirz, A. & Mariottini, P. (2001). Molecular characterization of native (Italy) and introduced (USA) *Podarcis sicula*

- populations (Reptilia, Lacertidae). *Italian Journal of Zoology* 68(2): 121-124.
- Ortega, Z., Mencía, A. & Pérez-Mellado, V. (2016). Thermal ecology of *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmalz, 1810) in Menorca (Balearic Islands, Spain). *Acta Herpetologica* 11(2): 127-133.
- Ouboter, P. E. (1981). The ecology of the island-lizard *Podarcis sicula salfii*. *Amphibia-Reptilia* 2(3): 243-257.
- Pedrosa, J.P.F.L. (2013). Parque das Nações: abordagem precursora ao desenho da cidade sustentável. Dissertação de Mestrado Integrado em Arquitectura, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Pellitteri-Rosa, D., Liuzzi, C. & Bellati, A. (2015). First report of adult *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmalz, 1810) predation by *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). *Herpetozoa* 28 (1/2): 89-92.
- Pereira, A.P.F. (2013). O Parque das Nações em Lisboa: uma montra da metrópole à beira-Tejo. Tese de Doutoramento em Sociologia, Especialidade de Sociologia Urbana, do Território e do Ambiente, Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa.
- Pérez-Mellado, V. (1998). *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). In: Salvador, A. (coord.). Reptiles. In: Ramos, M. A. *et al.* (Eds.). Fauna Ibérica: 302-307. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Pérez-Mellado, V. & Traveset, A. (1999). Relationships between plants and Mediterranean lizards. *Natura Croatica* 8(3): 275-285.
- Pérez-Mellado, V., Cortázar, G., López-Vicente, M., Perera, A. & Sillero, N. (2000). Una nueva población de lagartija italiana, *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810) en Menorca (Islas Baleares). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 11: 16-18.

- Pérez-Mellado, V., Corti, C. & Lo Cascio, P. (1997). Tail autotomy and extinction in Mediterranean lizards. A preliminary study of continental and insular populations. *Journal of Zoology* 243(3): 533-541.
- Pinho, C., Ferrand, N. & Harris, D. J. (2006). Reexamination of the Iberian and North African *Podarcis* (Squamata: Lacertidae) phylogeny based on increased mitochondrial DNA sequencing. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 38(1): 266-273.
- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) (2002). Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetologica Española (2ª impresión), Madrid.
- Podnar, M., Mayer, W. & Tvrtković, N. (2005). Phylogeography of the Italian wall lizard, *Podarcis sicula*, as revealed by mitochondrial DNA sequences. *Molecular Ecology* 14(2): 575-588.
- Rivera, X., Arribas, O., Carranza, S. & Maluquer-Margalef, J. (2011). An introduction of *Podarcis sicula* in Catalonia (NE Iberian Peninsula) on imported olive trees. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia* 19: 79-85.
- Rugiero, L. (1994). Food habits of the Ruin Lizard, *Podarcis sicula* (Rafinesque-Schmaltz, 1810), from a coastal dune in Central Italy. *Herpetozoa* 7(1/2): 71-73.
- Rugiero, L. & Luiselli, L. (2007). Null model analysis of lizard communities in five urban parks of Rome. *Amphibia-Reptilia* 28(4): 547-553.
- Sá-Sousa, P. (2000). A predictive distribution model for the Iberian wall lizard (*Podarcis hispanicus*) in Portugal. *Herpetological Journal* 10: 1-11.
- Sá-Sousa, P. (2001). A controversa sistemática das lagartixas do género *Podarcis* Wagler, 1830 (Sauria, Lacertidae) em Portugal. Tese de doutoramento em Ecologia e Sistemática, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.

- Sá-Sousa, P., Vicente, L., Crespo, E.G. (2002). Morphological variability of *Podarcis hispanica* (Sauria: Lacertidae) in Portugal. *Amphibia-Reptilia* 23: 55-69.
- Salvador, A. (coord.) (2014). Reptiles, 2ª edición revisada y aumentada. Fauna Ibérica 10. Ramos, M. A. *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Salvador, A. & García-París, M. (2015). Lagartija italiana - *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmalz, 1810). In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.
- Santos, M., Cruz, C. S., Alves, F. L., Metelo, I., Bogalho, V., Pereira, H. M., ... & Henriques, D. (2012). Biodiversidade na cidade de Lisboa: uma estratégia para 2020. Documento Técnico. Câmara Municipal de Lisboa, Lisboa.
- Schulte, U. & Gebhart, J. (2011). Geographic origin of a population of the Italian Wall Lizard *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810), introduced north of the Alps. *Herpetozoa* 24: 96-97.
- Schulte, U., Hochkirch, A., Mingo, V., Modica, C. & Veith, M. (2012). Genetic consequences of a recent range expansion in an introduced wall lizard population. Unpublished manuscript. In: Schulte, U. (2012). Origin, climate niche, population genetics and intraspecific hybridization of introduced wall lizard populations in Central Europe (Doctoral dissertation, Dissertation zur Erlangung des Grades Doktor der Naturwissenschaften, Dr. rer. nat. eingereicht am Fachbereich VI (Geographie/Geowissenschaften) der Universität Trier).
- Schwarz, C. J. (2015). Comparing proportions - Chi-square (χ^2) tests. In: Course Notes for Beginning and Intermediate Statistics. Available at <http://www.stat.sfu.ca/~cschwarz/CourseNotes>
- Sicilia, A., Violani, C. & Zava, B. (2001). Predazione di *Podarcis sicula* su *Discoglossus pictus*. In: Atti 3 Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italica (Pavia, 14-16 settembre 2000), *Pianura* 13: 283-284.

- Silva-Rocha, I., Sá-Sousa, P., Fariña, B. & Carretero, M. A. (2016). Molecular analysis confirms Madeira as source for insular and continental introduced populations of *Teira dugesii* (Sauria: Lacertidae). *Salamandra* 52(3): 269-272.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D. & Carretero, M. A. (2012): Genetic data reveal a multiple origin for the populations of the Italian wall lizard *Podarcis sicula* (Squamata: Lacertidae) introduced in the Iberian Peninsula and Balearic islands. *Italian Journal of Zoology* 79(4): 502-510.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Harris, D. J., Freitas, S., Davis, C., Foster, J., Deichsel, G., Adamopoulou, C. & Carretero, M. A. (2014). Molecular assessment of *Podarcis sicula* populations in Britain, Greece and Turkey reinforces a multiple-origin invasion pattern in this species. *Acta Herpetologica* 9(2): 253-258.
- Siracusa, A. M., Larosa, V. & Petralia, E. (2012). Presence of black rat *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) (Mammalia Rodentia) and possible extinction risk for micro insular populations of *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810) (Reptilia Lacertidae): the example of Lachea islet (Sicily, Italy). *Biodiversity Journal* 3(4): 493-500.
- Smith, G. R., Ballinger, R. E. (2001). The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: a review. *Contemporary Herpetology* 2001(3): 1-13.
- Strode, P. & Brokaw, A. (2015). Using biointeractive resources to teach Mathematics and Statistics in Biology. In: <http://media.hhmi.org/biointeractive/guides/statistics/Statistics-Teacher-Guide.pdf?download=true> Acedido a 25 de Fevereiro de 2017
- Tok, C. V., Cicek, K., Hayretdağ, S., Tayhan, Y. & Yakin, B. Y. (2015). Range extension and morphology of the Italian wall lizard, *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) (Squamata: Lacertidae), from Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 39(1): 103-109.

- Tosini, G., Foà, A. & Avery, R. A. (1992). Body temperatures and exposure to sunshine of ruin lizards *Podarcis sicula* in central Italy. *Amphibia-Reptilia* 13(2): 169-175.
- Valdeón, A., Perera, A., Costa, S., Sampaio, F. & Carretero, M. A. (2010). Evidencia de una introducción de *Podarcis sicula* desde Italia a España asociada a una importación de olivos (*Olea europaea*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 21: 122-126.
- Van Damme, R., Bauwens, D., Castilla, A. M. & Verheyen, R. F. (1990). Comparative thermal ecology of the sympatric lizards *Podarcis tiliguerta* and *Podarcis sicula*. *Acta Oecologica* 11: 503-512.
- Vervust, B., Pafilis, P., Valakos, E. D. & Van Damme, R. (2010). Anatomical and physiological changes associated with a recent dietary shift in the lizard *Podarcis sicula*. *Physiological and Biochemical Zoology* 83(4): 632-642.
- Vignoli, L., Mocaer, I., Luiselli, L. & Bologna, M. A. (2009). Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. *Animal Conservation* 12: 456-466
- Vitt, L. J. & Caldwell, J. P. (2014). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. 4th edition. Academic Press.
- Vogrin, M. (2005). Sexual dimorphism in *Podarcis sicula campestris*. *Turkish Journal of Zoology* 29(2): 189-191.
- Zuffi, M. & Giannelli, C. (2013). Trophic niche and feeding biology of the Italian wall lizard, *Podarcis siculus campestris* (De Betta, 1857) along western Mediterranean coast. *Acta Herpetologica* 8(1): 35-39.
- Site:** <http://www.cm-lisboa.pt/viver/ambiente/biodiversidade> - Acedido a 26 de Novembro de 2016 às 19:07

Anexos

Anexo I - Ficha de Campo.....pág. i

Anexo II - Observações de Outros Répteis na Área de Estudo.....pág. ii

Anexo I

Ficha de Campo

Prospecção: _____ Sector: _____ Data: _____

H início: _____ H fim: _____ T^oC: _____

Espécie: Pv/Ps Hora: _____ GPS: _____

Adulto/Juvenil Macho/Fêmea _____

Comportamento: _____

Textura do Substrato: _____ DCV: _____

Poiso: _____ Altura: _____

Inclinação: Horizontal/Inclinada/Trepante

Distância Abrigo: _____ Abrigo: _____

_____ Árvores Arbustos /Plantas _____ Ramos/Troncos mortos

Observações:

Imagem 1: Exemplo da ficha de campo utilizada no decorrer deste estudo.

Anexo II

Observações de Outros Répteis na Área de Estudo

Ao longo das prospecções no âmbito deste estudo, foi possível testemunhar a biodiversidade, reptiliana e não só, da zona do Parque das Nações (Tabela 1 e Imagem 2). A realidade da introdução de espécies exóticas encontra-se bem presente nesta área, tendo sido registada a presença, para além de *Podarcis siculus*, de duas espécies de tartarugas bastante comuns nos mercados de animais de estimação, nomeadamente *Trachemys scripta* e *Graptemys pseudogeographica*. Julgo que a origem da sua presença neste local esteja relacionada com a libertação propositada de animais de estimação, ao contrário do lacertídeo invasor, desconhecendo-se se ocorre, ou não, reprodução entre estes indivíduos (um dos indivíduos *Graptemys* observado era imaturo, podendo, ainda assim, ter sido também depositado no local por mão humana). Estas situações partem, em parte, da falta de consciencialização pública acerca do fenómeno das espécies invasoras e do local nativo de cada espécie.

O Jardim do Cabeço das Rolas aparenta ser um foco importante de biodiversidade reptiliana urbana, muito provavelmente devido às condições existentes no local (Imagem 3). Contam-se, nesta área, observações de *Tarentola mauritanica* (vista ainda em sintopia com *Podarcis siculus* no local de introdução desta última - Imagem 4) e a única de *Malpolon monspessulanus*, bem como uma população relativamente abundante de *Psammodromus algirus* (com reprodução confirmada, vários indivíduos em comportamento de cópula e elevada incidência de recém-eclodidos e juvenis), que ocorre em aparente simpatria com *Podarcis virescens*, uma relação que poderá ser extinta no caso da expansão por meios próprios ou inadvertida de *Podarcis siculus* para além do local no qual se encontra contida. Tal justifica, uma vez mais, a monitorização da população invasora, bem como estudos futuros que abordem a relação entre os dois lacertídeos autóctones em meio urbano.

Não incluídas neste registo, encontram-se também uma observação de gato assilvestrado no Jardim do Cabeço das Rolas, bem como dezenas de observações de cães domésticos, gaivotas e guinchos.

Tabela 1: Registo das observações do total de répteis por sector.

Sector	<i>Podarcis stitulus</i>	<i>Podarcis virescens</i>	<i>Psammadromus algeris</i>	<i>Malpison mospessulanus</i>	<i>Tarentola mauritanica</i>	Lacertídeo Não Identificado	<i>Trachemys scripta</i>	<i>Graptemys pseudozeographica</i>	Total Geral
1	1	83				6		2	92
2	50	19			7	6	4	4	90
3	172	38			1	1			212
4		99				4			103
5		13				1			14
6		7			1				8
7		8				2			10
8		11	2		1	1			15
9		80	59	1	11	8			159
10		40			3	3			46
11		2			1				3
12		10			2	1			13
15		17							17
16		16				3			19
13/14		33	8		1	7			49
Total Geral	223	476	69	1	28	43	4	6	850

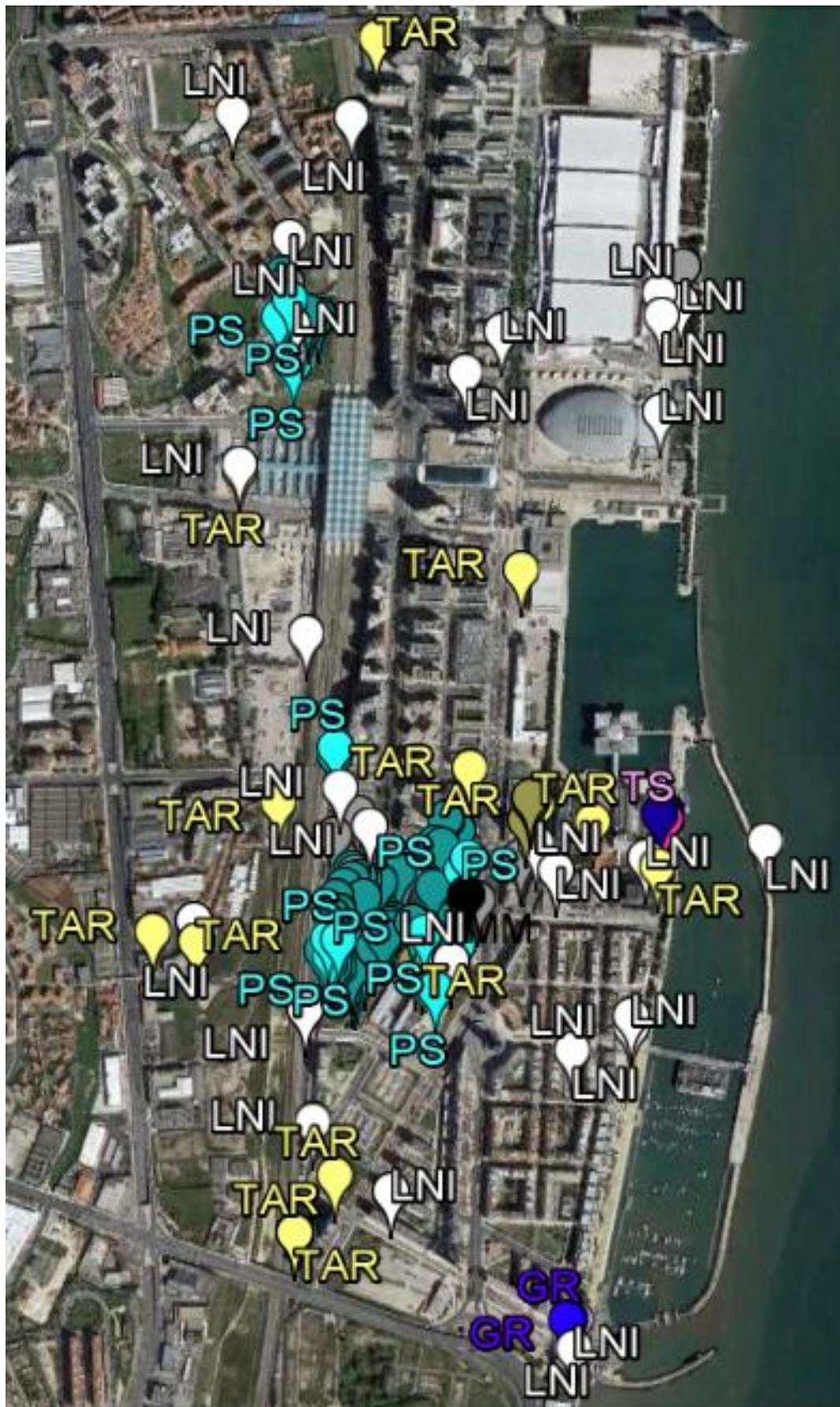


Imagem 2: Resultados da distribuição espacial das espécies de répteis excepto as duas em estudo, na área total, através da recolha de coordenadas GPS. Pontos a branco (LNI) -

Lacertídeo Não Identificado; Pontos a amarelo (TAR) - *Tarentola mauritanica*; Pontos a azul-claro (PS) - *Psammodromus algirus*; Pontos a azul-escuro (GR) - *Graptemys pseudogeographica*; Pontos a rosa (TS) - *Trachemys scripta*; Ponto a preto (MM) - *Malpolon monspessulanus*.

Fonte: Google Earth

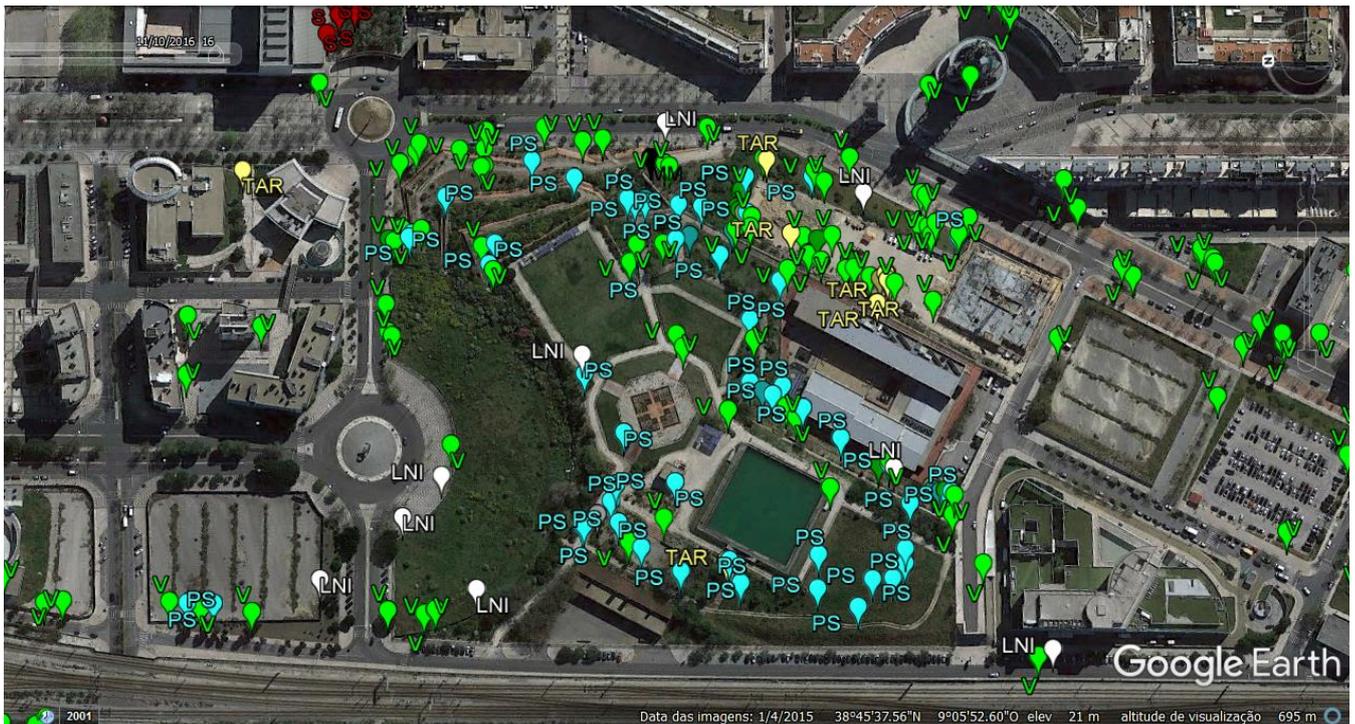


Imagem 3: Resultados da distribuição espacial das espécies de répteis excepto as duas em estudo, com foco no Jardim do Cabeço das Rolas (ponto de simpatria de *Podarcis virescens* e *Psammodromus algirus*, com proximidade à ocorrência de *Podarcis siculus*), através da recolha de coordenadas GPS. Pontos a branco (LNI) - Lacertídeo Não Identificado; Pontos a amarelo (TAR) - *Tarentola mauritanica*; Pontos a azul-claro (PS) - *Psammodromus algirus*; Ponto a preto (MM) - *Malpolon monspessulanus*.

Fonte: Google Earth

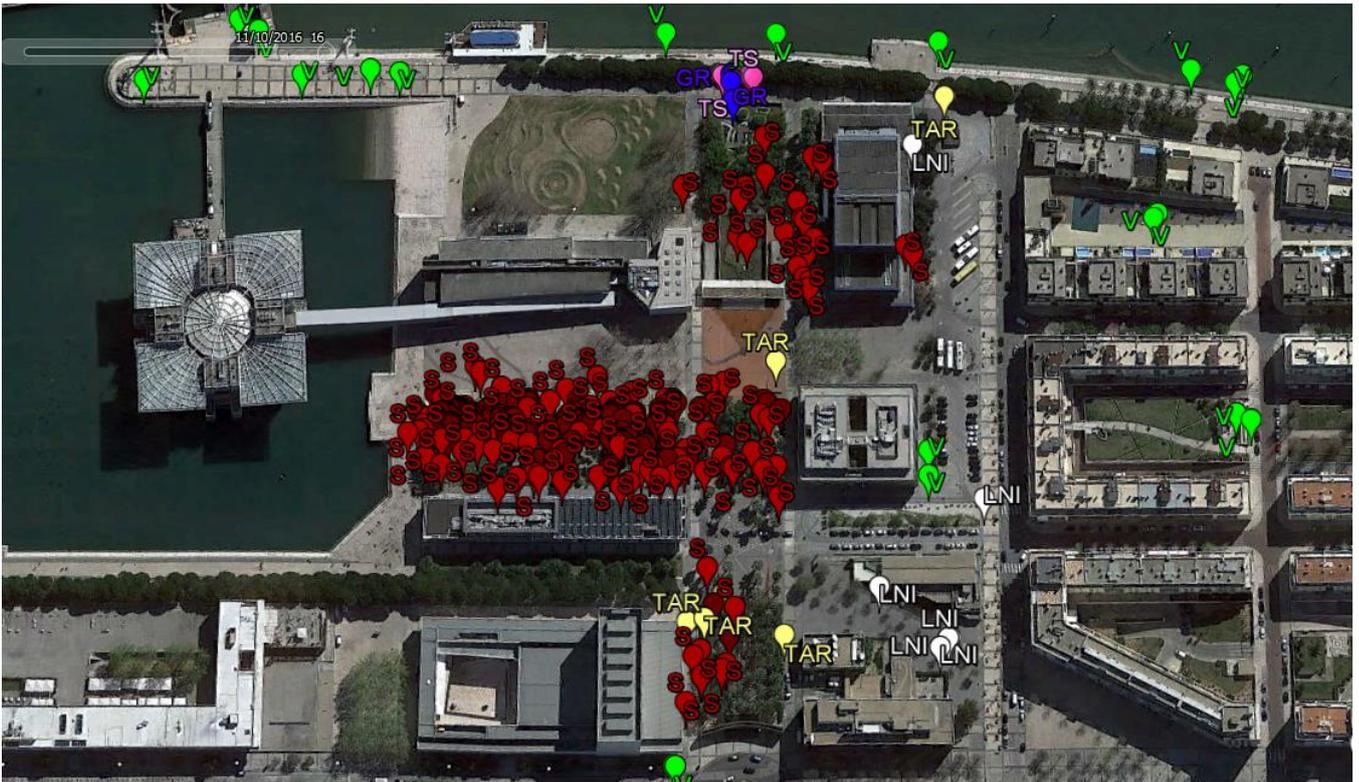


Imagem 4: Resultados da distribuição espacial das espécies de répteis existentes em simpatria com *siculus* e *virescens*, através da recolha de coordenadas GPS. Pontos a vermelho (S) - *Podarcis siculus*; Pontos a verde (V) - *Podarcis virescens*; Pontos a branco (LNI) - Lacertídeo Não Identificado; Pontos a amarelo (TAR) - *Tarentola mauritanica*; Pontos a azul-escuro (GR) - *Graptemys pseudogeographica*; Pontos a rosa (TS) - *Trachemys scripta*.

Fonte: Google Earth