

Universidade de Lisboa  
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Modelação da distribuição do mosquito *Aedes albopictus* nas principais áreas urbanas Europeias**

**Daniel Filipe da Guia Andrade Carrilho**

Dissertação orientada pelo Professor Doutor César Dinis Santos Capinha e pelo Professor Doutor Fernando Jorge Pedro da Silva Pinto da Rocha

Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica e Modelação Territorial Aplicados ao Ordenamento

2021



Universidade de Lisboa  
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Modelação da distribuição do mosquito *Aedes albopictus* nas principais áreas urbanas Europeias**

**Daniel Filipe da Guia Andrade Carrilho**

Dissertação orientada pelo Professor Doutor César Dinis Santos Capinha e pelo Professor Doutor Fernando Jorge Pedro da Silva Pinto da Rocha

Júri:

Presidente: Professor Doutor Eusébio Joaquim dos Reis do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa

Vogais:

- Doutora Ana Catarina de Ceia Hasse Ferreira do Instituto de Higiene e Medicina Tropical da Universidade Nova de Lisboa
- Doutor César Dinis Santos Capinha do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa



Esta dissertação de mestrado está enquadrada nos projetos TRIAD (health Risk and social vulnerability to Arboviral Diseases in mainland Portugal) - Vulnerabilidade Social e Risco para a Saúde devido às doenças arbovirais em Portugal continental (PTDC/GES-OUT/30210/2017) e WARDEN (An operational early WARning system for DENgue and other arboviral diseases in Madeira Island) - Um modelo operacional de alerta precoce para dengue e outras arboviroses na Ilha da Madeira (PTDC/SAU-PUB/30089/2017).



## **Agradecimentos**

Gostaria de deixar aqui, algumas palavras de agradecimento às pessoas e instituições que, diretamente ou indiretamente, ajudaram ao longo desta etapa.

Ao meu orientador, Prof. Doutor César Capinha, por ter acedido ao convite de me conduzir ao longo desta tarefa. Agradeço todos os ensinamentos e conhecimentos transmitidos, todo o rigor científico, disponibilidade e toda a paciência, fatores que contribuíram em muito para o aumento da qualidade deste trabalho. Levo para sempre todos os conselhos e a sua amizade.

Ao meu coorientador, Prof. Doutor Jorge Rocha, por todos os conselhos, ensinamentos e toda a disponibilidade que demonstrou, não só nesta etapa, mas ao longo de todo o meu percurso académico. Agradeço-lhe também o seu apoio, todas as discussões científicas e a sua amizade.

À Prof. Doutora Carla Sousa do Instituto de Higiene e Medicina Tropical por todo o apoio prestado ao longo deste trabalho.

A todos os professores do IGOT, mas especialmente ao corpo docente do Mestrado de SIG e Modelação Territorial Aplicados ao Ordenamento, pelos ensinamentos e por me conferirem ferramentas vitais para que conseguisse levar a bom porto este trabalho.

A todas as instituições que fizeram possível e apoiaram o meu percurso académico, nomeadamente aos Serviços de Ação Social da Universidade de Lisboa e ao IGOT.

Aos meus amigos e família, agradeço toda a paciência, motivação e carinho que sempre demonstraram.



## Resumo

O *Aedes albopictus* é uma espécie de mosquito amplamente dispersa pelas atividades humanas. Esta espécie tem elevadas implicações negativas para a saúde pública global, resultantes da sua capacidade de transmitir arboviroses como a dengue, chikungunya e Zika. Neste contexto, vários estudos têm aferido a distribuição potencial da espécie para várias regiões do globo. No entanto, não existe ainda um estudo que faça esta avaliação para o continente Europeu a uma resolução espacial elevada. Neste trabalho pretende-se colmatar esta lacuna, tendo-se realizado um modelo estatístico da distribuição deste vetor de doenças para as principais áreas urbanas funcionais da Europa. Este modelo utilizou um conjunto de registos de presença da espécie na Europa e variáveis consideradas relevantes para a sua distribuição, como o clima e uso e ocupação do solo. Simultaneamente foram criados 3 modelos secundários que, em adição ao conjunto inicial de variáveis, incluíram também dados de distribuição da população humana e registos de observação de outras espécies, com o objetivo de aferir possíveis enviesamentos amostrais. Os resultados obtidos demonstraram que as áreas de tipologia urbana e as variáveis climáticas, como as temperaturas máximas e mínimas e a precipitação máxima, são as que mais explicam a distribuição observada da espécie. Utilizando este modelo elaborou-se, como prova de conceito, uma predição da suscetibilidade à ocorrência da espécie na cidade de Lisboa, demonstrando a aplicabilidade desta metodologia para diferentes áreas. A predição permitiu identificar que os locais mais suscetíveis à ocorrência do *Ae. albopictus* apresentam uma tipologia urbana mais vincada enquanto que a área de menos suscetibilidade corresponde ao Parque de Monsanto. Por fim, elaborou-se uma análise de risco, produto da suscetibilidade e da população residente, que identificou as freguesias mais densamente povoadas como as de maior risco.

**Palavras-chave:** *Aedes albopictus*, áreas funcionais urbanas, biogeografia, distribuição de espécies, modelação preditiva.



## Abstract

The mosquito *Aedes albopictus* has been dispersed worldwide by human activities. This species is an important vector of arboviruses, including dengue, chikungunya and Zika and is now one of the greatest threats to global public health. Due to the medical importance of this species, previous studies have examined its ecological requirements and predicted its potential distribution for various regions of the world. However, to date, there is no attempt to perform such analyses across European cities and at a high spatial detail. Hence, in this work we aim to fill this gap by modelling the potential distribution of the species across the major functional urban areas of Europe, using high resolution predictors. The modelling tested for associations between the observed distribution of the species and spatial variables considered relevant in determining its distribution, particularly climate and land use. Complementary models also examined the possibility of spatial bias in the mosquito distribution data as driven simply by higher human observational capacity. Model results suggest the absence of significant observational bias and that densely urbanized urban together with higher temperatures and water availability in drier months favor the occurrence of the species. The models were also applied to predict areas under susceptibility of establishment of the species in Lisbon, a city where the species has not yet been observed. From this prediction we found that the areas under higher susceptibility are mainly associated to the urban centers, whereas green areas, most notably Monsanto Park, are least susceptible. Finally, we developed a risk map, resulting from the intersection of susceptibility and human population, which allowed pinpointing the areas in the city where the threats inflicted by the species are higher.

**Keywords:** *Aedes albopictus*, biogeography, functional urban areas, predictive modelling, species distribution.



# Índice geral

Capítulo 1. Introdução .....	1
1.1. Objetivos e estrutura da dissertação .....	3
Capítulo 2. Vetor e arbovírus transmitidos e o contexto de ambos .....	5
2.1. Biogeografia e entomologia do vetor <i>Aedes albopictus</i> .....	5
2.2. Doenças associadas ao <i>Aedes albopictus</i> .....	7
2.3. Caracterização da dispersão e estabelecimento da espécie .....	8
2.3.1. Fatores responsáveis pela dispersão global da espécie .....	8
2.4. Contextualização do vetor na Europa .....	10
2.4.1. O surgimento e história .....	10
2.4.2. Maiores surtos na Europa – Impacto dos arbovírus na Europa .....	15
Capítulo 3. Modelação preditiva da distribuição observada do <i>Aedes albopictus</i> em áreas urbanas da Europa .....	17
3.1. Introdução .....	17
3.2. Enquadramento geral teórico sobre modelação preditiva de distribuição de espécies .....	18
3.3. Dados e metodologias .....	19
3.3.1. Processos metodológico .....	19
3.3.1.1 Áreas de estudo .....	20
3.3.2. Dados de presença e ausência do <i>Aedes albopictus</i> na Europa .....	22
3.3.2.1. Áreas de influência .....	24
3.3.3. Fatores ambientais .....	25
3.3.3.2. Preferências ecológicas do <i>Aedes albopictus</i> .....	25
3.3.3.3. Seleção dos fatores ambientais .....	26
3.3.3.4. Análise correlativa das variáveis independentes .....	34
3.3.4. Métodos correlativos de integração de informação .....	37
3.3.4.1. Modelos lineares generalizados .....	38
3.3.4.2. Modelos lineares generalizados de efeitos mistos .....	40
3.3.5. Calibração do modelo .....	41
3.3.6. Apresentação e validação dos resultados .....	42

Capítulo 4. Modelação preditiva da distribuição potencial do <i>Aedes albopictus</i> em Lisboa .....	47
4.1. Introdução.....	47
4.2. Dados e metodologias.....	47
4.2.1. Processo metodológico.....	47
4.2.1.1 Área de estudo .....	48
4.2.2. Fatores ambientais.....	49
4.2.2.1 Criação do tema de interseção.....	49
4.2.2.2 Tratamento e normalização dos fatores ambientais.....	49
4.2.3. Cálculo das predições .....	52
4.3. Apresentação e discussão dos resultados.....	52
4.3.1 Mapa de suscetibilidade .....	52
4.3.2 Mapa de risco .....	54
Capítulo 5. Considerações finais .....	55
Referências bibliográficas .....	57
Anexos.....	67

## Índice de figuras

Figura 2.1 – Distribuição do <i>Aedes albopictus</i> no mundo.....	5
Figura 2.2 – Distribuição do <i>Aedes albopictus</i> na Europa em setembro de 2017 .....	14
Figura 2.3 - Distribuição do <i>Aedes albopictus</i> na Europa em maio de 2020.....	14
Figura 3.1 – Esquema processual do modelo preditivo da distribuição do <i>Aedes albopictus</i> .....	20
Figura 3.2 – Enquadramento geográfico das áreas de estudo.....	21
Figura 3.3 – Enquadramento geográfico das ocorrências do <i>Aedes albopictus</i> nas áreas de estudo.....	24
Figura 3.4 – Enquadramento geográfico das áreas de influência num contexto urbano (FUA de Barcelona)..	25
Figura 3.5 – Exemplo das classes de uso e ocupação do solo efetuadas para uma área junto do aeroporto de Barcelona.....	29
Figura 3.6 – Temperatura máxima do mês mais quente na Europa para o período de 1979 a 2013 .....	30
Figura 3.7 – Temperatura mínima do mês mais frio na Europa para o período de 1979 a 2013.....	31
Figura 3.8 – Precipitação mínima do mês mais seco na Europa para o período de 1979 a 2013 .....	32
Figura 3.9 – Precipitação máxima do mês mais húmido na Europa para o período de 1979 a 2013 .....	32
Figura 3.10 – Distribuição da população na Europa para 2015.....	33
Figura 3.11 – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo principal .....	35
Figura 3.12 – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário da população.....	36
Figura 3.13 – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário de <i>culicidae</i> raio de 250 metros.....	37
Figura 3.14 – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário de <i>culicidae</i> raio de 500 metros.....	37
Figura 4.1 – Enquadramento geográfico do concelho de Lisboa .....	48
Figura 4.2 – Percentagem da classe de uso áreas verdes urbanas no concelho de Lisboa .....	50
Figura 4.3 – Temperatura mínima do mês mais frio depois do tratamento para o concelho de Lisboa .....	51
Figura 4.4 – Normalização <i>fuzzy</i> do tema da distribuição da população.....	52
Figura 4.5 – Suscetibilidade à ocorrência do <i>Aedes albopictus</i> no concelho de Lisboa.....	53
Figura 4.6 – Risco do <i>Aedes albopictus</i> no concelho de Lisboa .....	54



## Índice de quadros

Quadro 3.1 – Resumo do número total de <i>Functional Urban Areas</i> por país e população humana presente... 21	21
Quadro 3.2 – Número de ocorrências por <i>Functional Urban Area</i> ..... 23	23
Quadro 3.3 – Resumo cronológico do número de ocorrências e respetiva percentagem ..... 23	23
Quadro 3.4 – Resumo das características dos fatores ambientais utilizados no modelo preditivo de distribuição do <i>Aedes albopictus</i> ..... 27	27
Quadro 3.5 – Divisão e peso das classes designadas para todas as <i>Functional Urban Areas</i> utilizadas..... 29	29
Quadro 3.6 – Resultados do modelo principal ..... 43	43
Quadro 3.7 – Resultados do modelo secundário com os dados da distribuição da população ..... 44	44
Quadro 3.8 – Resultados do modelo secundário com os dados de <i>culicidae</i> com raio de 250 metros..... 44	44
Quadro 3.9 – Resultados do modelo secundário com os dados de <i>culicidae</i> com raio de 500 metros..... 45	45
Quadro 3.10 – Resumo dos parâmetros e do coeficiente de determinação do modelo principal ..... 45	45



## Capítulo 1. Introdução

Atualmente as doenças transmitidas por vetores estão entre as mais relevantes no contexto da saúde pública global (Jones et al., 2008). Os vetores de doenças com maior expressão são os mosquitos, que são vetores primários de um grande número de arbovírus e outros agente infecciosos (Gubler, 2006). De forma preocupante, projeções recentes apontam para um aumento das áreas de ocorrências destes artrópodes<sup>1</sup> à escala global, principalmente em latitudes atualmente com climas temperados. Esta expansão está associada a vários fatores, dos quais se destacam a introdução pelas atividades humanas (Hulme, 2014), alterações climáticas (Bellard et al., 2013; Capinha et al., 2014) e as mudanças no uso e ocupação do solo (Wang et al., 2016).

A espécie de mosquito que é foco desta dissertação, o *Aedes albopictus* (mosquito tigre), está listada entre as 100 das piores espécies invasoras no mundo (Lowe S., Browne M., Boudjelas S., 2000). As espécies invasoras definem-se como espécies que são transportadas para fora da sua área de distribuição natural por intermédio da atividade humana (de forma intencional ou inadvertida), onde se estabelecem e se tornam uma adição permanente à comunidade biológica local. O fenómeno das invasões biológicas tem aumentado substancialmente à escala global (Seebens et al., 2017), redefinindo os padrões biogeográficos globais (Capinha et al., 2015, 2020). Diversas outras espécies invasoras são vetores de doenças de elevada relevância médica, nomeadamente os mosquitos *Aedes aegypti* e o *Aedes japonicus* (Marrama Rakotoarivony & Schaffner, 2012).

Além da problemática médica, os artrópodes invasores são também responsáveis por elevados custos económicos. Só em 2014 as espécies invasoras de insetos custaram aproximadamente 6,9 mil milhões de dólares em despesas de saúde a nível global (Bradshaw et al., 2016). A dengue (DENV), uma doença de que mosquitos *Ae. albopictus* é vetor, representa cerca de 84% do custo económico total, entenda-se cerca de 5,80 mil milhões de dólares. Em 2013 estima-se que tenham ocorrido entre 60 a 140 milhões de casos de doença ligados à DENV (Gould et al., 2017). Atualmente metade da população mundial encontra-se em risco de uma possível infeção através da DENV (Kraemer et al., 2015).

---

<sup>1</sup> Dizem respeito a um filo (*Arthropoda*), de animais invertebrados, como insetos, aracnídeos e crustáceos, compõem o maior filo existente, *Merriam-Webster. (n.d.). Arthropod. In Merriam-Webster.com dictionary*, acedido em agosto de 2020 em, <https://www.merriam-webster.com/dictionary/arthropod>.

Presentemente, o *Ae. albopictus* ocorre em pelo menos 28 países distribuídos por todos os continentes à exceção da Antártida (Eritja et al., 2017; Gasperi et al., 2012). Segundo o último mapa da localização do mosquito (agosto 2020) produzido pelo Centro Europeu de Prevenção e Controlo das Doenças (*European Centre for Disease Prevention and Control*, ECDC), a espécie estabeleceu-se muito recentemente em Portugal. A elevada capacidade de dispersão desta espécie está fortemente ligada ao comércio de pneus e de plantas ornamentais de zonas endémicas ou zonas já colonizadas (Van Gompel & Van Bortel, 2008), no entanto diversas características biológicas também favorecem o seu potencial invasor. De entre estas destaca-se a resistência dos ovos a temperaturas muito baixas (ovos diapausa<sup>2</sup>), assim como a resistência dos mesmos à dessecação (capacidade dos ovos de resistir a uma *secura extrema*) (Cleary, 2019; Paupy et al., 2009).

Um outro fator que tem sido relevante para o aumento do contacto entre o *Ae. albopictus* e o ser humano, e conseqüentemente para o potencial de transmissão de doenças, é a destruição do habitat natural da espécie (Ellwanger et al., 2020). Esta é uma espécie que na sua área de distribuição nativa está associada a áreas de floresta, onde utiliza locais como os buracos das árvores, troncos de bambu e até flores como locais de reprodução. Da mesma maneira, a sua alimentação, seja por sangue (necessário para a fêmea reproduzir) ou pelo néctar das flores (alimento exclusivo dos machos, mas que também abrange as fêmeas) é afetada pela desflorestação e destruição de habitat, pois, a fauna e a flora em uníssono, são devastadas (Li et al., 2014). A conseqüente intrusão dos seres humanos nestes locais e artificialização destas áreas poderia significar um problema de sobrevivência para a espécie, não fosse a sua capacidade de adaptação a novos habitats, nomeadamente os ambientes urbanos (Paupy et al., 2009).

O estudo da distribuição do *Ae. albopictus* em meio urbano é de extrema importância. Aparentemente, na larga maioria das regiões de distribuição não-nativa, a espécie prospera maioritariamente neste tipo de meio (Ayllón et al., 2018). Como tal, o conhecimento acerca dos padrões de distribuição nestes locais, assim como os fatores que estão associados aos mesmos permitirão que o combate a esta espécie seja mais efetivo. Deste modo, as medidas de controlo biológico da espécie, campanhas de sensibilização e destruição de micro-habitats propícios, poderão

---

2 Ovos mais resistentes ao frio e a dessecação, o ovo é maior e contém mais lipídios que o normal. Pensa-se que é característica única às populações de *Ae. albopictus* com latitudes mais elevadas (Bonizzoni et al., 2013).

ser realizados de uma forma mais efetiva e célere. As ações de prevenção de estabelecimento de novas populações também beneficiam deste conhecimento, nomeadamente através da monitorização constante dos locais considerados mais propícios ao seu surgimento.

Deste modo a análise estatística de associações entre os dados de observação da espécie com variáveis descritoras do ambiente urbano a um elevado detalhe espacial apresenta um potencial de utilidade elevado. Esta utilidade será ainda maior se a análise abranger múltiplos contextos urbanos, por exemplo a totalidade de um continente, ao invés de uma única área urbana. Isto, porque tal análise permite diferenciar fatores que têm um efeito à macro-escala (i.e., determinantes de diferenças entre diferentes áreas urbanas) de fatores que atuam à escala local (i.e., fatores que determinam a distribuição da espécie no interior de todas as áreas urbanas). Devido à elevada disponibilidade de dados de distribuição, assim como a disponibilidade de dados espaciais detalhados do meio urbano (*open access*), por exemplo para a União Europeia, este tipo de trabalho é possível de realizar para o *Ae. albopictus*.

## **1.1. Objetivos e estrutura da dissertação**

A presente dissertação tem 2 objetivos principais: *i*) o desenvolvimento de um modelo estatístico da distribuição do *Ae. albopictus* nas principais áreas urbanas da Europa, identificando os fatores ecológicos e ambientais mais relevantes na explicação da distribuição das populações conhecidas; *ii*) demonstrar a aplicabilidade deste tipo de modelos noutras áreas e noutros contextos geográficos através da execução de um mapa preditivo de risco de ocorrência de *Ae. albopictus* na cidade de Lisboa.

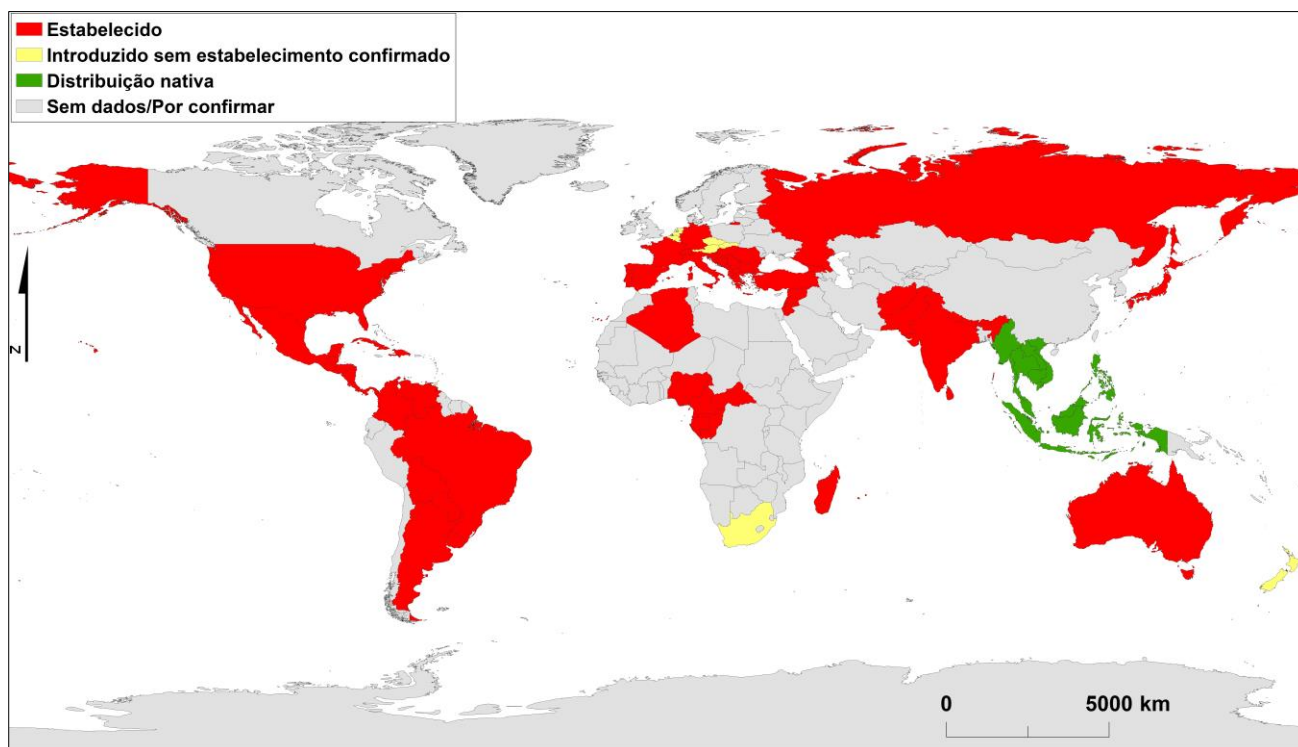
A estrutura da dissertação divide-se em 5 capítulos, o primeiro capítulo corresponde à introdução do enquadramento e objetivos do trabalho, e descrição da estrutura da tese. O segundo capítulo, incide sobre o enquadramento teórico de temas de enquadramento como aspetos ecológicos do *Ae. albopictus*, a sua dispersão pelo Mundo e na Europa, as suas implicações epidemiológicas, incluindo na Europa. O terceiro capítulo incide na descrição metodológica da implementação do modelo preditivo da distribuição do *Ae. albopictus* nas áreas urbanas europeias, assim como outros três modelos suplementares destinados a aferir a qualidade os dados de ocorrência. O quarto capítulo descreve a aplicação do modelo de distribuição para fins preditivos, nomeadamente através da realização de um mapa de risco de ocorrência da espécie na cidade de Lisboa, uma cidade que há data

a espécie ainda não alcançou. Por fim o quinto capítulo remete-se à discussão e considerações finais dos resultados obtidos e do trabalho efetuado.

## Capítulo 2. Vetor e arbovírus transmitidos e o contexto de ambos

### 2.1. Biogeografia e entomologia do vetor *Aedes albopictus*

O *Ae. albopictus* (Skuse, 1894) também conhecido como mosquito tigre, devido ao seu tom monocromático com manchas brancas que adornam o seu corpo negro, é nativo às florestas tropicais e temperadas do sudeste da Ásia (Paupy et al., 2009), podendo estender-se até às ilhas Maurícias, Seicheles e Madagáscar. Já invadiu locais como o continente europeu, ambas as américas, África e está também presente em vários locais e ilhas ao longo dos oceanos Pacífico e Índico (Lounibos, 2002; Paupy et al., 2009; Van Gompel & Van Bortel, 2008). A sua distribuição quase global (figura 2.1) atesta a sua capacidade de se estabelecer em territórios que apresentam características ambientais diversas.



**Figura 2.1** – Distribuição do *Aedes albopictus* no mundo (Fontes - Benedict et al., 2007; sitio web da ECDC *Factsheets Aedes albopictus*)

O *Ae. albopictus* é exofágico<sup>3</sup> e diurno, alimentando-se preferencialmente ou ao início da manhã ou mais ao final da tarde, dependendo de alguns fatores como a estação do ano, a região onde se encontram e a disponibilidade de alimento (Delatte et al., 2010; Paupy et al., 2009; Van Gompel & Van Bortel, 2008). A plasticidade ecológica desta espécie permitiu-lhe povoar de forma bastante eficaz zonas urbanas densas. Atualmente é lhe reconhecida a capacidade de utilizar recipientes artificiais com água estagnada para a oviposição<sup>4</sup>, como vasos, banheiras, pneus, baldes, lonas ou bidons. Estes são meios de oviposição bastante dispares dos utilizados na região nativa, que compreendem reentrâncias em troncos de árvores e em plantas de bambu. O período do ano em que a espécie é mais abundante varia consoante a disponibilidade de alimento e água, bem como as variações de temperatura (Delatte et al., 2010; Scholte et al., 2007).

A abundância sazonal da espécie também pode variar fortemente em função da localização geográfica (Kraemer et al., 2015; Manica et al., 2016; Marrama Rakotoarivony & Schaffner, 2012; Paupy et al., 2009; Valerio et al., 2010). Por exemplo, em Roma, o pico de abundância ocorre no fim de agosto a setembro, mas as fêmeas podem ficar ativas até no inverno (Toma et al., 2003). No lado oposto do espectro temos populações em climas tropicais como Chiang Mai no norte da Tailândia. Neste local, a abundância da espécie, é mais elevada nos meses de maio a abril, sendo raramente observada na estação seca (Mogi et al., 1988).

Quanto à tipologia das presas do *Ae. albopictus*, nas regiões nativas a sua opção recai principalmente sobre os mamíferos (Paupy et al., 2009). No entanto, sendo um predador oportunista, (principalmente as fêmeas), este consegue alimentar-se em répteis, aves ou até anfíbios. Contudo, havendo possibilidade de escolha entre sangue humano e outro, os estudos realizados revelam a preferência pelo primeiro (Paupy et al., 2009). Daí que em zonas como África e Roma as populações do *Ae. albopictus* se apresentem altamente antropofílicos<sup>5</sup>, aumentando, portanto, a propensão de ser ponte viral entre humano-humano, humano-animal e animal-humano, dilatando o risco de transmissão

---

<sup>3</sup> Um mosquito exofágico alimenta-se ao ar livre, acessado em agosto de 2020, em <https://www.cdc.gov/malaria/glossary.html#e>.

<sup>4</sup> Ação de colocar ou pôr ovos, *Merriam-Webster*. (n.d.). *Oviposit*. In *Merriam-Webster.com dictionary*, acessado em agosto de 2020 em, <https://www.merriam-webster.com/dictionary/oviposit>.

<sup>5</sup> Um mosquito antropofílico alimenta-se preferencialmente de sangue humano, acessado em agosto de 2020, em <https://www.cdc.gov/malaria/glossary.html#a>.

de doenças zoonóticas<sup>6</sup>. Por fim a longevidade do mosquito adulto pensa-se ser entre quatro a seis semanas, o ciclo gonotrófico<sup>7</sup> será entre três e cinco dias. Esta espécie é multivoltina pois apresenta entre 5 a 17 gerações por ano (Delatte et al., 2010; Gratz, 2004; Manica et al., 2016; Medlock et al., 2015; Paupy et al., 2009; Valerio et al., 2010; Van Gompel & Van Bortel, 2008).

## 2.2. Doenças associadas ao *Aedes albopictus*

A espécie é principalmente conhecida pela sua capacidade como vetor de 4 serotipos de arbovírus causadores da febre da dengue. Os arbovírus dizem respeito às doenças virais depositadas em artrópodes, uma contração da expressão *arthropod-borne virus*. Estes necessitam basicamente de um artrópode que se alimente de sangue, hematófago, para completar ponte vetorial entre hospedeiros. Para que o vírus seja transmitido do mosquito infetado para animais ou para humanos, precisa de estar presente nas glândulas salivares. Um círculo normal de transmissão por picada começa quando o mosquito fêmea (o único que se alimenta de sangue, pois necessita das proteínas e do ferro para o desenvolvimento dos ovos) se alimenta de sangue infetado. De seguida esse sangue entra no sistema circulatório e finalmente chega às glândulas salivares do mosquito onde este se replica. Finalmente este mosquito infetado alimenta-se de outro hospedeiro, onde, injeta a saliva antes de se alimentar e transmite por consequente o vírus (António et al., 2018). Estes arbovírus causam nos humanos três sintomas principais: a febre, a febre hemorrágica e meningoencefalite. Sendo que o mais comum será a febre, seguido de dores de cabeça, mal-estar e mialgia, todavia nem todas as pessoas reagem de igual forma nem com a mesma severidade, à mesma doença (Gubler, 2006).

Apesar de outra espécie sua congénere, o *Ae. aegypti*, ser considerado o vetor principal da dengue, o *Ae. albopictus* também contribui fortemente para os números de contágios por esta doença em muitas regiões do globo. Para além da DENV, o *Ae. albopictus* é também vetor de chikungunya (CHIKV), tendo esta capacidade dado origem a surtos recentes desta doença em Itália (Rezza et al., 2007), França (Delisle et al., 2015; Grandadam et al., 2011), Índia, África central e nas ilhas no sudoeste do Pacífico.(Paupy et al., 2009). O papel do *Ae. albopictus* na transmissão de Zika (ZIKV)

---

<sup>6</sup> Doenças transmitidas pelos animais, sendo muitas vezes perigosas para a saúde humana e transmissíveis, acedido em agosto de 2020, em <https://www.cdc.gov/onehealth/basics/zoonotic-diseases.html>.

<sup>7</sup> Período entre a alimentação da fêmea de sangue humano e a oviposição, acedido em agosto de 2020, em <https://www.cdc.gov/dengue/resources/factsheets/mosquitolifecyclefinal.pdf>.

sempre foi avaliado como uma possibilidade, sendo que atualmente parecem existir provas, na Europa, que o *Ae. albopictus* é efetivamente vetor de ZIKV, pois em outubro de 2019 foi reportado uma transmissão de ZIKV, em França (Brady & Hay, 2019). Até à data estes são os únicos arbovírus, que o *Ae. albopictus* é reconhecido como vetor (Gould et al., 2017; Kraemer et al., 2015), pese embora também se questione o seu possível papel na transmissão da febre amarela e o vírus do Nilo Ocidental (Di Luca et al., 2017; Gould et al., 2017; Gubler, 2006). Para além destes foi também demonstrado em laboratório que o *Ae. albopictus* é capaz de transmitir 26 vírus das famílias *Flaviviridae*, *Togaviridae*, *Bunyaviridae*, *Reoviridae* e *Nodaviridae* (Paupy et al., 2009). Por fim, em adição a estes vírus, o *Ae. albopictus* é ainda capaz de transmitir parasitas causadores da dirofilariose, uma doença que afeta maioritariamente canídeos, mas que pode afetar também seres humanos, ainda que de uma forma residual.

## **2.3. Caracterização da dispersão e estabelecimento da espécie**

### **2.3.1. Fatores responsáveis pela dispersão global da espécie**

O elevado sucesso do mosquito tigre como espécie invasora, resulta da conjugação de três fatores: primeiro as antrópicas, (i.e., a ação de transporte medida por humanos), depois os referentes à biologia e comportamento da própria espécie que possibilitam a sua sobrevivência em ambientes antrópicos, e por fim as alterações climáticas, que trazem condições favoráveis para a espécies em novos locais.

A globalização trouxe consigo o transporte intercontinental de mercadorias e de passageiros a uma escala global. Especialmente nas últimas décadas, o número de voos comerciais tem vindo a crescer de forma significativa, assim como o transporte de bens e mercadoria por via marítima e transporte rodoviários, potencializando que espécies como o *Ae. albopictus* se dispersem pelo mundo. Esta espécie é habitualmente introduzida através do comércio de pneus usados ou em vasos de plantas decorativas, particularmente a *Dracaena sandariana*, conhecida como bambu da sorte. A espécie é transportada normalmente em estágio de zigoto ou larval dentro destes recipientes (Tatem et al., 2006).

A dispersão do mosquito pode também ser promovida por transportes não comerciais, nomeadamente dentro de automóveis. Através de um estudo feito no verão de 2015 para a zona de Barcelona (Eritja et al., 2017), estima-se que, em cada 1000 carros são transportados entre 2 a 11

indivíduos adultos do mosquito tigre. Isto significa que numa metrópole como Barcelona, onde existem mais de 6,5 milhões de viagens num dia útil, teremos cerca de 12 mil (2 mosquitos a cada 1000 carros) a 71 mil (11 mosquitos a cada 1000 carros) indivíduos a serem deslocados diariamente. Este tipo de dispersão é muitas vezes ignorado, mas pode corresponder a uma alta proporção dos eventos de transporte do mosquito para novas áreas.

A plasticidade ecológica da espécie desempenha também um papel de elevado relevo na sua dispersão global. Nomeadamente, os indivíduos introduzidos em zonas mais temperadas, apresentam ovos mais resistentes ao frio, através dos ovos diapausa que permite que a espécie subsista onde os adultos não conseguiriam devido ao frio. Estes ovos diapausa apresentam uma certa dormência, algo semelhante a uma hibernação, eclodindo quando as condições são favoráveis. Na Europa comprovou-se que estes ovos diapausa podem sobreviver até  $-10^{\circ}\text{C}$  (Medlock et al., 2015). As populações introduzidas deste mosquito, apresentam também adaptações comportamentais que possibilitam a reprodução em zonas urbanas e suburbanas, nomeadamente a capacidade de se reproduzirem em contentores de plástico, pneus e até peças de carros inutilizadas, basicamente qualquer recipiente antrópico (Simard et al., 2005). Estas áreas urbanizadas são conhecidas por terem bastante alimento, principalmente humano, mas também algum animal, nomeadamente animais de estimação (Eritja et al., 2017; Kraemer et al., 2019; Lounibos, 2002).

Finalmente as alterações climáticas, juntamente com a elevada aptidão de adaptação a zonas temperadas do mosquito, fazem com que as áreas que o *Ae. albopictus* consegue alcançar sejam cada vez mais extensas, como por exemplo a Europa do Norte (Martinet et al., 2019). Porém, não é apenas o aumento da temperatura média que influencia, diretamente, a dispersão de uma espécie como o *Ae. albopictus*. Existem também fenómenos climáticos extremos (Cleeland et al., 2020), como as cheias (Franklin, 2010b), que aumentam os locais de procriação do mosquito (Van Gompel & Van Bortel, 2008), que podem modificar o processo invasivo da espécie. Podendo até ser um perigo para a biodiversidade, na medida em que muitas vezes as espécies nativas não oferecem competição, e perdem potencial de adaptação num contexto de subida de temperatura, favorecendo o *Ae. albopictus*, com génotipos adaptados a climas (sub)tropicais (Walther et al., 2009).

## 2.4. Contextualização do vetor na Europa

### 2.4.1. O surgimento e história

Atualmente existem seis espécies de mosquitos do género *Aedes* introduzidas na Europa, são estas o *Ae. albopictus*, *Ae. aegypti*, *Ae. japonicus*, *Aedes koreicus* e o *Aedes atropalpus* e mais recentemente o *Aedes triseriatus*. Destes, o *Ae. albopictus* é o que representa maior extensão de área colonizada no continente europeu, sendo também a espécie que mais preocupa as entidades médicas e científicas (Medlock et al., 2015).

As duas grandes causas para a introdução inicial do *Ae. albopictus* na Europa, terão sido a importação de pneus e a importação da planta *Dracaena sanderana* (Gratz, 2004; Paupy et al., 2009). Atualmente a espécie apresenta registos de presença em 27 países da Europa (ECDC, 2020).

A dispersão da espécie na Europa progrediu cronologicamente da seguinte maneira:

- O primeiro registo de observação ocorre na Albânia em 1979, na cidade de Laç no norte do país (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Pensa-se que a introdução ocorreu através da importação de pneus vindo da China.
- Observação de indivíduos em Itália em setembro de 1990, na cidade de Génova. Este evento foi seguido do primeiro estabelecimento conhecido de uma população em Pádua a nordeste. Considera-se que a partir desta população de Pádua o mosquito foi dispersado pelo país, quase exclusivamente pelo comércio de pneus usados (Takumi et al., 2009; Van Gompel & Van Bortel, 2008).
- Em França o mosquito foi detetado no outono de 1999, mais uma vez junto a dois armazéns de pneus usados (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Existem indícios de que a origem destes pneus tenha sido os EUA ou o Japão. Em todas as deteções do mosquito nos anos 2002, 2004 e 2006, a origem terá sido pneus provenientes dos EUA (Collantes et al., 2015; Van Gompel & Van Bortel, 2008).
- No outono de 2000 foi observado na província de Oost-Vlaanderen junto à cidade de Antuérpia na Bélgica (Schaffner et al., 2004). No entanto, ainda não existem registos de populações permanentes da espécie no país (ECDC, 2020).

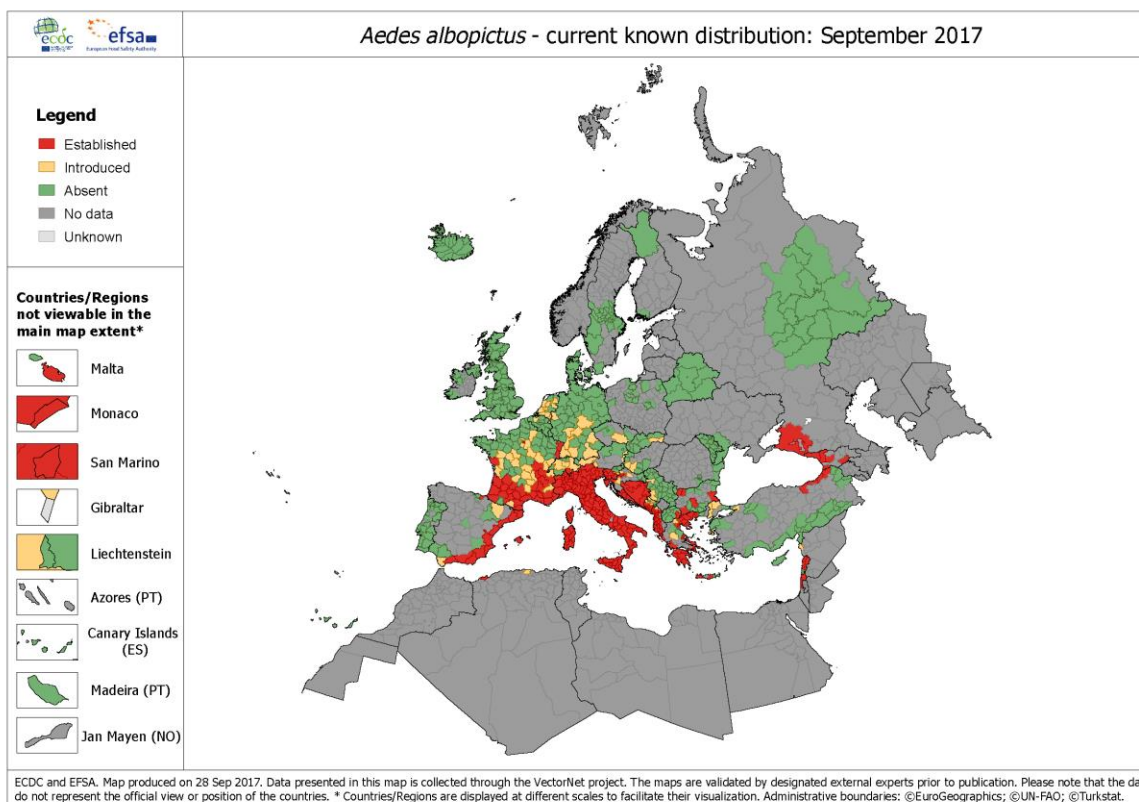
- Montenegro teve a primeira observação do mosquito em agosto de 2001 junto a Podgorica, capital do país. Foi apenas encontrado um espécime em pneus provenientes da Alemanha. Até 2002 a espécie dispersou-se por mais áreas urbanizadas. De 2003 a 2006 vários outros núcleos de dispersão foram encontrados. Em 2003 foi localizado em Bar, Sutomore e Ulcinj, 2004 na Península Lustica, 2005 em Budva e Adrijevica, e finalmente em 2006 em Prcanj, Herceg Novi (Van Gompel & Van Bortel, 2008). O mosquito atualmente está maioritariamente estabelecido nas cidades ao longo da costa e continua a dispersar-se ao longo do país, com vários focos de tipologia de introdução no interior e até junto da fronteira com a Sérvia (Van Gompel & Van Bortel, 2008).
- Na Suíça o primeiro foco detetado teve lugar em Ticino no verão de 2003. O governo conseguiu impedir o estabelecimento do mosquito durante vários anos, mas em 2012 o mosquito tigre consegue estabelecer-se a sul no país, onde em 2020 continua estabelecido. (ECDC, 2020; Neteler et al., 2013).
- Na Grécia o primeiro registo terá sido na ilha de Corfu em 2003, que fica muito próximo da Albânia, com existência prévia da espécie. Em 2006, os habitantes desta ilha indicam que já existia a presença do mosquito há vários anos (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Atualmente os maiores focos de estabelecimento da espécie encontram-se situados junto ao litoral, nas ilhas, na região de Peloponeso e junto às três fronteiras terrestres com a Albânia, Bulgária e Macedónia do Norte (ECDC, 2020).
- Em Espanha a primeira observação registada do mosquito foi em 2004, a 9 de agosto na cidade de Sant Cugat del Vallès, num quintal privado dentro de um buraco de uma árvore (Aranda et al., 2006). Esta cidade fica a 15 quilómetros de Barcelona e tem mais de 70 mil habitantes. Em entrevistas com estes mesmos habitantes crê-se que o mosquito estaria já presente há pelo menos dois anos. Ao contrário de outros países ao longo da Europa, a dispersão do mosquito em Espanha parece estar ligada a tráfego rodoviário, com dois dos focos junto a uma das principais autoestradas (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Em 2005 outro foco foi sinalizado, este a 500 quilómetros do primeiro, em Alicante (Aranda et al., 2006). Atualmente a dispersão do mosquito está um pouco por todo o país à exceção da costa norte e oeste, com principal incidência no litoral sul e este assim como na região da Catalunha (ECDC, 2020).
- No outono de 2004 foi registado em Zagreb capital da Croácia (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Aqui foram encontradas larvas num recipiente com água estagnada numa área florestal a sul dos subúrbios. Em 2005 foi encontrada outra larva a 4 quilómetros do primeiro foco,

junto de um armazém de importação de pneus de Itália. Sugere-se que a fonte de introdução do mosquito, pela proximidade ao porto de vários focos, tenha sido barcos vindos de Itália (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Atualmente segundo os mapas de distribuição da ECDC, o país na totalidade parece ter a espécie estabelecida, a única zona que não apresenta dados da espécie é a área junto à fronteira com a Bósnia e Herzegovina, aparentemente por não ter dados (ECDC, 2020).

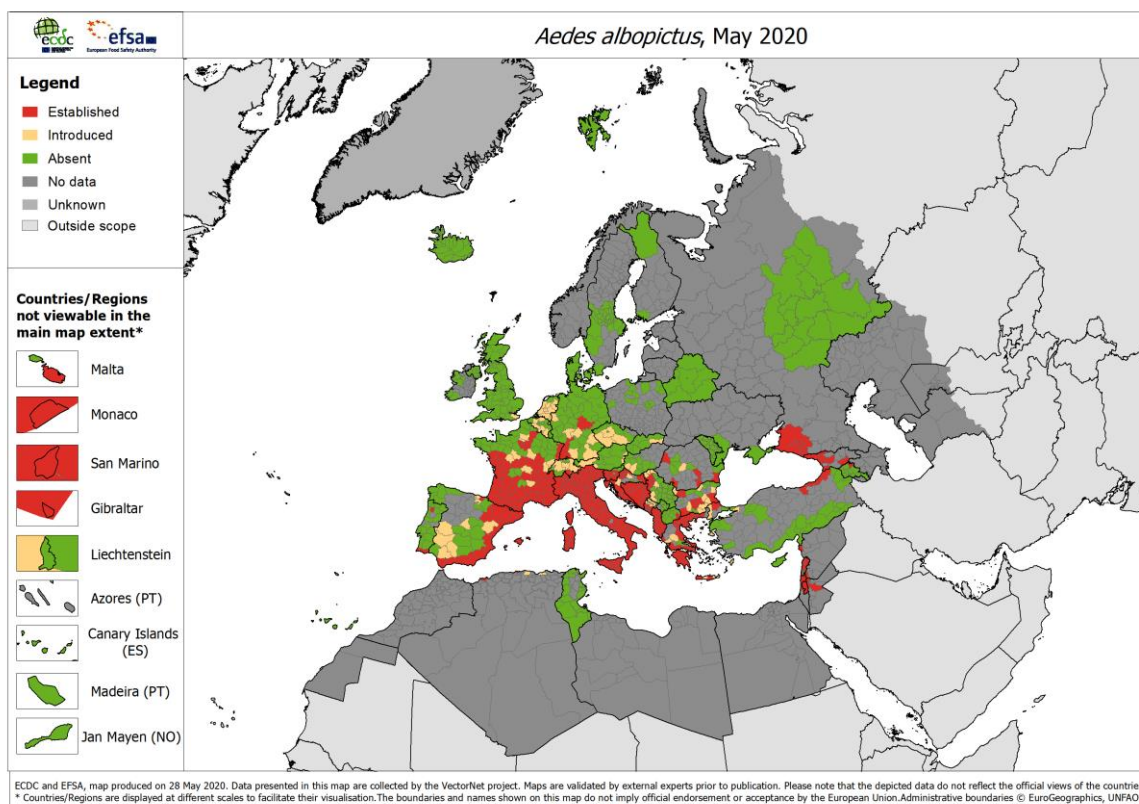
- Através de uma inspeção de rotina numa empresa de horticultura a julho de 2005, foi encontrado também na Holanda o *Ae. albopictus*, no município de Haarlemmermeer (Takumi et al., 2009; Van Gompel & Van Bortel, 2008). Vários registos de observação ocorreram posteriormente, mas até ao momento não se conhecem registos de populações estabelecidas no país, apenas de introdução (ECDC, 2020).
- Na Eslovénia a espécie foi encontrada junto das cidades de Izola e Piran no verão de 2005, pensa-se que devido a uma introdução por via rodoviária, eventualmente do nordeste de Itália (Van Gompel & Van Bortel, 2008). Na atualidade o *Ae. albopictus* conseguiu estabelecer-se na totalidade do país com exceção de um pequena região junto à fronteira com Áustria a nordeste (ECDC, 2020).
- Na Bósnia e Herzegovina pensa-se que o primeiro foco tenha sido no outono de 2005 na cidade de Banja Luka e pouco mais se sabe (Van Gompel & Van Bortel, 2008). No presente o *Ae. albopictus* encontra-se estabelecido da totalidade do país (ECDC, 2020).
- No que aos dados de distribuição na Alemanha dizem respeito, desde 2007 que existem avistamento de ovos, estes juntos à autoestrada A5, mais concretamente a sudeste, junto da fronteira com França. Deste modo, todos os focos do mosquito pensa-se estarem ligados ao tráfego rodoviário e principalmente a esta autoestrada em específico (Werner & Kampen, 2015). No entanto atualmente o foco de continua a existir a sudoeste do país, cada vez mais a subir a norte ao longo da A5, todavia, atualmente existe um foco no interior (ECDC, 2020).
- Finalmente em Portugal, foi registado o *Ae. albopictus* pela primeira vez em setembro de 2017 numa empresa de pneus no município no Penafiel na freguesia de Guilhufe e Urrô. Desde 12 de junho a 20 de dezembro desse mesmo ano foram recolhidos 103 mosquitos tigris. A maior parte dos adultos foram capturados em outubro e os indivíduos em fase imatura (o estágio de larva e pupa) em setembro (Osório et al., 2018).
- Novamente em território nacional, mas desta vez a sul no país, mais concretamente no município de Loulé, no ano de 2019, todavia existem evidências da existência da espécie no local desde 2017. Aqui foi encontrada uma colónia de *Ae. albopictus*, sendo capturados

através de armadilhas, 330 fêmeas e 119 machos e 19004 ovos. O período temporal a que estes resultados dizem respeito, são efetivamente do ano de 2019, mais concretamente dos mês de janeiro a dezembro, 53 semanas, sendo que apenas a 9 de maio existiu sinais do *Ae. albopictus*, ora o pico de abundância terá sido entre os meses de setembro e novembro assim como a freguesia com maior abundância foi a freguesia de Almancil (Osório et al., 2020).

A velocidade de dispersão e colonização desta espécie na europa é de aproximadamente de 100 quilómetros por ano. E existe a expectativa que possa subir aos 150 quilómetros/ano até 2024 (Kraemer et al., 2019). Esta elevada capacidade de dispersão é perceptível pela interpretação das figuras 2.2, referente a 2017, e 2.3 referente a 2020, podemos observar que maior parte das zonas identificadas a amarelo pelo ECDC (onde a espécie estava classificada como introduzida) se encontram atualmente a vermelho (com populações estabelecidas). Do mesmo modo muitas regiões a verde, ou seja, sem registos da espécie se encontram agora com observações ou populações estabelecidas. Por exemplo, França apresenta mais regiões a vermelho e amarelo, Espanha segue a mesma tendência, cada vez mais para norte e cada vez mais para o interior. E em 3 anos Portugal passou de não ter registos do mosquito tigre, para ter dois focos do mesmo, um a norte e outro a sul.



**Figura 2.2** – Distribuição do *Aedes albopictus* na Europa em setembro de 2017 (Fonte – extraído do sítio web da ECDC)



**Figura 2.3** - Distribuição do *Aedes albopictus* na Europa em maio de 2020 (Fonte – extraído do sítio web da ECDC)

## 2.4.2. Maiores surtos na Europa – Impacto dos arbovírus na Europa

Na Europa a larga maioria de surtos de arbovírus iniciaram-se com indivíduos humanos portadores de infeções contraídas fora da Europa. Estes indivíduos atuam como repositório inicial dos agentes patogénicos que são subsequentemente dispersos pelo *Ae. albopictus*. De maneira que, a presença de uma espécie como o mosquito tigre, torna o que seria apenas um caso único de um turista ou viajante infetado, num possível surto de outras proporções.

Na Europa os casos de transmissão local associados aos *Ae. albopictus* foram:

- O primeiro caso de transmissão atribuído ao *Ae. albopictus* decorreu em Ravenna, Itália, em 2007. Foram registados cerca de 200 casos de CHIKV, entre julho e setembro (Medlock et al., 2015).
- Em Nice, França ocorreu outro evento de CHIKV em 2010. Nesse mesmo ano foram também identificados neste local, dois casos de transmissão autóctone de DENV, os primeiros registados na Europa desde dos anos 20 do século passado (Medlock et al., 2015).
- Também em 2010, na Croácia, foi registado mais um caso de transmissão local de DENV (Medlock et al., 2015).
- Em 2013 em França, regista-se outro caso de transmissão autóctone de DENV, junto à cidade de Aix-en-Provence.
- Novamente em França, em 2014 foram registados 3 novos casos isolados de transmissão de DENV em agosto e setembro (Medlock et al., 2015).
- Em outubro de 2014, mais 11 casos de CHIKV foram registados em Montpellier, França (Delisle et al., 2015).
- Outro evento de transmissão de CHIKV ocorreu em 2017 em Itália, onde 337 pessoas foram infetadas, em Anzio e em Roma (Mariconti et al., 2019).
- Em França, em 2019, 3 pessoas foram infetadas com ZIKV. Este evento comprovou o envolvimento, há muito expectável, do *Ae. albopictus* na transmissão deste arbovírus (Brady & Hay, 2019).



## Capítulo 3. Modelação preditiva da distribuição observada do *Aedes albopictus* em áreas urbanas da Europa

### 3.1. Introdução

Trabalhos relacionados com a análise da distribuição espacial do *Ae. albopictus* na Europa com recurso a Sistemas de Informação Geográfica (SIG) não são incomuns (*e.g.* Cunze et al., 2018, Kraemer et al., 2019). No entanto, a larga maioria dos trabalhos existentes têm sido desenvolvida a baixas resoluções espaciais (p.ex., resoluções de célula entre 50 e 1 km; Caminade et al., 2012; Cunze et al., 2016; Ibáñez-Justicia et al., 2020; Medley, 2010), e focando-se maioritariamente na quantificação da importância e tipo de efeito dos fatores climáticos. O que é menos comum até à data, são trabalhos realizados a uma elevada resolução espacial e que considerem outros fatores além dos climáticos tais como tipologias de uso e ocupação de solo. Este é também o caso da distribuição do *Ae. albopictus* nas principais áreas urbanas da Europa. Embora alguns trabalhos tenham analisado a distribuição da espécie em cidades Europeias (p.ex., EEA, 2020), existe um desconhecimento acerca dos padrões e determinantes da distribuição da espécie a uma resolução detalhada.

Neste contexto, este trabalho pretende efetuar a primeira análise pan-Europeia dos padrões e determinantes da distribuição local do *Ae. albopictus* em áreas urbanas. Esta análise assenta no cruzamento de dados de distribuição observada do *Ae. albopictus* e os fatores humanos e ambientais existentes nestes mesmos locais. Para além da relevância inferencial, os resultados desta análise são também relevantes para fins preditivos, tais como prever a distribuição potencial da espécie em condições climáticas ou de uso de solo futuro ou em locais onde a espécie ainda não ocorre (como explorado no capítulo 4.2). Como um todo, os resultados das análises propostas irão permitir obter um conhecimento mais aprofundado das preferências ambientais e ecológicas do *Ae. albopictus* na Europa, ajudando a combater a espécie invasora através da antecipação de um possível estabelecimento, por exemplo através do aprimoramento das estratégias de vigilância entomológica e de combate ou erradicação do vetor, em situações em que ele já se encontra estabelecido.

### 3.2. Enquadramento geral teórico sobre modelação preditiva de distribuição de espécies

A distribuição espacial e temporal de uma espécie é provavelmente a informação mais amplamente utilizadas em análises ecológicas e biogeográficas (Beale & Lennon, 2012). Os modelos da distribuição de espécies (“SDM”; do inglês *Species Distribution Modelling*) definem-se como um conjunto de procedimentos que permitem estimar a distribuição passada, atual ou futura de uma determinada espécie, identificando para cada período os locais adequados à existência de populações da mesma (Pearson, 2007). Estes modelos são uma ferramenta altamente versátil, ajudando a delimitar a extensão geográfica existente ou potencial de uma ou mais espécies, através da relação observada entre a fisiologia, distribuição (ou abundância) destas e características ambientais (p.ex. condições climáticas ou propriedades do solo etc.) e humanas (p.ex. densidade populacional ou presença de áreas artificializadas etc.). Além da ecologia e biogeografia estes modelos são amplamente utilizados em várias áreas da ciência, como a biologia da conservação, evolução e genética ou epidemiologia (Beale & Lennon, 2012; Elith et al., 2011; Elith & Leathwick, 2009; Pearson, 2007).

Em termos simples, os SDM assentam no conceito de nicho ecológico, como definido por George Evelyn Hutchinson (Capinha, 2009). A definição de nicho proposto por este investigador é descrita como um hipervolume que, num espaço ecológico multidimensional, encerra o conjunto de requisitos necessários para que uma espécie subsista e se reproduza indefinidamente. Cada dimensão neste hipervolume é dada por um fator ambiental (p.ex., temperatura, humidade, vegetação ou radiação solar) que é relevante para a espécie. Hutchinson apresenta o conceito de nicho ecológico como algo dinâmico, onde, a presença de uma espécie influencia o nicho de outra(s) e neste sentido, são considerados fatores abióticos mas também os bióticos (i.e., competição, predação, mutualismo, parasitismo ou canibalismo) na definição de nicho (Polechová & Storch, 2008). A modelação geográfica da distribuição de espécies é uma representação aproximada do hipervolume, que traduz o nicho, para uma determinada localização. Esta deve ser interpretada como uma distribuição potencial, pois a espécie muitas vezes não ocupa a totalidade do conjunto de condições que lhe se são adequadas (i.e., o seu nicho fundamental), por exemplo devido a limites à dispersão. A porção do nicho fundamental efetivamente ocupado pela espécie é denominada *nicho realizado* (Capinha, 2009).

Os fatores ambientais relevantes para uma espécie (i.e., o seu nicho) podem ser quantificados de duas formas. A primeira destas é através de modelos do tipo “mecanístico” (do inglês *mechanistic*),

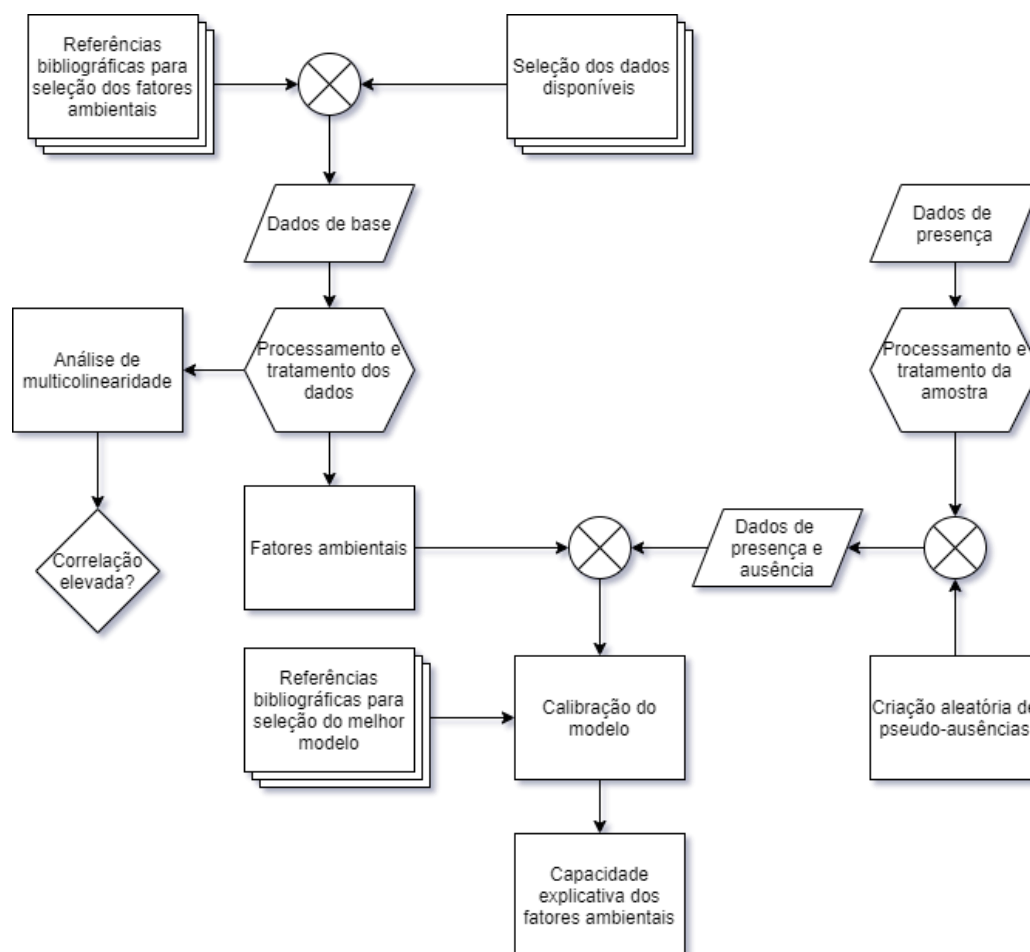
onde se tentam obter predições através da medição laboratorial de aspetos fisiológicos da espécie (*e.g.*, Evans et al., 2015) e da sua tolerância e resposta a padrões e variação nos fatores ambientais (p.ex., tolerância a extremos de temperatura ou variações de fotoperíodo). Deste modo, para implementar um modelo deste tipo é necessária trabalho experimental e geralmente intenta-se a uma compreensão completa dos requisitos da espécie (Pearson, 2007). Em teoria, este tipo de procedimento pode permitir atingir modelos extremamente fiáveis, mas na prática as múltiplas combinações de condições a ter em conta nas medições experimentais tornam o processo dispendioso e habitualmente a avaliação da fisiologia da espécie é apenas parcial. A segunda possibilidade de quantificação do nicho é através de modelos “correlativos” que se baseiam na associação estatística entre dados de distribuição da espécie e das características presentes nesses locais. Estas associações podem ser avaliadas através de modelos estatísticos de diferentes tipologias, nomeadamente modelos aprendizagem automática (*machine learning algorithms*), modelos de regressão “clássicos” ou modelos de simples de quantificação de distâncias/similaridades. Estes métodos normalmente são implementados através de *software* estatístico generalista, por exemplo “SPSS”, R, S ou S-PLUS (Capinha & Pateiro-López, 2014; Franklin & Miller, 2010) ou de *software* especializado de modelação de distribuição de espécies (*e.g.*, Maxent; Ibáñez-Justicia et al., 2020).

### **3.3. Dados e metodologias**

#### **3.3.1. Processos metodológico**

A modelação da distribuição do *Ae. albopictus* efetuada neste trabalho, segue uma abordagem metodológica correlativa, como maioritariamente adotado em trabalhos anteriores (Franklin, 2010c). Este modelo foi implementado através das seguintes etapas: *i*) compilação e filtragem dos dados de ocorrência da espécie nas áreas urbanas da Europa; *ii*) geração de dados de pseudo-ausências, que identificam as áreas da não presença da espécie; *iii*) recolha e processamento de variáveis espaciais preditoras; *iv*) Seleção de um sub-conjunto de variáveis preditores com base nos níveis de multicolinearidade existente entre as mesmas; *v*) calibração do modelo correlativo (modelo generalizado linear de efeito misto) ; *vi*) avaliação da capacidade preditiva do modelo, e da importância de cada variável preditora. Estes passos e procedimentos daí inerentes são descritos visualmente sob a forma de fluxograma na figura 3.1.

Servirá este capítulo para encontrar os valores explicativos de cada variável, para mais tarde no capítulo 4 se aplicar, através de uma modelação preditiva e numa outra área geográfica, um exemplo concreto deste tipo de metodologia preventiva em relação à dispersão da espécie.

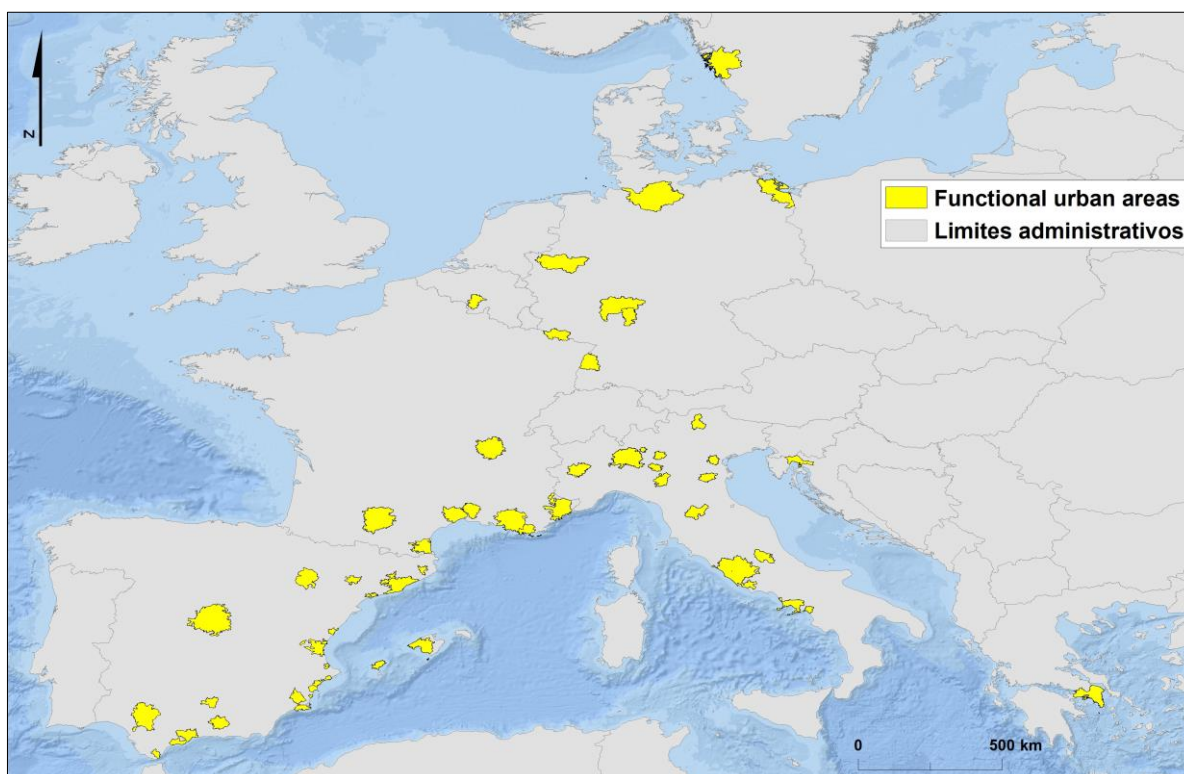


**Figura 3.1** – Esquema processual do modelo preditivo da distribuição do *Aedes albopictus*

### 3.3.1.1 Áreas de estudo

Com o objetivo de estudar a distribuição da espécie nas principais áreas urbanas da Europa, foram utilizados os perímetros urbanos definidos pelo tema *Functional Urban Areas* (FUA) na base de dados do *Urban Atlas* (EEA, 2012). Após a interseção com os dados de presença do *Ae. albopictus* (ver secção seguinte) foram analisadas 62 FUA, identificadas na figura 3.2 e descritas no quadro 3.1.

Podemos observar que os países com mais FUA representadas são Espanha com 27 e Itália com 15. A distribuição geográfica das FUA representadas ocorre maioritariamente junto à costa mediterrânea, espelhando a tendência espacial preferencial de dispersão do *Ae. albopictus* desde a sua introdução e estabelecimento inicial na Europa. Ainda assim, outras regiões também estão representadas como a Alemanha ou a Suécia, testemunhando a crescente distribuição da espécie pela Europa (figura 2.3).



**Figura 3.2** – Enquadramento geográfico das áreas de estudo

**Quadro 3.1** – Resumo do número total de *Functional Urban Areas* por país e população humana presente.

País	Número de FUA	População*
Alemanha	7	12493025
Bélgica	1	969349
Croácia	1	210994
Espanha	27	3268810
França	9	7659524
Grécia	1	3699481
Itália	15	17410065
Suécia	1	938827
<b>Total</b>	<b>62</b>	<b>46650075</b>

\* Fonte: *Urban Atlas*.

### 3.3.2. Dados de presença e ausência do *Aedes albopictus* na Europa

Os dados relativos às presenças do mosquito na Europa foram obtidos através da plataforma *Global Biodiversity Information Facility* ([www.gbif.org](http://www.gbif.org), GBIF) em novembro de 2019. A base de dados daí obtida é um conjunto de outras bases de dados de ocorrência. Para este trabalho, foram apenas considerados registos em que as coordenadas geográficas apresentassem 3 ou mais casas decimais de precisão, permitindo obter uma precisão posicional de ~10m ou superior. Foram também retirados todos os registos sobrepostos ou localizados fora de áreas urbanas (definidas pelo limite das FUA). Por fim, de forma a diminuir enviesamentos espaciais dos dados recolhidos, foi elaborado um tema que corresponde a uma malha de quadrículas de 500 metros por 500 metros (anexo 1) e, de forma aleatória, foi selecionada unicamente 1 observação por quadrícula, utilizando a ferramenta do *QGIS* “*random selection within subset*”. Deste modo chegou-se ao número final de 1708 pontos de presença do *Ae. albopictus* (figura 3.3), que correspondem à janela temporal de 2007 a 2019 (quadro 3.3). O quadro 3.2 apresenta o total de ocorrências por FUA, onde é possível observar que a área urbana de Barcelona apresenta o número mais elevado de ocorrências, seguido de outras FUA como Valência, Palma de Maiorca e Málaga.

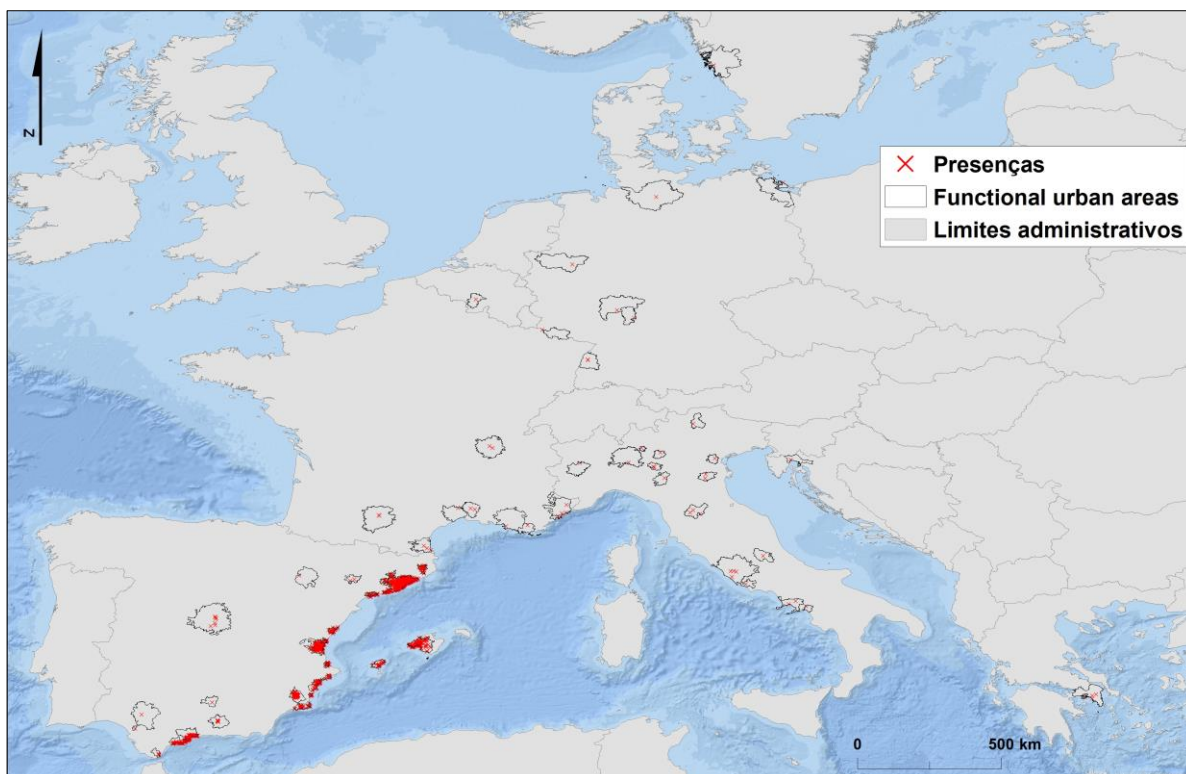
Para calibrar a maioria dos modelos correlativos de espécies é normalmente necessário possuir dados de presença e ausência da espécie (interpretados estatisticamente como positivos e negativos) ou dados de presença e de “pseudo-ausências” (anexo 2). Estes últimos correspondem a uma representação das condições disponíveis (Senay et al., 2013) e foram aqui gerados de forma aleatória em cada FUA utilizando o *software QGIS* e a ferramenta “*create random points inside polygon on QGIS*”. O único parâmetro definido na ferramenta foi a limitação de criar, por FUA, os mesmos números de pontos de pseudo-ausência que os de presença aí existentes. Por exemplo, Barcelona com 578 pontos de presença, foi representada por 578 pontos de pseudo-ausência. Estes procedimentos seguem as recomendações publicadas (Mateo et al., 2010) para a tipologia de análise estatística implementada na tese.

**Quadro 3.2 – Contagem do número de ocorrências por *Functional Urban Area***

Functional Urban Areas	Número	Functional Urban Areas	Número
L'Aquila	1	Offenburg	2
Zaragoza	1	Lleida	2
Latina	1	Sevilla	2
Bergamo	1	Firenze	3
Marseille	1	Perpignan	3
Brescia	1	Nice	4
Milano	1	Roma	4
Charleroi	1	Algeciras	4
Montpellier	1	Athina	4
Göteborg	1	Granada	6
Padova	1	Madrid	7
Hamburg	1	Reus	8
Parma	1	Torrevieja	9
Aschaffenburg	1	Igualada	11
Rijeka	1	Benidorm	12
Cannes	1	Manresa	15
Ruhrgebiet	1	Elche/Elx	15
Greifswald	1	Tarragona	22
Saarbrücken	1	Eivissa	25
Bolzano	1	Sagunto	25
Salerno	1	Gandia	33
Jaén	1	Cartagena	35
Torino	1	Castellón de la Plana/Castelló de la Plana	41
Frankfurt am Main	1	Girona	49
Toulon	1	Alicante/Alacant	52
Lyon	2	Marbella	68
Ferrara	2	Murcia	80
Napoli	2	Málaga	121
Cremona	2	Palma de Mallorca	163
Nîmes	2	Valencia	268
Toulouse	2	Barcelona	578
<b>Total de presenças - 1708</b>			

**Quadro 3.3 – Resumo cronológico do número de ocorrências e respetiva percentagem**

Anos	Número de ocorrências	Percentagem (%)
2007	1	0,06
2010	2	0,12
2011	1	0,06
2012	1	0,06
2013	1	0,06
2014	164	9,60
2015	701	41,04
2016	355	20,78
2017	389	22,78
2018	74	4,33
2019	19	1,11
<b>Total</b>	<b>1708</b>	<b>100</b>



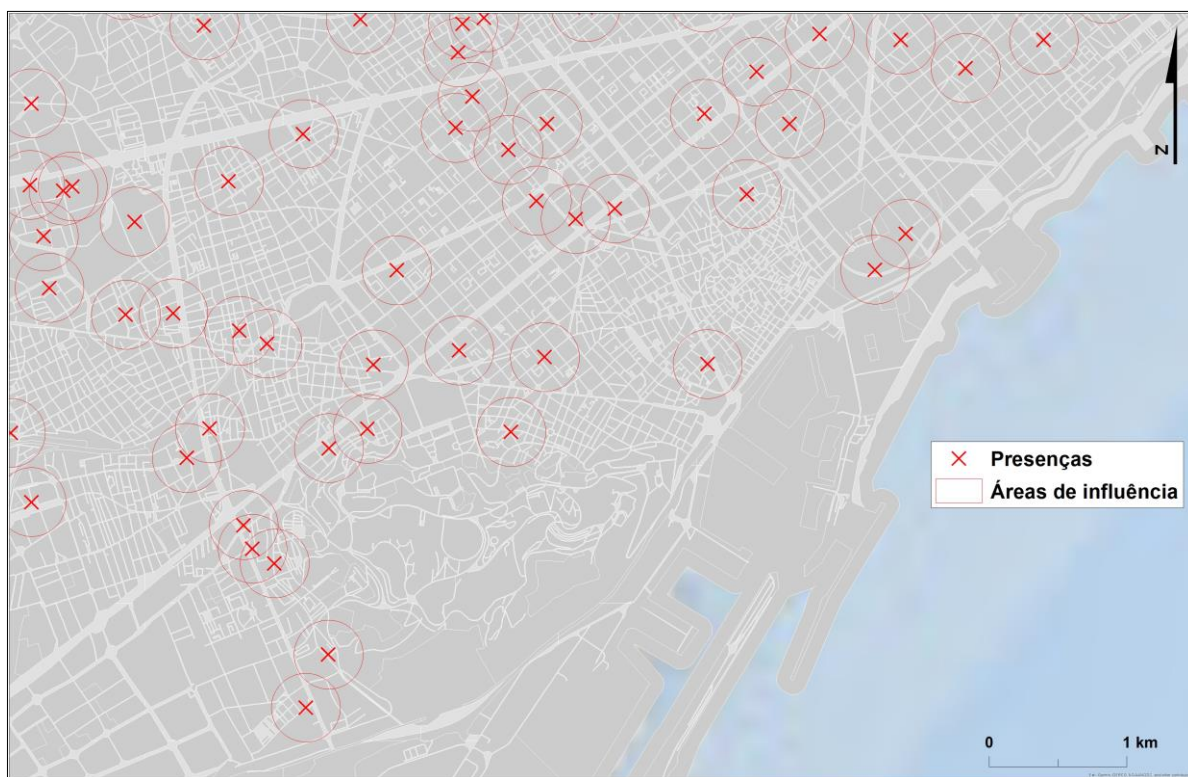
**Figura 3.3** – Enquadramento geográfico das ocorrências do *Aedes albopictus* nas áreas de estudo (Fonte – Global Biodiversity Information Facility GBIF)

### 3.3.2.1. Áreas de influência

A presença ou ausência de uma espécie é determinada por características do local considerado assim como da sua envolvente. Neste contexto, com base em fontes bibliográficas (Fischer et al., 2014; Honório et al., 2003), foi considerada uma área de influência das variáveis explicativas sobre o *Ae. albopictus*, de 250 metros de raio. Este valor representa aproximadamente a atividade de voo típica da espécie (ECDC, 2018; Kollars, 2018). Estas áreas de envolvente foram criadas tanto para os pontos de ocorrência como para as pseudo-ausências através da ferramenta *buffers* do *software ArcMap 10.8* (figura 3.5).

O processo de inclusão de cada fator ambiental no ficheiro final a utilizar na calibração do modelo final (secção seguinte), foi feito através de um processo de interseção espacial. Para isso foi utilizado a ferramenta *zonal statistics*, fazendo o cálculo – no caso específico das variáveis climáticas, população e os valores dos *culicidae* – da média para todos os todos os pixéis que fazem parte da zona de influência de cada observação do *Ae. albopictus*. Para o uso e ocupação do solo, foi utilizado um processo semelhante, mas desta vez correspondente ao somatório de células com cada classe de uso e ocupação de solo numa área de envolvente com raio 250 metros em torno dos pontos de presença e

pseudo-ausência. Destes procedimentos resultou o ficheiro com os valores que cada fator para cada área de influência, a utilizar para a calibração do modelo.



**Figura 3.4** – Enquadramento geográfico das áreas de influência num contexto urbano (FUA de Barcelona)

### 3.3.3. Fatores ambientais

#### 3.3.3.2. Preferências ecológicas do *Aedes albopictus*

Com o objetivo de selecionar um conjunto relevante de variáveis explicativas para integrar no modelo preditivo, são aqui descritas algumas relações bióticas e abióticas conhecidas para o *Ae. albopictus*.

O ciclo de vida do *Ae. albopictus* abrange 4 fases: ovo, larva, pupa e adulto. Destas 4 as 3 primeiras, são em ambiente aquático, sendo a última, a fase adulta, a única que se desenvolve em ambiente terrestre. Neste contexto, é necessária a compreensão dos requisitos de habitat de todas as fases da vida do mosquito e não apenas para a fase em que alcança a capacidade vectorial. As primeiras três fases de vida do *Ae. albopictus* em áreas urbanas decorrem habitualmente em recipientes com água

estagnada (p. ex., vasos, piscinas, pneus usados, sarjetas, bacias ou partes de carros usadas) (Caputo et al., 2012), enquanto que em áreas florestais os principais criadouros são águas estagnadas encontradas em recipientes de origem natural (p. ex.. troncos de árvores, troncos de bambu e flores) (Paupy et al., 2009), esta utilização também já foi reportada para zonas verdes em áreas urbanas (Hwang et al., 2020). Na última fase, a fase adulta, as fêmeas necessitam de sangue para conseguir as suas posturas, fazendo com que o contacto com presença humana seja relevante para a reprodução do *Ae. albopictus*.

Em consonância com a literatura científica, existe uma aparente propensão para que a espécie apresente comportamentos sinantrópicos em áreas urbanas. Pensa-se que esta preferência por espaços onde existe presença humana correlaciona-se com a procura de alimento por parte das fêmeas, e subsequente presença dos machos para a reprodução. Estas preferências por determinadas tipologias de solos explica a pertinência do uso da variável de uso e ocupação de solo como variável explicativa (e.g. Regos et al., 2018).

Assim como outras espécies de mosquitos, o *Ae. albopictus* é altamente sensível às condições climáticas, nomeadamente a extremos de temperatura. Estas podem ter uma influência direta na medida que a espécie não consiga subsistir, seja pelo efeito direto do frio ou do calor (Alto & Juliano, 2001; Delatte et al., 2009). Pode funcionar igualmente através de uma atuação mais indireta como na disponibilidade de água para a criação de criadouros naturais e artificiais ou até na existência ou não de vegetação (Waldock et al., 2013). Outra variável que é considerada relevante é a precipitação – principalmente a mínima (Kraemer et al., 2015) – que medeia a disponibilidade de água em recipientes onde as fêmeas podem então depositar os seus ovos e onde os estágios imaturos (os estágios de larva e pupa) se podem desenvolver (Paupy et al., 2009).

### **3.3.3.3. Seleção dos fatores ambientais**

#### **A) Escolha e resumo das variáveis independentes escolhidas**

Tendo em conta a informação constante na secção anterior, assim como a disponibilidade e as características de informação espacial existente, foram consideradas variáveis explicativas a incluir num modelo denominado de “principal” e a incluir em modelos “secundários”. O “modelo principal” pretende avaliar a influência dos fatores ecológicos e humanos na distribuição observada da espécie. Para esse fim este modelo incluiu as seguintes variáveis explicativas: uso e ocupação do solo; temperatura máxima do mês mais quente; temperatura mínima do mês mais frio; precipitação do mês

mais seco; e precipitação do mês mais húmido. Os modelos secundários pretendem averiguar se os resultados do modelo principal são de alguma forma enviesados por esforços amostrais desiguais ao longo das áreas de estudo. Para avaliar essa possibilidade, estes modelos integraram as variáveis incluídas no modelo principal conjuntamente com uma variável explicativa considerada representativa desse esforço amostral. Foram realizados dois modelos secundários distintos. O primeiro utilizou como variável explicativa adicional a distribuição da população humana. O pressuposto é que quanto maior a população humana num local, maior será o esforço amostral. Já no segundo, utilizou-se como variável explicativa adicional as observações de outras espécies de mosquitos. Neste caso o que se pressupõe é que quanto maior o número de observações de outros mosquitos, maior o esforço observacional. A estrutura, resolução, sistemas de coordenadas, ano e fonte de todas as variáveis explicativas estão resumidos no quadro 3.4.

**Quadro 3.4** – Resumo das características dos fatores ambientais utilizados no modelo preditivo de distribuição do *Aedes albopictus*

Tipo de dados	Estrutura dos dados	Resolução	Sistema de coordenadas	Ano	Fonte
Temperatura máxima do mês mais quente	Matricial	~1km	WGS 84	1979-2013	CHELSA
Temperatura mínima do mês mais frio					
Precipitação do mês mais chuvoso					
Precipitação do mês menos chuvoso					
População (distribuição da população)	Matricial	250m	Mollweide	2015	GHSL*
<i>Urban Atlas</i> (uso e ocupação do solo)	Vetorial - Polígonos	10m	ETRS 1989, LAEA	2011-2013	EC/EEA**
Dados de ocorrência <i>Culicidae</i>	Vetorial - Pontos	-	WGS 84	1984-2020	GBIF

\* GHSL – *Global Human Settlement Layer*

\*\* EC – *European Commission* (Comissão Europeia); EEA – *European Environment Agency* (Agência Europeia do Ambiente)

### **B) Uso e ocupação do solo – *Urban Atlas***

Os dados de uso e ocupação do solo disponibilizados no *Urban Atlas* 2012 enquadram-se no projecto “*Copernicus*” (ESA, 2019), tendo sido dinamizados pela Direção-Geral da Política Regional e Urbana (*Directorate-General for Regional and Urban Policy*) e da Direção-Geral da Empresa e Indústria (*Directorate-General for Enterprise and Industry*), com a colaboração com a Agência

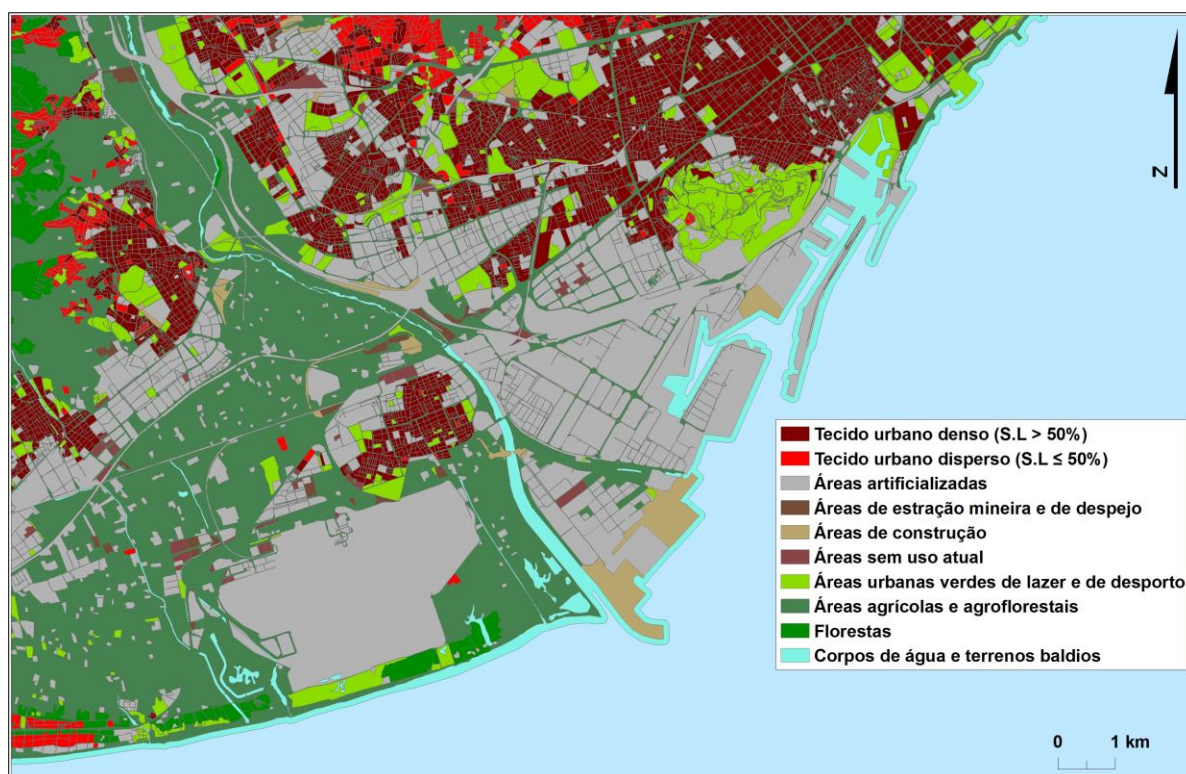
Espacial Europeia (*European Space Agency*) e a Agência Europeia do Ambiente (*European Environment Agency*). Estes dados resultam da combinação de imagens de satélite do satélite SPOT 5 e 6 assim como o Formosat-2 com imagens com resolução de 2 a 2.5 metros. O período temporal engloba os anos de 2011 a 2013. Os dados do *Urban Atlas 2012* têm a resolução mínima de 10 metros, o sistema de coordenadas é o ETRS 1989, LAEA<sup>8</sup>. Apesar de existir uma versão de dados uso e ocupação do solo para 2018, à data de execução desta tese esses dados ainda não se encontravam validados e como tal, não foi aqui considerada a sua utilização<sup>9</sup>.

O tratamento e processamento dos dados de uso do solo iniciou-se pela uma união de todos os polígonos com o mesmo código de uso. De seguida agruparam-se várias classes em classes mais abrangentes (descritas no quadro 3.5) de forma a evidenciar – segundo outros trabalhos e referências bibliográficas – uma capacidade explicativa mais elevada da presença do *Ae. albopictus*. Assim, depois deste processo, ficou-se com 10 classes; tecido urbano denso, S.L > 50% (1); tecido urbano disperso, S.L ≤ 50% (2); área artificializadas (3); área de extração mineira e de despejo (4); áreas de construção (5); áreas sem uso atual (6); áreas urbanas verdes de lazer e de desporto (7); áreas agrícolas e agroflorestais (8); floresta (9); corpos de água e terrenos baldios (10), esta última classe não foi utilizada pela sua pequena representatividade, insuficiente para ser possível integrar na modelação. Sendo assim, como demonstra a figura 3.5 este foi o resultado final, foco numa das FUA, neste caso a de Barcelona, para que se consiga ver em pormenor a alta resolução dos dados – área esta junto do aeroporto de Barcelona apresentando também todas as classes já mencionadas. Também no quadro 3.5 apresentam-se as percentagens de cada classe ao longo das FUA. Aí pode-se aferir que as classes que apresentam maior área ocupada são os usos s agrícolas e agroflorestais com 45%, o urbano denso com 25% da área total e a classe de floresta com 17%.

---

<sup>8</sup> Acedido em novembro de 2019 em, <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2012?tab=mapview>.

<sup>9</sup> Esta informação foi acedida e retirada do *website* em setembro de 2020 em, <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2012?tab=metadata>.



**Figura 3.5** – Exemplo das classes de uso e ocupação do solo efetuadas para uma área junto do aeroporto de Barcelona (Fonte – *Urban Atlas* 2016)

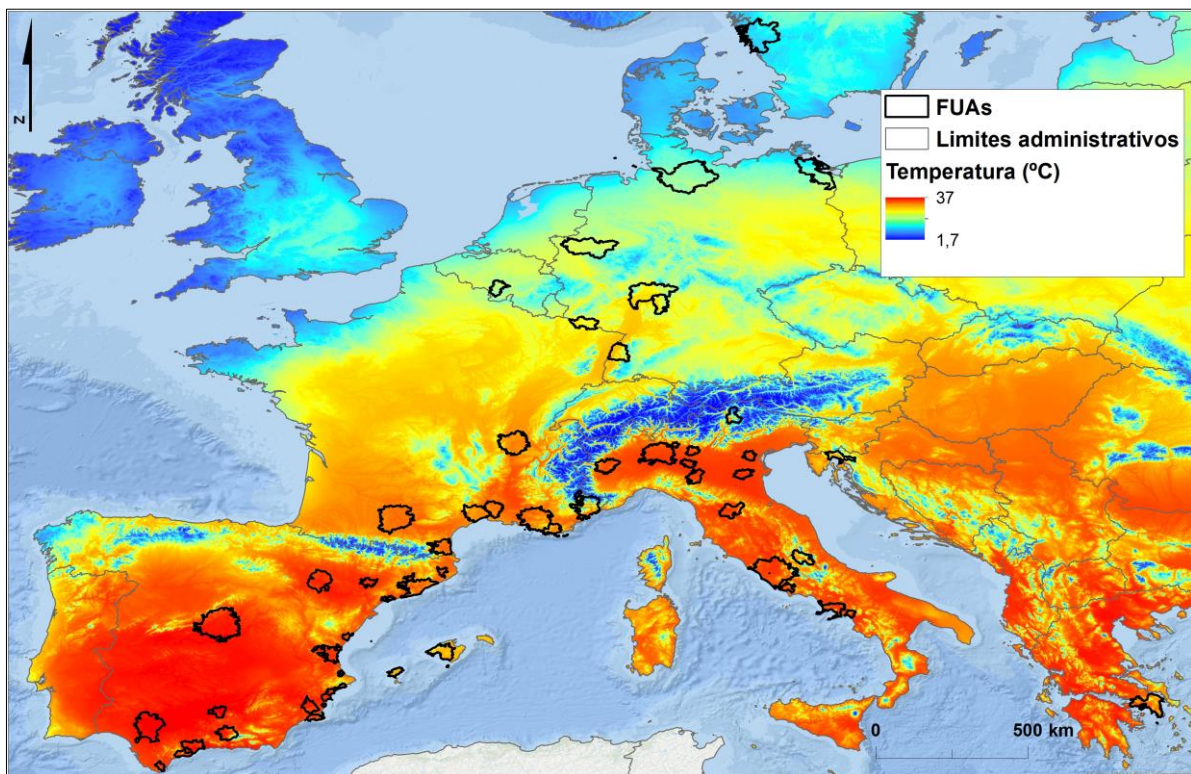
**Quadro 3.5** – Divisão e peso das classes designadas para todas as *Functional Urban Areas* utilizadas (Fonte – *Urban Atlas* 2016)

Mega classes	Código	Designação	Área ocupada (km2)	Percentagem (%)	Percentagem (%)
1	11100	Continuous urban fabric (S.L. : > 80%)	1493,90	1,04	25,26
	11210	Discontinuous dense urban fabric (S.L. : 50% - 80%)	34811,18	24,22	
2	11220	Discontinuous medium density urban fabric (S.L. : 30% - 50%)	1921,21	1,34	3,15
	11230	Discontinuous low density urban fabric (S.L. : 10% - 30%)	1416,17	0,99	
	11240	Discontinuous very low density urban fabric (S.L. : < 10%)	1184,25	0,82	
3	11300	Isolated structures	860,21	0,60	6,14
	12100	Industrial, commercial, public, military and private units	4053,99	2,82	
	12210	Fast transit roads and associated land	372,35	0,26	
	12220	Other roads and associated land	2855,39	1,99	
	12230	Railways and associated land	279,05	0,19	
	12300	Port areas	114,37	0,08	
	12400	Airports	283,19	0,20	
4	13100	Mineral extraction and dump sites	527,51	0,37	0,37
5	13300	Construction sites	189,80	0,13	0,13
6	13400	Land without current use	342,59	0,24	0,24
7	14100	Green urban areas	909,68	0,63	1,28
	14200	Sports and leisure facilities	926,76	0,64	
8	21000	Arable land (annual crops)	28520,54	19,84	44,61
	22000	Permanent crops (vineyards, fruit trees, olive groves)	6340,17	4,41	
	23000	Pastures	13931,95	9,69	
	24000	Complex and mixed cultivation patterns	342,85	0,24	
	32000	Herbaceous vegetation associations	14537,81	10,11	
	33000	Open spaces with little or no vegetation	454,09	0,32	
9	31000	Forests	24976,54	17,38	17,38
10	40000	Wetlands	277,85	0,19	1,46
	50000	Water	1814,21	1,26	
<b>Total</b>			<b>143738</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

### C) Temperatura máxima do mês mais quente e temperatura mínima do mês mais frio

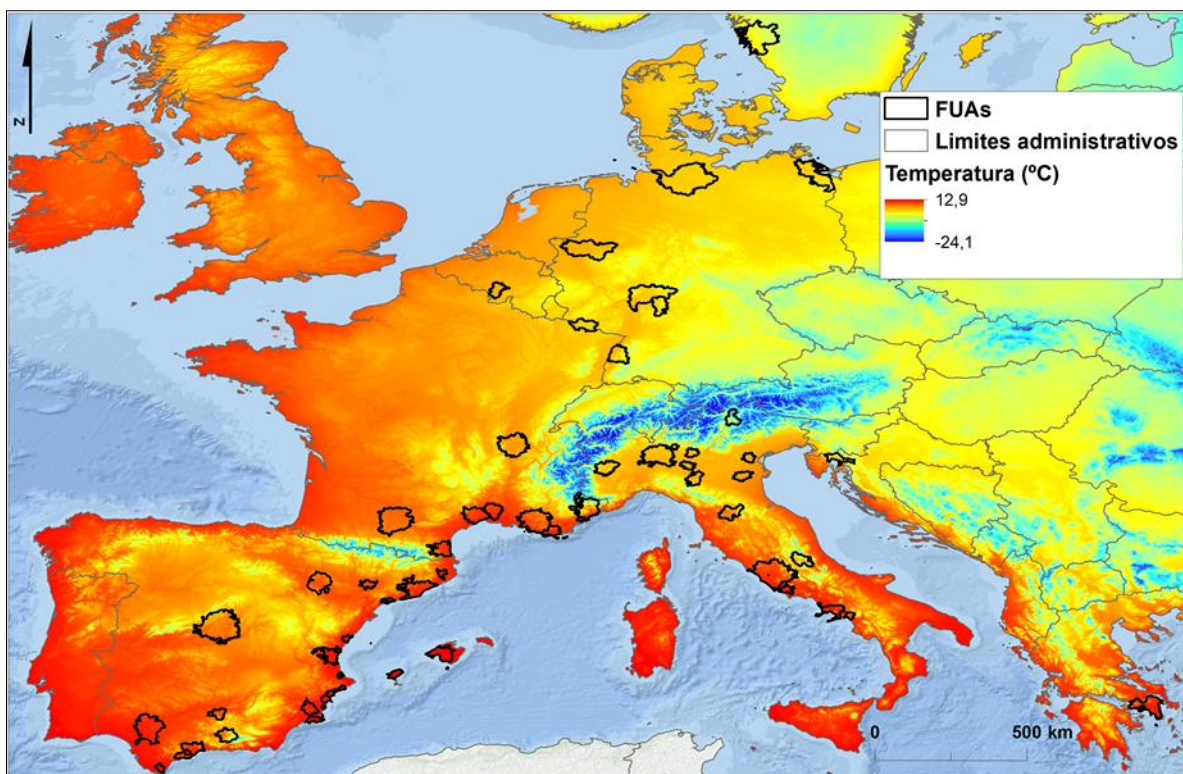
Esta informação foi obtida numa estrutura de dados do tipo matricial (*GEOTiff*), a partir do *website*<sup>10</sup> do projeto CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*), que é atualmente hospedado pelo governo Suíço através do Instituto Federal Suíço para Florestas, Neve e Paisagem (*Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape*). Em questão à escolha da base de dados CHELSA, preterindo outras mais populares como o Wordclim (*e.g.* Capinha et al., 2014), deve-se a uma possível rigor superior destes dados, pois apesar de os dados referentes à temperatura apresentarem uma capacidade semelhante, os referentes à precipitação parecem apresentar uma rigor superior (Karger et al., 2017).

Os dados climáticos do projeto CHELSA são referentes à janela temporal dos anos de 1979 a 2013, apresentam a resolução de aproximadamente 1km<sup>2</sup> e vêm originalmente indexados ao sistema de referência geográfico WGS 84. Existem múltiplos exemplos do uso destes dados no contexto dos modelos preditivos da distribuição de espécies (*e.g.* Botella et al., 2018). A representação descritiva destas variáveis para a área de estudo é dada pelas figuras figura 3.6 e 3.7.



**Figura 3.6** – Temperatura máxima do mês mais quente na Europa para o período de 1979 a 2013 (Fonte – projeto CHELSA)

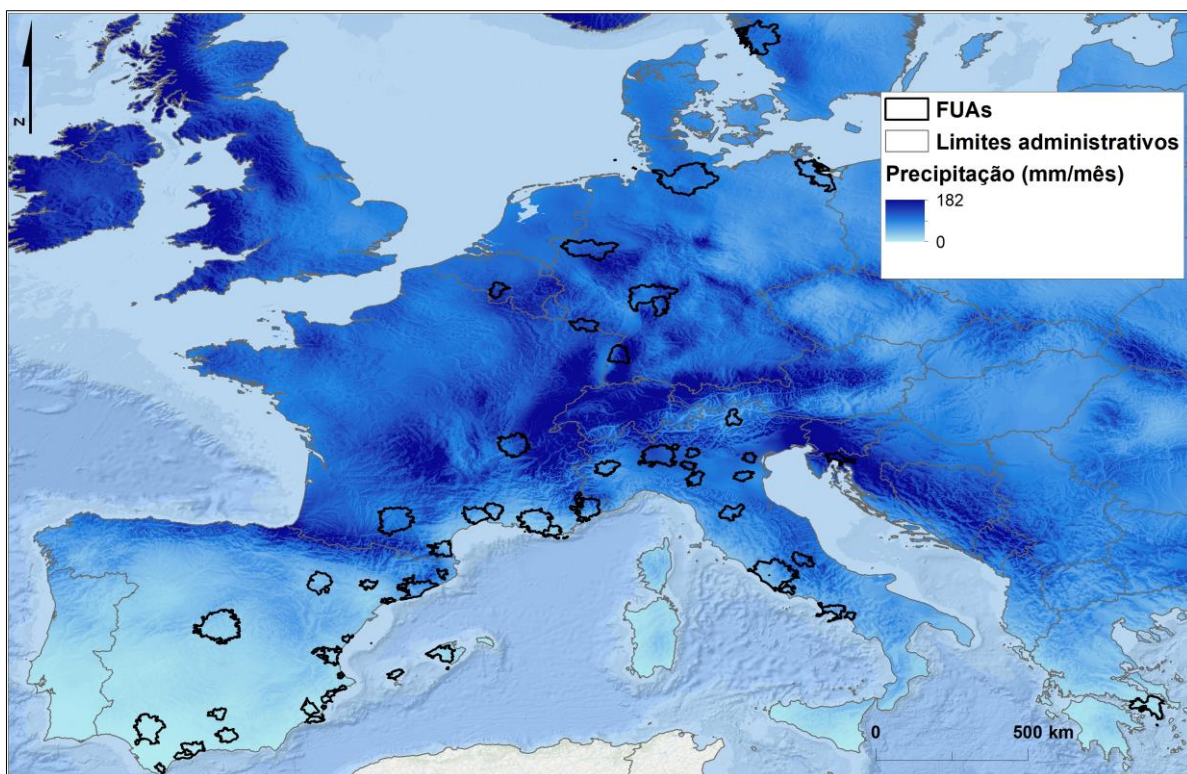
<sup>10</sup> <https://chelsa-climate.org/>.



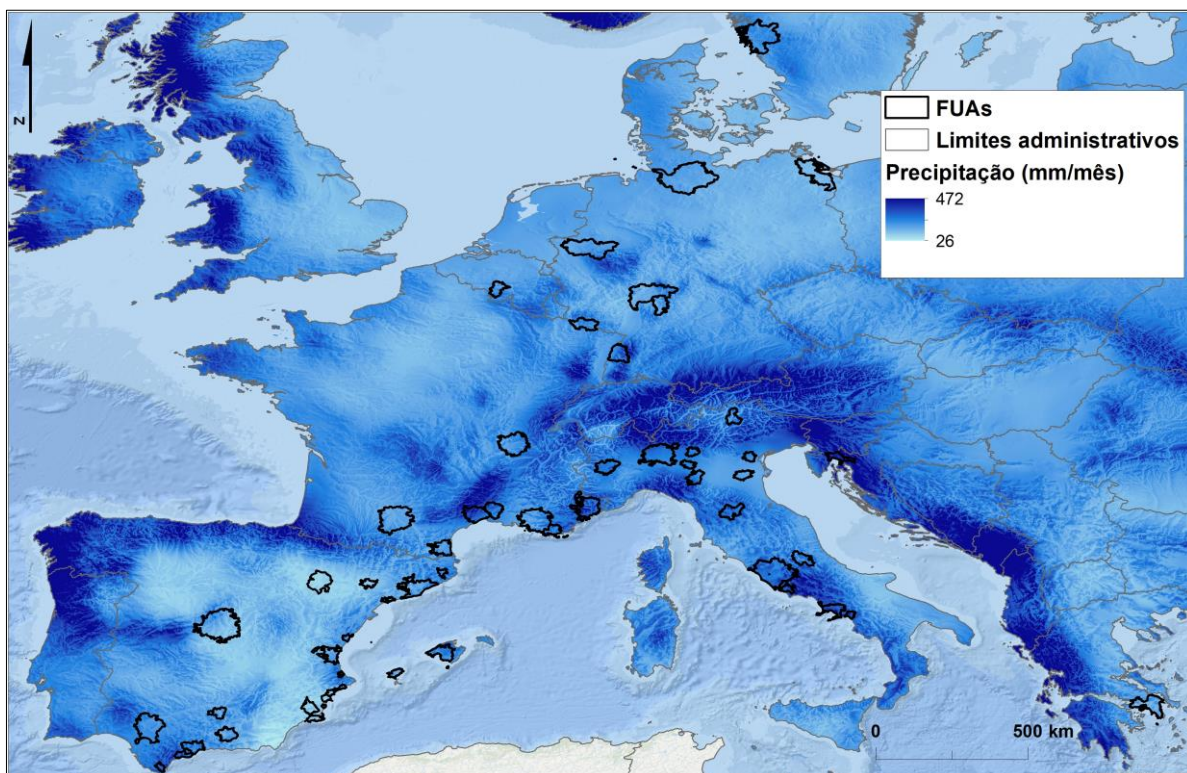
**Figura 3.7** – Temperatura mínima do mês mais frio na Europa para o período de 1979 a 2013 (Fonte – projeto CHELSA)

#### **D) Precipitação do mês mais seco e precipitação do mês mais húmido**

Esta informação apresenta a mesma fonte e características espaciais que a informação referente à temperatura. O algoritmo de cálculo destas variáveis engloba observações de precipitação com preditores físicos e orográficos como, vento e exposições de encostas (Karger et al., 2017). Serve a figura 3.8 para a representação cartográfica da precipitação do mês mais seco e a figura 3.9 da precipitação do mês mais húmido.



**Figura 3.8** – Precipitação mínima do mês mais seco na Europa para o período de 1979 a 2013 (Fonte – projeto CHELSA)

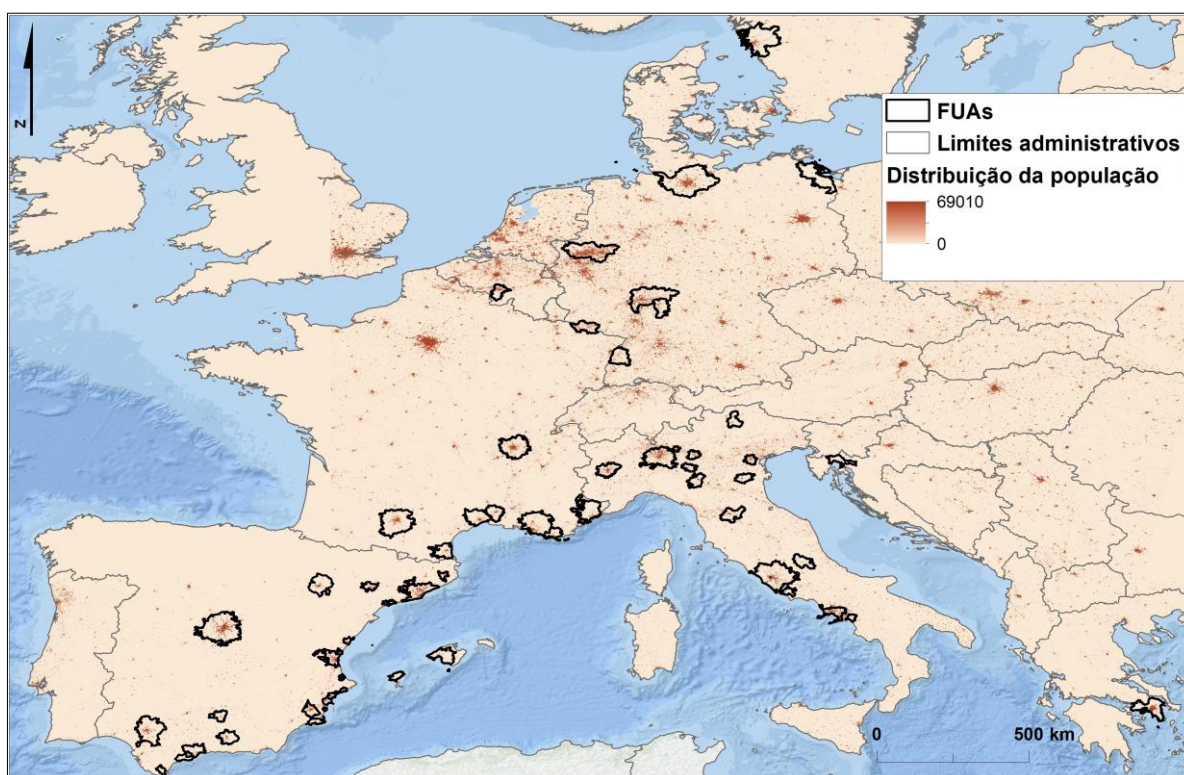


**Figura 3.9** – Precipitação máxima do mês mais húmido na Europa para o período de 1979 a 2013 (Fonte – projeto CHELSA)

### E) Distribuição da população humana

As observações de espécies estão sujeitas a enviesamentos amostrais (Record et al., 2013). Por exemplo é expectável que locais mais densamente utilizados por observadores (humanos) apresentem maior número de observações. Deste modo, para efetuar o despiste deste tipo de enviesamentos consideraram-se também variáveis consideradas suas representativas, chamaremos a estes modelos “modelos secundários”. A primeira variável corresponde à distribuição da população e pretende representar uma hipotética associação positiva entre o número de pessoas (potenciais observadores) e um maior número de observações do mosquito.

A base de dados de onde esta informação foi recolhida foi a *Global Human Settlement Layers* (GHSL), mais concretamente a GHSL-POP 2015. Esta informação é uma desagregação dos dados poligonais do *Gridded Population of the World*, versão 4.10 providenciado pelo *Center for International Earth Science Information Network* (CIESIN). Os dados encontram-se a uma resolução de 250 metros, no sistema de coordenadas projetado *Mollweide* mundial (EPSG 54009). A representação cartográfica destes dados é apresentada na figura 3.10.



**Figura 3.10** – Distribuição da população na Europa para 2015 (Fonte – *Global Human Settlement Layers* GHSL)

## **F) Dados de presença de *Culicidae***

A segunda variável considerada representativa de possíveis enviesamentos espaciais nos dados de presença do *Ae. albopictus*, corresponde aos dados de presença de outras espécies de mosquitos, os *Culicidae*<sup>11</sup>. Estes dados foram obtidos na plataforma GBIF (retirado a 2/27/2020), de onde foram retirados todos os dados de presença de insetos da família *Culicidae* nas áreas de estudos, à exceção do *Ae. albopictus*. Foram obtidas um total de 695 ocorrências correspondentes a estes requisitos. Estes dados pontuais foram convertidos em dois mapas de densidade de pontos (*point density*), um considerando a densidade de observações para um raio de 250 metros e outro para um raio 500 metros.

### **3.3.3.4 Análise correlativa das variáveis independentes**

Um dos aspectos iniciais na conceção de um modelo é a seleção das variáveis que serão incorporadas no mesmo (Rocha, 2012). A adição de uma variável pode fazer com que a predição seja mais assertiva. Todavia, esta melhoria não é só explicada pela relação entre as variáveis explicativas e a variável dependente, mas também de que modo é que esta variável se relaciona com as demais variáveis explicativas. A presença de uma correlação elevada entre variáveis explicativas dá-se o nome de multicolinearidade (Franklin & Miller, 2010). Acontece, quando duas ou mais variáveis representam aproximadamente a mesma variação (Rocha, 2012). Este fenómeno pode fazer com que os coeficiente apresentem uma instabilidade superior ao normal, dificultando assim a sua interpretação (Dormann et al., 2013). Neste sentido, é importante aquando da escolha e seleção de variáveis independentes que integram um modelo correlativo para modelação, que se leve em linha de conta uma possível multicolinearidade (Guisan & Thuiller, 2005).

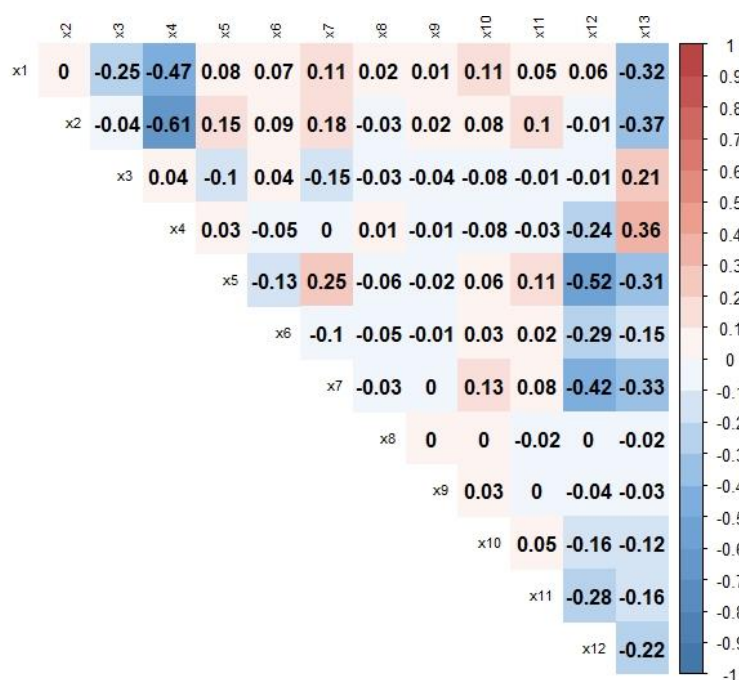
Existem diversas formas de aferir a multicolinearidade entre variáveis sendo o método mais utilizado a matriz de correlação de Pearson. Com o objectivo de prevenir a ocorrência de multicolinearidade entre as variáveis, foi calculada uma matriz de coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis explicativas que integram o modelo. O valor limite de correlação adotado, baseou-se nos resultados referidos por (Dormann et al., 2013), que indica que variáveis com coeficiente de correlação absoluta inferiores a 0.7 podem ser incluídas no modelo sem risco de efeitos “confundidores” de multicolinearidade. O cálculo da matriz de correlação de Pearson foi elaborado

---

<sup>11</sup> Merriam-Webster. (n.d.). *Culicidae*. Em Merriam-Webster.com medical dictionary, acessado em setembro de 2020, em <https://www.merriam-webster.com/medical/Culicidae>.

em linguagem R no *software* em ambiente de desenvolvimento integrado *Rstudio*, e o *package* *corrplot*. O script implementado para este cálculo encontra-se no anexo 3.

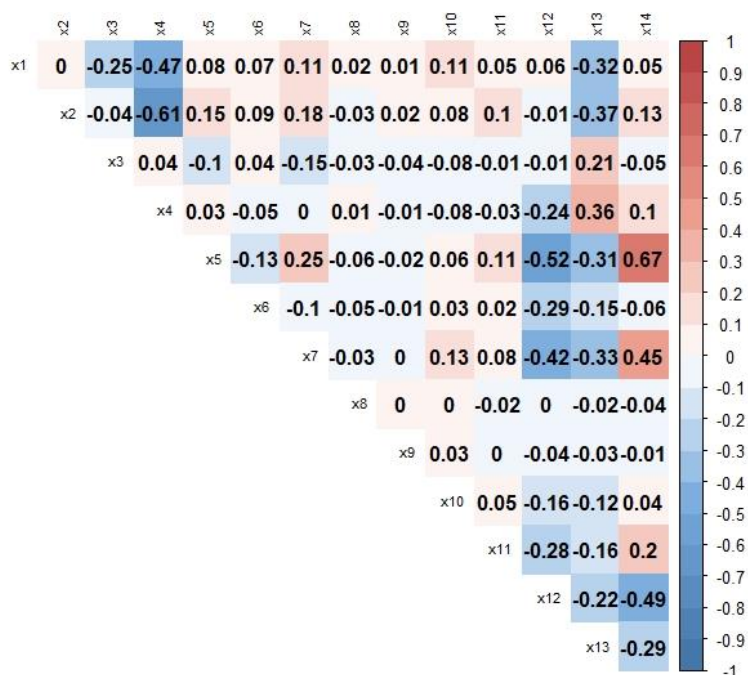
Na matriz condizente ao modelo principal, dizendo este respeito ao que engloba as variáveis de temperatura, precipitação e as classes de uso e ocupação de solo, não existe nenhuma variável que exceda, de forma positiva ou negativa, o limiar definido, como demonstra a figura 3.11. A maior correlação negativa encontrada foi de -0.61, e ocorre entre as variáveis correspondentes à temperatura mínima do mês mais frio e a precipitação de mês mais seco. Dados estes resultados, não foi necessário excluir do modelo nenhuma das variáveis inicialmente propostas.



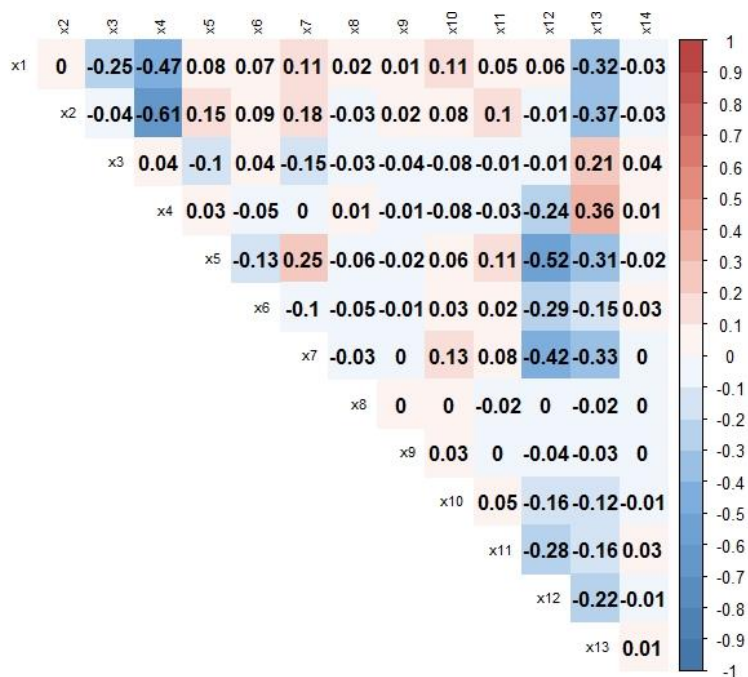
**Figura 3.11** – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo principal (x1 – temperatura mês mais quente; x2 – temperatura mês mais frio; x3 – precipitação mês mais húmido; x4 – precipitação mês mais seco; x5 – urbano denso; x6 – urbano disperso; x7 – áreas artificializadas; x8 – extração mineira; x9 – áreas de construção; x10 – sem uso; x11 – áreas urbanas verdes; x12 – zonas agrícolas e agroflorestais; x13 – floresta)

O mesmo cálculo de correlações foi efetuado considerando as variáveis destinadas a averiguar um possível enviesamento da amostra. Também para estas não se verificaram valores impeditivos da integração de cada uma em combinação com as variáveis explicativas analisadas na secção anterior. Como demonstra a figura 3.12, a variável da população apresenta uma correlação de 0.67 com a variável das áreas urbanas densas, 0.45 com a variável correspondente às áreas artificializadas e finalmente de forma negativa (-0.49) com as áreas agrícolas e agroflorestais. Já para a matriz dos

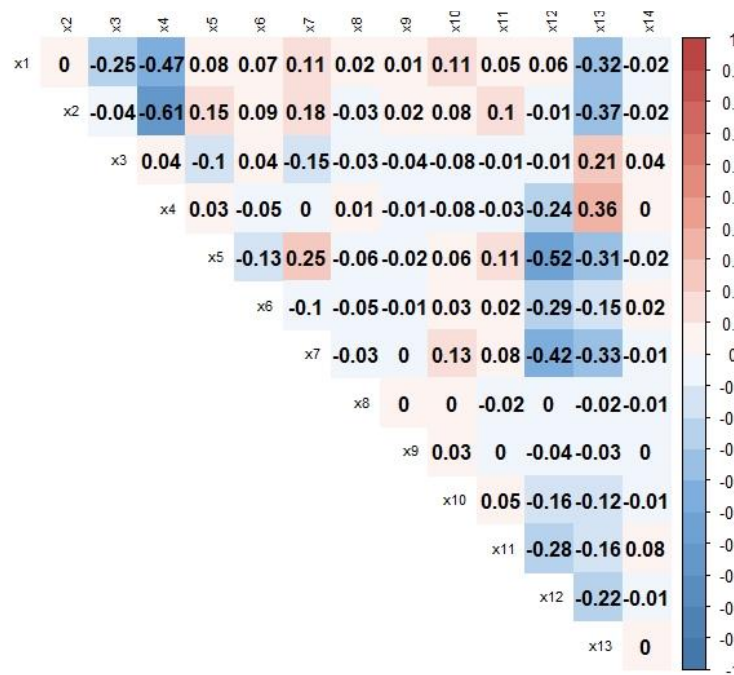
modelos dos *culicidae* de 250 metros (figura 3.13) e de 500 metros (figura 3.14) não mostram qualquer correlação elevada com outras variáveis.



**Figura 3.12** – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário da população (x1 – temperatura mês mais quente; x2 – temperatura mês mais frio; x3 – precipitação mês mais húmido; x4 – precipitação mês mais seco; x5 – urbano denso; x6 – urbano disperso; x7 – áreas artificializadas; x8 – extração mineira; x9 – áreas de construção; x10 – sem uso; x11 – áreas urbanas verdes; x12 – zonas agrícolas e agroflorestais; x13 – floresta; x14 – distribuição da população)



**Figura 3.13** – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário de *culicidae* raio de 250 metros (x1 – temperatura mês mais quente; x2 – temperatura mês mais frio; x3 – precipitação mês mais húmido; x4 – precipitação mês mais seco; x5 – urbano denso; x6 – urbano disperso; x7 – áreas artificializadas; x8 – extração mineira; x9 – áreas de construção; x10 – sem uso; x11 – áreas urbanas verdes; x12 – zonas agrícolas e agroflorestais; x13 – floresta; x14 – *culicidae* raio de 250 metros)



**Figura 3.14** – Matriz de coeficiente de correlação de Pearson entre os fatores ambientais para o modelo secundário de *culicidae* raio de 500 metros (x1 – temperatura mês mais quente; x2 – temperatura mês mais frio; x3 – precipitação mês mais húmido; x4 – precipitação mês mais seco; x5 – urbano denso; x6 – urbano disperso; x7 – áreas artificializadas; x8 – extração mineira; x9 – áreas de construção; x10 – sem uso; x11 – áreas urbanas verdes; x12 – zonas agrícolas e agroflorestais; x13 – floresta; x14 – *culicidae* raio de 500 metros)

### 3.3.4. Métodos correlativos de integração de informação

A diversidade de modelos estatísticos que possibilitam a integração da informação recolhida é elevada. No contexto dos SDM, estes modelos pretendem capturar relações estatísticas entre os fatores ambientais e humanos (variáveis explicativas) e os dados de distribuição da espécie (variável dependente ou variável de resposta) (Franklin, 2010d). Neste trabalho foi utilizado um modelo linear generalizado de efeitos mistos (GLMM) para o efeito. Nas secções seguintes descreve-se sucintamente as várias tipologias de modelos possíveis, assim como a fundamentação estatística subjacente à utilização do GLMM neste trabalho.

No contexto das SDM os métodos de integração de informação são subdivididos em 3 grupos onde difere o tipo de variável de resposta: *i*) métodos onde os registos de presença da espécie são do tipo contínuo (i.e., abundância), *ii*) onde a variável de resposta são apenas os registos de presença da

espécie e *iii*) métodos do tipo dicotômicos, onde a variável de resposta engloba registros de presença e ausência, ou como usado neste trabalho, pseudo-ausência (Franklin, 2010a). Os do primeiro grupo são menos utilizados, muito em virtude da menor disponibilidade de dados de abundância (Franklin, 2010d). O segundo grupo de métodos pode ser desagregado em duas tipologias: *i*) os que delimitam os requisitos ambientais da espécie usando envelopes ambientais (BIOCLIM) ou métricas de distâncias (DOMAIN, LIVES), e os métodos que consideram os fatores ambientais disponíveis na área de distribuição da espécie além dos dados de ocorrência (máxima entropia MAXENT, análise fatorial do nicho ecológico ENFA e o algoritmo PBL acrónimo para (*presence and background learning algorithm*), estes últimos também são chamados de modelos melhorados de dados de presença (Senay et al., 2013). Em relação ao terceiro grupo de métodos, onde a variável de resposta abrange dados de presença e ausência (ou pseudo-ausência), os métodos mais utilizados são: árvores de classificação e regressão (CART) (*e.g.* Bourq et al., 2005), árvores de regressão reforçada (*Boosted Regression Trees*, BRT) (*e.g.* De'ath, 2007), máquinas de suporte vetorial (*Support Vector Machines*, SVM) (*e.g.* Drake et al., 2006), modelos aditivos generalizados (*Generalized Additive Models*, GAM) (*e.g.* Rivera & López-Quílez, 2017) (*e.g.* Arponen et al., 2008), regressão adaptativa multivariada (*e.g.* Choe et al., 2016) e modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models*, GLM) (*e.g.* Rupprecht et al., 2011).

#### **3.3.4.1 Modelos lineares generalizados**

O modelo de regressão clássico, usado para descrever a relação entre a variável de resposta e um conjunto de variáveis explicativas, é um dos métodos mais conhecidos e utilizados para executar este processo, sempre com a assunção de que existe uma distribuição normal. Ora os modelos lineares generalizados (*Generalized linear models*, GLM) expandem os modelos de regressão clássicos para conseguir englobar e trabalhar distribuições não normais. Neste sentido, para dar resposta a distribuições não normais, Nelder e Wedderburn (1972) introduziram os GLM que são uma extensão do modelo linear clássico, onde a distribuição não tem de ser apenas do tipo normal, podendo ser qualquer distribuição dentro da família exponencial nomeadamente binomial que corresponde ao tipo de dados de presença vs. presença-ausência analisados neste trabalho. Um modelo do tipo GLM com uma distribuição binomial também assume muitas vezes a designação de regressão logística. Os modelos GLM são compostos por 3 componentes (Agresti, 2007; Nelder & Wedderburn, 1972):

## I. Componente aleatória

Esta componente identifica a variável de resposta  $y$  e seleciona a probabilidade de distribuição desta dentro da família exponencial. Em muitos casos as observações de  $y$  são binárias, podendo ser por exemplo, “presença” ou “pseudo-ausência”. No caso da distribuição aplicada neste trabalho, binomial, assume-se que para cada  $y_i$  o valor dado é do número de “sucessos” dentro de um número fixo de tentativas, através de uma regressão logística binária.

## II. Componente sistemática ou estrutural

Este componente é o responsável pela introdução das variáveis explicativas (podendo estas ser do tipo contínuo, discreto ou ambos) no modelo combinando-as através do preditor linear (*linear predictor*). Esta estrutura linear é dada pela equação:

$$\eta = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k \quad (3.0)$$

Onde  $X$  diz respeito às variáveis independentes ou preditoras,  $\beta_0$  aparece como a interceção, sempre constante, ora  $\beta_1, \dots, \beta_k$  são os coeficientes de regressão do modelo.

Em forma de matriz este preditor linear dá-se:

$$n = X\beta \quad (3.1)$$

Neste caso  $n$  representa o vetor de observações,  $\beta$  representa o vetor da coluna dos parâmetros do modelo e  $X$  é a matriz dizente às variáveis independentes, também chamada como matriz do modelo (*model matrix*).

No que diz respeito ao cálculo dos coeficientes de regressão, esta é efetuada com base num método de máxima verosimilhança. Este método tem como objetivo encontrar os valores dos parâmetros que incrementam a probabilidade de obter o conjunto de observações disponíveis. Sabendo isto é necessário um algoritmo para calcular esta equação, esta terá de ser através de um algoritmo, o algoritmo denominado método iterativo de mínimos quadrados ponderados (*iterative weighted least squares* ou *iteratively reweighted least squares*), este proposto por Nelder & Wedderburn (1972). Este algoritmo é um dos pontos fortes dos GLM, pois é universal e único a todos os modelos desta família de modelos, sendo apenas necessário pequenos ajustes de acordo com a distribuição de probabilidade

e a função de ligação consideradas e tem como principal objetivo a redução da soma dos quadrados dos desvios entre os valores observados e os valores esperados.

### III. Função de ligação

O terceiro e último componente de um GLM tem o nome de função de ligação (*link function*), e tem como função fazer a ligação entre a componente 1, componente aleatória, e a componente 2, o preditor linear, ou seja, entre a componente sistemática e aleatória. Esta função monótonica diferenciável, é utilizada e escolhida a mesma ao longo de todas as observações da análise assim como a escolha desta depende do tipo de resposta e estudo que se almeja fazer. Deste modo, considerando o valor esperado de  $Y$  como  $\mu = E(Y)$  e  $g(\cdot)$  a função de ligação que relaciona  $\mu$  com o preditor linear, temos a função mais simples  $g(\mu) = \mu$ , esta modela a média diretamente e dá-se o nome de *identity link*:

$$g(\mu) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_k X_k \quad (3.2)$$

Outras funções de ligação permitem a  $\mu$  ser não linear em relação aos preditores. No caso da distribuição binomial, a utilizada neste trabalho, a função de ligação é do tipo *logit*, dada pela função:

$$g(\mu) = \log \left( \frac{\mu}{1-\mu} \right) \quad (3.3)$$

#### 3.3.4.2. Modelos lineares generalizados de efeitos mistos

Os modelos lineares generalizados de efeitos mistos (*Generalized Linear Mixed Model*, GLMM) são uma extensão dos GLM, pois introduzem no preditor linear efeitos do tipo aleatório acrescentando aos de tipo fixo presentes nos GLM. Estes efeitos aleatórios pretendem possibilitar a análise de observações que apresentam algum tipo de não independência estatística. Este é por exemplo o caso das observações feitas em cada área urbana neste trabalho. É de esperar que observações feitas numa área urbana sejam mais semelhantes entre si do que com observações feitas em outras áreas urbanas, devido por exemplo à partilha do mesmo contexto humano e ambiental. Neste contexto, é necessário fazer equivaler as amostras em cada área urbana no modelo, pois caso contrário a estimação dos seus coeficientes será dominada por observações em áreas urbanas com maior número de observações. Este seria, por exemplo, o caso expectável de Barcelona que apresenta, de forma destacada, o maior número de observações. A utilização de um GLM ‘simples’ neste caso faria com que os coeficientes estimados fossem uma expressão sobretudo do que se observa em Barcelona, e não

da generalidade das áreas urbanas analisadas. A utilização de um GLMM em que o efeito aleatório é dado pela área urbana estabelece um nível de equivalência igual para as amostras em cada área urbana, permitindo obter um modelo com resultados representativos à escala Europeia.

A terminologia “efeitos mistos” na nomenclatura desta tipologia de modelos advém da capacidade de integração tanto de efeitos fixos (como possibilitados pelo GLM), que são parâmetros constantes, como efeitos de tipo aleatório, que não são constantes e variam dentro de um mesmo grupo (como área urbana) (eqn. 3.4). Ora os primeiros os fixos, estimam a relação entre a variável dependente e as variáveis explicativas, já os segundos, os aleatórios, exprimem os desvios de tipo aleatório da relação dizente ao primeiro grupo de efeitos, resultando na inclusão de um fator de diferenciação (decorrente da autocorreção e/ou heterogeneidade) intrínseco a cada unidade (Fitmaurice et al., 2004; Gelman & Hill, 2006).

$$\eta(Y_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 X_{1ij} + \dots + \beta_k X_{kij} + \alpha_j + \varepsilon_{ij} \quad (3.4)$$

$\eta$  representa a função de ligação,  $X_i$  representa a parte do modelo referente aos efeitos fixos, ora  $\beta$  diz respeito aos coeficientes do modelo estimados, já  $\alpha$  representa o efeito aleatório da variável e finalmente  $\varepsilon$  representa os resíduos.

### 3.3.5. Calibração do modelo

A calibração do modelo GLMM foi efetuada em linguagem de programação R, e os respetivos *scripts* (anexo 4) foram desenvolvidos no *software* em ambiente de desenvolvimento integrado *Rstudio*, através de pacote de funções (*packages*) *glmmADMB* (Fournier et al., 2012) e *MuMIn*. Começando pelo primeiro pacote, tem como objetivo a calibração de modelos GLMM, possibilitando a utilização de qualquer que seja o modelo probabilístico da família exponencial, bem como a especificação de uma possível componente aleatória em simultâneo aos efeitos fixos. No que ao segundo pacote diz respeito, é um pacote que permite o acesso a ferramentas de avaliação de modelos através de alguns critérios e parâmetros, sendo utilizado para aferir o coeficiente de confiança do modelo principal de explicação do fenómeno. Relativamente ao modelo, a tipologia de distribuição definida foi do tipo ‘binomial’.

No que diz respeito à avaliação da capacidade explicativa do modelo, foi considerado o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Esta medida avalia a proporção da variância explicada pelo modelo linear. O pacote usado (*MuMIn*) permite calcular dois tipos de  $R^2$ . O tipo “marginal” e “condicional”, o que será utilizado será relativo à segunda tipologia, pois o coeficiente de confiança calculado pela função utilizada no tipo “marginal” não explica a variância referente ao efeito aleatório, apenas ao efeito fixo. Este coeficiente foi proposto em 2013 por Shinichi Nakawaga e Holger Schielzeth, especificamente para modelos do tipo GLMM para fins ecológicos e dados biológicos. Posto isto, a função que nos dá o  $R^2$  é a seguinte:

$$R^2_{GLMM}(c) = \frac{\sigma_f^2 + \sigma_\alpha^2}{\sigma_f^2 + \sigma_\alpha^2 + \sigma_\varepsilon^2} \quad (3.5)$$

onde,  $\sigma_f^2$  é a variância explicada pelo efeito fixo,  $\sigma_\alpha^2$  é a variância explicada pelo efeito aleatório e finalmente  $\sigma_\varepsilon^2$  é a variância do nível de observação (“*observation-level variance*”) (Nakagawa et al., 2017).

No que diz respeito ao *script* (anexo 3) foram incluídos todas as variáveis já mencionadas, no entanto refira-se, mais uma vez, que pela falta de representatividade da classe de uso e ocupação de solo “corpos de água e terrenos baldios”, esta não foi considerada nos 4 modelos propostos. No que diz respeito ao *script* em si, a ordem de modelação foi a seguinte, iniciando com o modelo principal, de seguida o modelo que integra todas as variáveis do modelo principal com a variável população humana, finalmente os modelos que integram as variáveis do modelo principal a variável de densidade de registos de observação de outros *culicidae*, primeiro com um raio de 250 metros e depois com um raio de 500 metros.

### 3.3.6. Apresentação e validação dos resultados

No modelo principal (quadro 3.6), as variáveis explicativas identificadas como significativas ( $\alpha = 0.05$ ) na determinação da distribuição da espécie são a temperatura mínima do mês mais frio, temperatura máxima do mês mais quente, precipitação máxima do mês mais húmido, as classes das áreas de urbano denso, urbano disperso, áreas artificializadas e também das áreas urbanas verdes.

Todas estas variáveis apresentaram uma relação positiva com a probabilidade de ocorrência da espécie, o que significa que quanto maiores as temperaturas, a precipitação no mês mais húmido e as densidades dos usos referidos, maior a probabilidade de observar a mesma.

**Quadro 3.6** – Resultados do modelo principal

Intercepto e variáveis independentes	Coefficientes estimados	Erros	p-values
Intercepto	-6,776858	1,748300	0,00011 ***
Temperatura (°C): Máxima do mês mais quente	0,008004	0,003631	0,02751 *
Temperatura (°C): Mínima do mês mais frio	0,013478	0,003878	0,00051 ***
Precipitação (mm): Mínima do mês mais seco	0,014919	0,007765	0,0547
Precipitação (mm): Máxima do mês mais húmido	0,007075	0,002785	0,01109 *
Uso e ocupação do solo: Urbano denso	0,064534	0,010337	4,3e-10 ***
Uso e ocupação do solo: Urbano disperso	0,06833	0,010434	5,8e-11 ***
Uso e ocupação do solo: Áreas artificializadas	0,03621	0,010293	0,00043 ***
Uso e ocupação do solo: Extração mineira e despejo	0,006767	0,016399	0,67986
Uso e ocupação do solo: Áreas de construção	0,014277	0,019153	0,45603
Uso e ocupação do solo: Sem uso	0,027587	0,014424	0,0558
Uso e ocupação do solo: Áreas urbanas verdes	0,036167	0,011079	0,00110 **
Uso e ocupação do solo: Áreas agrícolas e agroflorestais	0,002921	0,010168	0,77389
Uso e ocupação do solo: Florestas	0,000403	0,010374	0,96904

*Signif. Codes : 0 "\*\*\*\*" 0,001 "\*\*\*\*" 0,01 "\*\*\*\*" 0,05*

Relativamente aos modelos secundários (que foram realizados para aferir a existência de um enviesamento amostral dos dados de ocorrência do *Ae. Albopictus*, ver secção 3.3.3.3), verifica-se que nenhuma das variáveis utilizadas para representar estes possíveis enviesamentos apresenta uma relação significativa com a distribuição da espécie (quadros 3.7, 3.8 e 3.9). Com base nestes valores podemos assumir que não existe um enviesamento relevante da amostra causado pela capacidade observacional.

**Quadro 3.7** – Resultados do modelo secundário com os dados da distribuição da população

Intercepto e variáveis independentes	Coefficientes estimados	Erros	p-values
Intercepto	-6,900205	1,761200	8,9e-05 ***
Temperatura (°C): Máxima do mês mais quente	0,008226	0,003654	0,02436 *
Temperatura (°C): Mínima do mês mais frio	0,013802	0,003914	0,00042 ***
Precipitação (mm): Mínima do mês mais seco	0,015747	0,007861	0,04515 *
Precipitação (mm): Máxima do mês mais húmido	0,00727	0,002804	0,00953 **
Uso e ocupação do solo: Urbano denso	0,065938	0,010528	3,8e-10 ***
Uso e ocupação do solo: Urbano disperso	0,068535	0,010467	5,8e-11 ***
Uso e ocupação do solo: Áreas artificializadas	0,037207	0,010405	0,00035 ***
Uso e ocupação do solo: Extração mineira e despejo	0,006934	0,016448	0,67335
Uso e ocupação do solo: Áreas de construção	0,014417	0,019163	0,45186
Uso e ocupação do solo: Sem uso	0,027434	0,014443	0,0575
Uso e ocupação do solo: Áreas urbanas verdes	0,036973	0,011156	0,00092 ***
Uso e ocupação do solo: Áreas agrícolas e agroflorestais	0,00293	0,010199	0,77386
Uso e ocupação do solo: Florestas	0,000385	0,010406	0,97048
População	-0,000213	0,000274	0,43572
<i>Signif. Codes : 0 "****" 0,001 "****" 0,01 "***" 0,05</i>			

**Quadro 3.8** – Resultados do modelo secundário com os dados de *culicidae* com raio de 250 metros

Intercepto e variáveis independentes	Coefficientes estimados	Erros	p-values
Intercepto	-6,966274	1,763900	7,8e-05 ***
Temperatura (°C): Máxima do mês mais quente	0,008488	0,003675	0,02092 *
Temperatura (°C): Mínima do mês mais frio	0,014050	0,003934	0,00036 ***
Precipitação (mm): Mínima do mês mais seco	0,015804	0,007831	0,04357 *
Precipitação (mm): Máxima do mês mais húmido	0,007004	0,002792	0,01211 *
Uso e ocupação do solo: Urbano denso	0,064581	0,010332	4,1e-10 ***
Uso e ocupação do solo: Urbano disperso	0,068281	0,010430	5,9e-11 ***
Uso e ocupação do solo: Áreas artificializadas	0,036147	0,010288	0,00044 ***
Uso e ocupação do solo: Extração mineira e despejo	0,006924	0,016398	0,67284
Uso e ocupação do solo: Áreas de construção	0,014339	0,019130	0,45353
Uso e ocupação do solo: Sem uso	0,027713	0,014422	0,0547
Uso e ocupação do solo: Áreas urbanas verdes	0,035736	0,011086	0,00127 **
Uso e ocupação do solo: Áreas agrícolas e agroflorestais	0,002941	0,010164	0,77227
Uso e ocupação do solo: Florestas	0,000536	0,010372	0,95878
<i>Culicidae</i> 250 metros	0,452711	0,320980	0,15842
<i>Signif. Codes : 0 "****" 0,001 "****" 0,01 "***" 0,05</i>			

**Quadro 3.9** – Resultados do modelo secundário com os dados de *culicidae* com raio de 500 metros

Intercepto e variáveis independentes	Coefficientes estimados	Erros	p-values
Intercepto	-6,818589	1,752100	1,0e-04 ***
Temperatura (°C): Máxima do mês mais quente	0,008116	0,003643	0,02589 *
Temperatura (°C): Mínima do mês mais frio	0,013616	0,003894	0,00047 ***
Precipitação (mm): Mínima do mês mais seco	0,015143	0,007786	0,0518
Precipitação (mm): Máxima do mês mais húmido	0,007025	0,002788	0,01174 *
Uso e ocupação do solo: Urbano denso	0,064561	0,010336	4,2e-10 ***
Uso e ocupação do solo: Urbano disperso	0,068301	0,010433	5,9e-11 ***
Uso e ocupação do solo: Áreas artificializadas	0,036195	0,010292	0,00044 ***
Uso e ocupação do solo: Extração mineira e despejo	0,006811	0,016398	0,67790
Uso e ocupação do solo: Áreas de construção	0,014292	0,019145	0,45536
Uso e ocupação do solo: Sem uso	0,027635	0,014423	0,0554
Uso e ocupação do solo: Áreas urbanas verdes	0,035913	0,011090	0,00120 **
Uso e ocupação do solo: Áreas agrícolas e agroflorestais	0,002932	0,010167	0,77303
Uso e ocupação do solo: Florestas	0,000426	0,010374	0,96721
<i>Culicidae</i> 500 metros	0,308444	0,620520	0,61914
<i>Signif. Codes</i> : 0 "****" 0,001 "***" 0,01 "**" 0,05			

Finalmente, o quadro 3.10, demonstra o coeficiente de determinação do modelo principal, sendo este de 0,60. Como sabemos o  $R^2$  serve para aferir a qualidade de calibração de modelo ou o ajuste do mesmo, explicando a proporção da variância geral dos dados e explicada pela função do modelo. Todavia o coeficiente de determinação para um GLMM, não é possível de interpretar como um coeficiente de determinação clássico, pois engloba também os valores não fixos ou mistos. Por esta razão será difícil enquadrar o valor de  $R^2$  deste modelo no espectro dos valores considerados na estatística clássica, no entanto podemos observar que para um modelo como o proposto, do tipo GLMM e binominal, foram mencionados valores de  $R^2$  condicionado de aproximadamente 0,30 no trabalho de referência de Nakagawa (2017), o que indica o resultado de 0,60 aqui obtido é elevado. Este resultado indica que as variáveis incluídas no modelo conseguem explicar uma elevada proporção da variância dos dados de distribuição da espécie.

**Quadro 3.10** – Resumo dos parâmetros e do coeficiente de determinação do modelo principal

<b>Número de presenças</b>	1708
<b>Número de pseudo-ausências</b>	1708
<b>Coefficiente de determinação (R2)</b>	0,60
<b>Log-likelihood</b>	-1257,97



## **Capítulo 4. Modelação preditiva da distribuição potencial do *Aedes albopictus* em Lisboa**

### **4.1. Introdução**

Tendo já obtido uma estimativa estatística da importância que cada fator ambiental representa na distribuição do *Ae. albopictus* nas principais áreas urbanas europeia, passa-se agora à projeção da distribuição da espécie para o concelho de Lisboa. O concelho de Lisboa foi selecionado como local de projeção por 5 razões chave: *i*) no contexto português, Lisboa, para além de ser capital administrativa, tem um contexto único de centralidade; *ii*) todas as variáveis ambientais consideradas nos modelos estão disponíveis para este concelho; *iii*) esta área apresenta também uma elevada diversidade de tipos e ocupações de solo, tecido urbano, áreas urbanas verdes, áreas florestais e proximidade a água; *iv*) possui também uma densidade populacional elevada, principalmente no contexto nacional; *v*) finalmente a questão de ainda não ser uma área que apresente registo da presença do *Ae. albopictus*. Uma das componentes subjacentes à elaboração deste trabalho, seria a possível aplicação deste tipo de modelo para capacitar as entidades entomológicas de mapas de suscetibilidade à introdução e estabelecimento da espécie. Destaca-se que embora aqui se efetue a projeção para esta área (Lisboa) o modelo obtido pode ser aplicado para projeção em qualquer uma das FUA representadas pelo *Urban Atlas*.

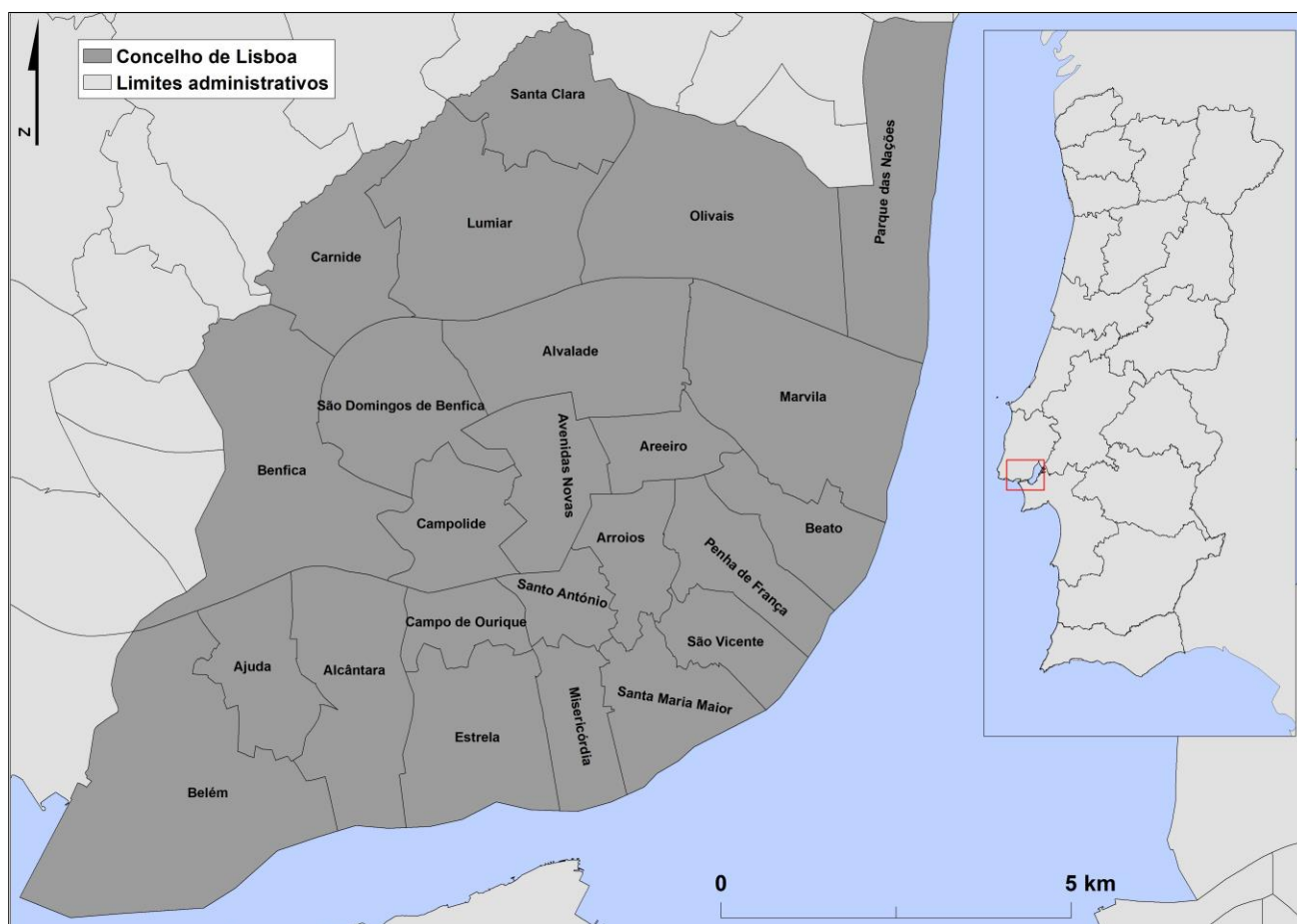
### **4.2. Dados e metodologias**

#### **4.2.1. Processo metodológico**

O processo correspondente a esta fase, determinado pela aplicação do modelo para a cidade de Lisboa, é caracterizado numa primeira fase pela preparação das variáveis que serão utilizadas para fazer a predição e que representam os mesmos fatores utilizados nos modelos anteriores. Esta fase é seguida da aplicação do modelo principal descrito acima na predição de um mapa de suscetibilidade que posteriormente resultará, juntamente com o tema de população humana existente na cidade, num mapa de risco.

#### 4.2.1.1 Área de estudo

Como já referido, a área de estudo para a aplicação do modelo de predição de áreas mais suscetíveis é o concelho de Lisboa. Serve a figura 4.2 para demonstrar a área de estudo, sendo que os limites administrativos foram definidos através da seleção do tema CAOP 2019 (Carta Administrativa Oficial de Portugal). Este tema serviu como máscara na realização das funções descritas ao longo das próximas etapas.



**Figura 4.1** – Enquadramento geográfico do concelho de Lisboa

## **4.2.2. Fatores ambientais**

### **4.2.2.1 Criação do tema de interseção**

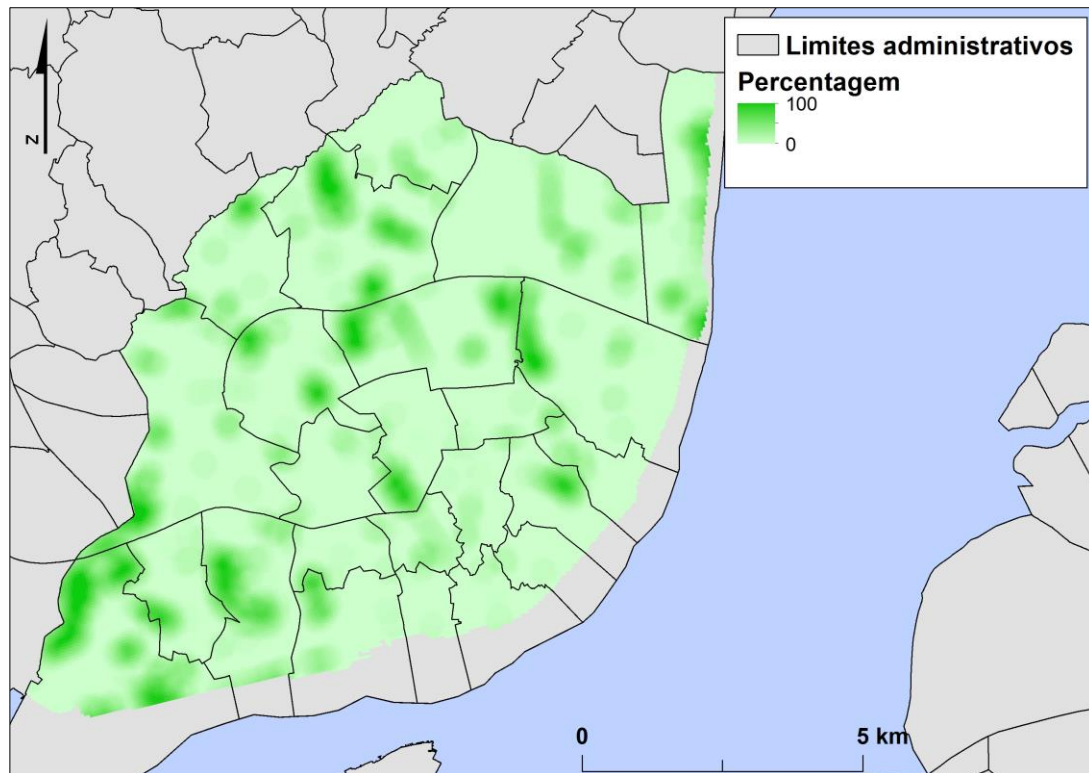
Inicialmente foi necessário criar as variáveis preditoras correspondentes para a área de estudo. Para isso definiu-se uma grelha de 50 por 50 metros, através da função “*create fishnet*”. Este tema serviu então para a criação de um tema de centroides, através da função “*feature to point*”. O ficheiro referente aos centroides foi criado para extrair os valores dos fatores ambientais que servem de base para as predições. Serve o anexo 5 para exemplificar a grelha e os centroides obtidos.

### **4.2.2.2 Tratamento e normalização dos fatores ambientais**

Nesta fase irão ser explicados todos os passos a que os fatores ambientais utilizados como superfície de predição foram sujeitos.

#### **I. Uso e ocupação do solo**

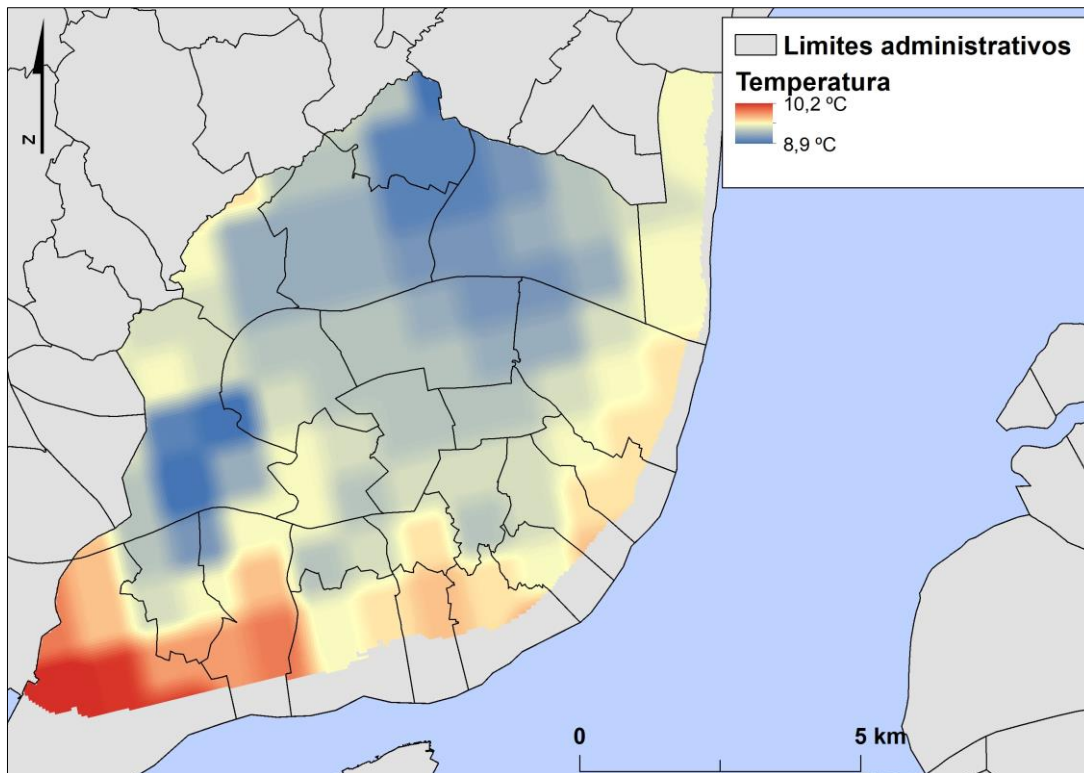
De forma a corresponder ao tratamento feito para as variáveis utilizadas na calibração dos modelos, foram efetuados temas de uso do solo para Lisboa utilizando a função “*focal statistics*”, que executa um tema matricial com os valores das quadrículas vizinhas, e com um raio compreendido em 250 metros para cada classe. Como exemplo, serve a figura 4.2 para demonstrar os resultados da classe de uso do solo ‘áreas urbanas verdes’.



**Figura 4.2** – Percentagem da classe de uso áreas verdes urbanas no concelho de Lisboa

## II. Dados de temperatura e de precipitação

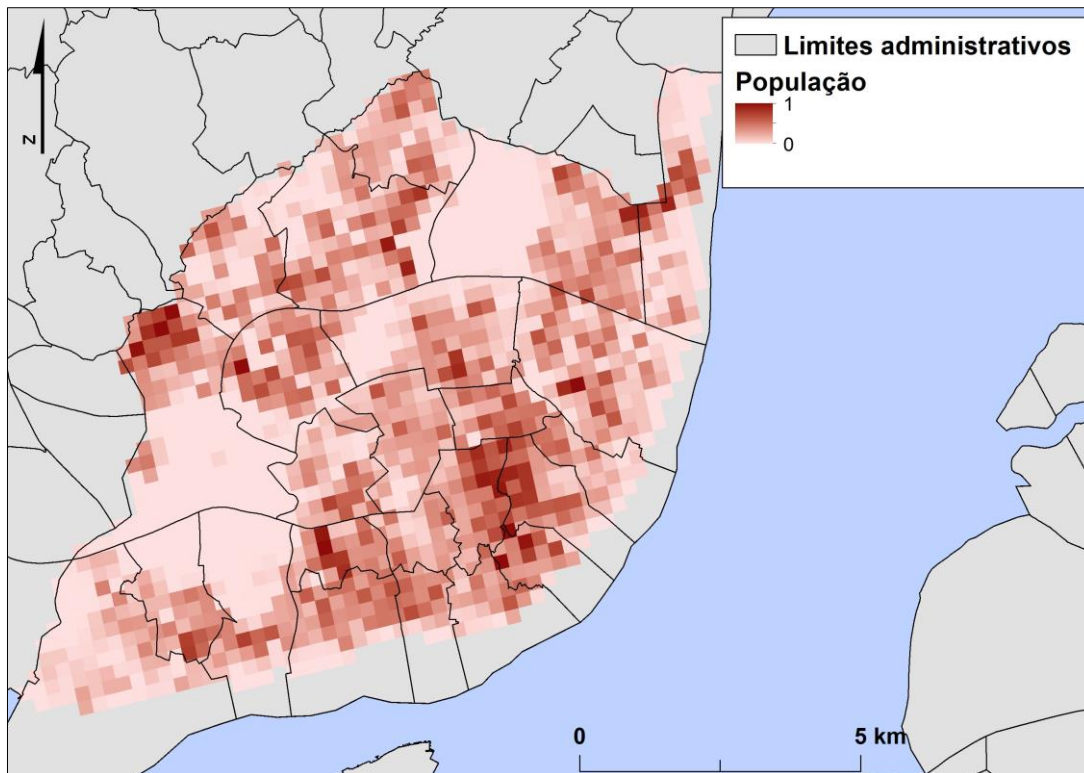
Os temas de temperatura e de precipitação foram trabalhados de forma idêntica aos de uso do solo, sendo que a única alteração foi o facto de, para os primeiros, se ter calculado os valores médios e não valores de densidade. Serve a figura 4.3 para demonstrar o resultado final deste processo, neste caso representado pela temperatura mínima do mês mais frio.



**Figura 4.3** – Temperatura mínima do mês mais frio depois do tratamento para o concelho de Lisboa

### III. Dados de distribuição populacional

Esta variável é utilizada apenas para cruzamento com o mapa preditivo obtido, de forma a permitir a elaboração de um mapa de risco. A variável distribuição populacional passou por um processo de normalização através de uma lógica *fuzzy*, do tipo linear. Esta normalização (figura 4.4) foi efetuada estabelecendo o valor máximo para 1 e o mínimo para 0, definidos pelos valores máximos e mínimos encontrados na área de estudo.



**Figura 4.4** – Normalização *fuzzy* do tema da distribuição da população

### 4.2.3. Cálculo das previsões

As previsões do modelo GLMM, e respetivo *script* (anexo 6), foram desenvolvidos no *software Rstudio*, neste caso foi utilizado a função de predição, onde se indicou como modelo subjacente às previsões, o modelo já calibrado anteriormente, i.e., ‘o modelo principal’. Utilizou-se um tema de centróides que cobriram o concelho, para depois através de um processo de extração de valores das variáveis, calcular o valor de suscetibilidade para cada um destes pontos.

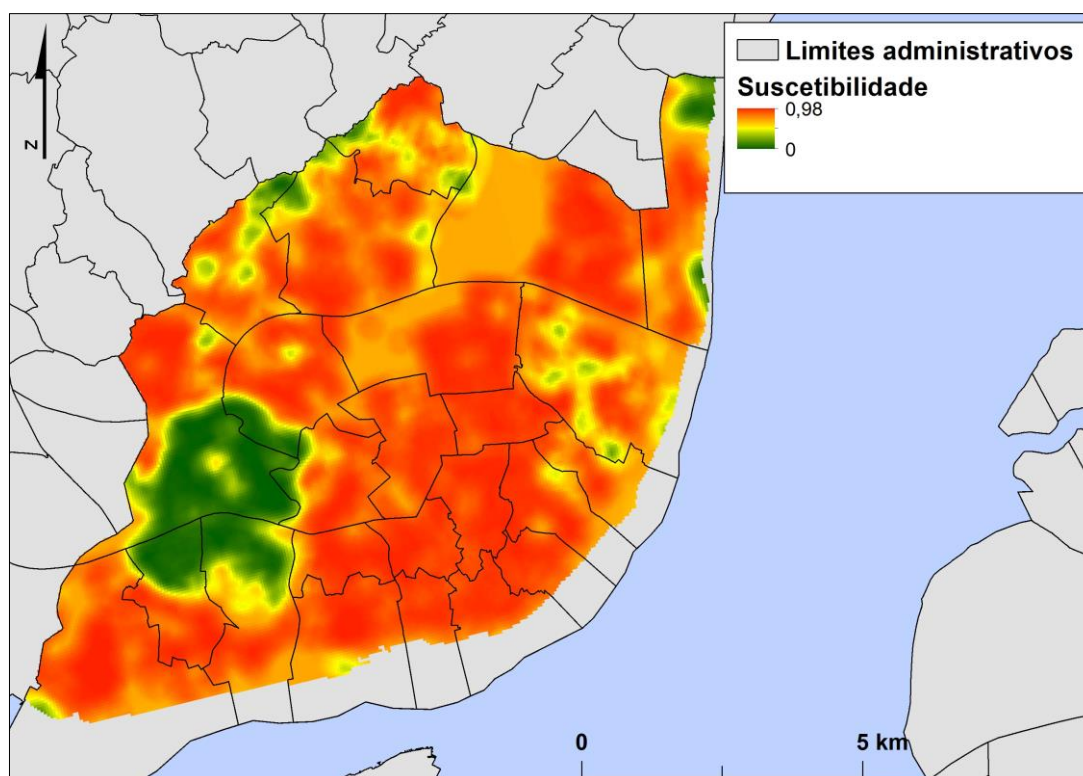
## 4.3. Apresentação e discussão dos resultados

### 4.3.1 Mapa de suscetibilidade

Uma das definições mais adotadas para o que é suscetibilidade a um fenómeno perigoso, foi introduzida por Varnes e o IAEG (1984), onde foi fundamentada como a probabilidade de ocorrência de um fenómeno perigoso, num determinado local e numa determinada janela cronológica (Zêzere et al., 2004). No caso específico deste trabalho, aplicaremos este conceito à presença da espécie invasora *Ae.*

*albopictus* sendo que a sua distribuição projetada para o concelho de Lisboa indica a suscetibilidade à sua ocorrência.

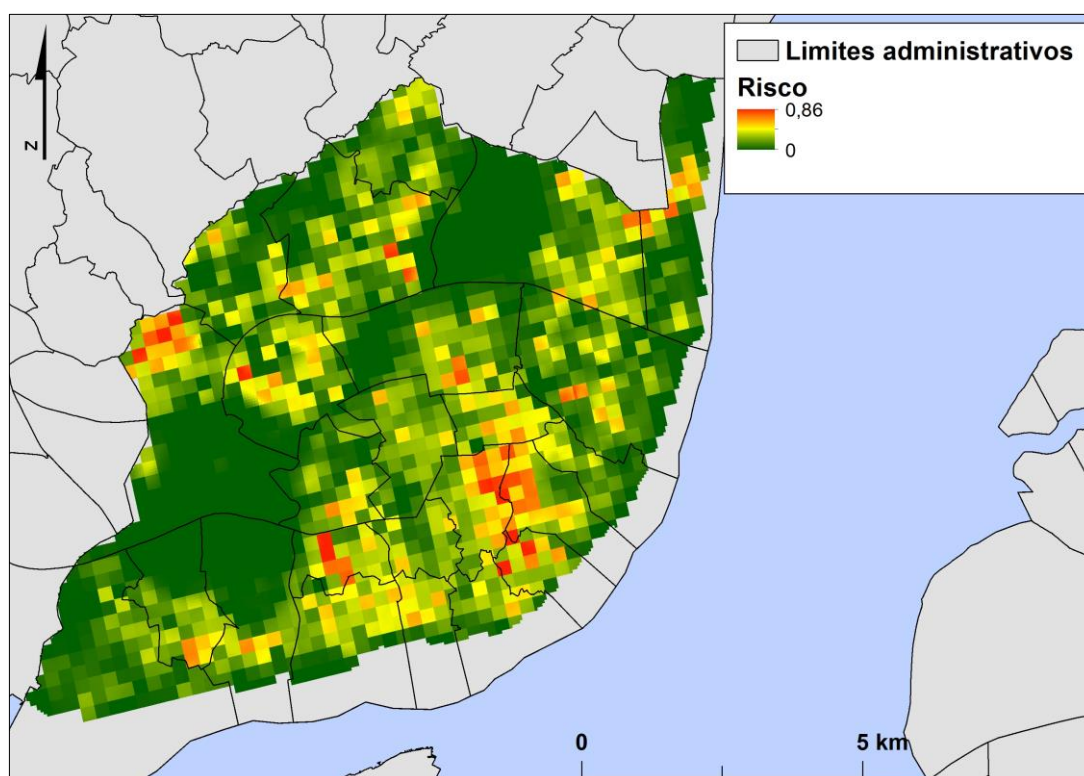
Através destes conceitos e metodologias chegou-se ao mapa de suscetibilidade (figura 4.5), que resulta da aplicação do modelo que explica a distribuição da espécie em cidades europeias (modelo ‘principal’) aos valores das variáveis explicativas para a cidade de Lisboa. Este tema final resultou de um processo de interpolação dos valores de suscetibilidade de cada centroide que originou um tema matricial. Nesta figura, as áreas com menor probabilidade de ocorrência da espécie correspondem ao Parque Florestal de Monsanto, sendo estes valores influenciados pela tipologia de uso e ocupação de solo, que é maioritariamente do tipo “florestas”, mas também pelos valores de temperatura que apresenta na variável da temperatura mínima do mês mais frio (figura 4.3), onde apresenta valores de 8,9°C, o mais baixo que existe no concelho. As zonas com menor suscetibilidade que se dão por exemplo a norte e a nordeste, para além de Monsanto, parecem estar relacionadas à tipologia de uso e ocupação de solo, maioritariamente solo agrícola (nomeadamente “*Arable land*”) e áreas de estradas secundárias (“*other roads*”, ambos a tipologia do *Urban Atlas*). Em sentido contrário, as zonas com valores de suscetibilidade mais elevada são áreas de tipologia urbana onde os valores de temperatura mínima são também geralmente mais elevados.



**Figura 4.5** – Suscetibilidade à ocorrência do *Aedes albopictus* no concelho de Lisboa

### 4.3.2 Mapa de risco

A definição de risco de Varnes e IAEG (1984) é dada pelo número de vidas perdidas, indivíduos magoados, destruição de propriedades e cessação de atividades económicas devido ao fenómeno espectacular (Zêzere et al., 2007). No caso da possível distribuição do *Ae. albopictus* no concelho de Lisboa, iremos definir o risco como o resultado de uma multiplicação entre a suscetibilidade à ocorrência da espécie e o tema da distribuição da população humana.



**Figura 4.6** – Risco do *Aedes albopictus* no concelho de Lisboa

Através da leitura da figura 4.6, conseguimos aferir as duas áreas onde o risco é muito baixo, sendo estas o Parque Florestal de Monsanto (que já apresentava valores de suscetibilidade baixos) e a área referente ao Aeroporto de Lisboa. No sentido inverso, identificam-se como áreas de maior risco as freguesias de São Vicente, Penha de França, Arroios, Campo de Ourique, São Domingos de Benfica e o Norte da freguesia de Benfica, no entanto outras freguesias exibem da mesma forma, valores de risco elevado.

## Capítulo 5. Considerações finais

Atendendo à importância médica da espécie objeto de estudo, são patentes as numerosas possibilidades de aprofundamento das tendências da sua dispersão e estabelecimento através das metodologias de modelação aqui adotadas. À escala europeia, esta dispersão tem-se vindo a verificar maioritariamente no Sul da Europa, como Espanha e Itália, com particular ênfase ao longo do Mar Mediterrâneo. Isto pode dever-se, como suportado pelo nosso modelo, há existência de temperaturas geralmente mais elevadas nestas áreas e que são tidas como favoráveis para a espécie.

Os resultados obtidos pelo modelo estatístico da distribuição do *Ae. albopictus* também permitiram identificar as áreas mais suscetíveis à ocorrência do mosquito. Em traços gerais, as condições de maior suscetibilidade correspondem às áreas que apresentam condições climáticas mais amenas no inverno, com disponibilidade de precipitação e caracterizadas por uma dominância de usos do solo do tipo urbano denso e disperso, áreas artificializadas ou espaços verdes urbanos. Estas indicações podem servir como indicadores de locais a priorizar na implantação de sistemas de vigilância, ou em ações de controlo ou de erradicação da espécie.

Relativamente às questões metodológicas, foi possível alcançar um coeficiente de determinação de 0,60, corroborando uma elevada capacidade explicativa do modelo estatístico obtido. Este tipo de modelo correlativo, o GLMM, apresentou várias vantagens face aos desafios metodológicos deste trabalho, particularmente a capacidade de mitigar diferenças elevadas no número de dados de observações da espécie entre áreas urbanas distintas. A utilização de um modelo estatístico distinto, i.e., que não tivesse em conta estas diferenças, provavelmente levaria a resultados dominados por uma ou duas áreas urbanas onde o número de observações é maior, particularmente Barcelona.

Em relação à modelação preditiva para a cidade de Lisboa, os resultados permitiram aferir dois tipos de resultados. Primeiro a suscetibilidade da cidade à ocorrência do *Ae. albopictus*, onde verificámos que as áreas que apresentam uma tipologia urbana mais vincada exibem valores de suscetibilidade mais elevados. Inversamente, a área de menor suscetibilidade corresponde ao Parque de Monsanto, caracterizado por uma ocupação de solo predominantemente florestal. Já os resultados referentes ao risco, que entram também em consideração com a distribuição da população humana, destacam-se pelos seus valores elevados as freguesias de São Vicente, Penha de França, Arroios, Campo de Ourique, São Domingos de Benfica e o Norte da freguesia de Benfica, todavia diversas

outras freguesias exibem também valores elevados de risco. Por outro lado, as áreas de menor risco correspondem ao Parque de Monsanto e à área do Aeroporto, refletindo uma população residente reduzida ou uma baixa suscetibilidade à ocorrência do mosquito.

Este trabalho serve sobretudo como uma prova de conceito da abordagem metodológica utilizada. Desta forma, o modelo desenvolvido, assim como todos os procedimentos metodológicos, revelaram-se promissores para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de trabalhos futuros. De entre possíveis melhorias destacam-se a possibilidade da utilização de um número maior de variáveis explicativas, ou da utilização das aqui utilizadas com um maior detalhe espacial. Tais melhorias são hipoteticamente possíveis com recurso a dados de deteção remota de última geração, mas os desafios inerentes ao processamento destes dados (que se encontram repartidos por imagens distintas para cada área urbana e com inconsistência temporal na sua qualidade devido a variação meteorológica) impossibilitaram a exploração desta via dentro do quadro temporal disponível para a realização desta tese. Trabalhos futuros preveem a exploração desta via.

## Referências bibliográficas

- Agresti, A. (2007). An Introduction to Categorical Data Analysis. In *Statistics in Medicine* (2nd ed., Vol. 28). Wiley-Interscience.
- Alto, B. W., & Juliano, S. A. (2001). Precipitation and Temperature Effects on Populations of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae): Implications for Range Expansion. *Journal of Medical Entomology*, 38(5), 646–656. <https://doi.org/10.1603/0022-2585-38.5.646>
- Antônio, D. C., Sanseverino, I., Pozzoli, L., & Lettieri, T. (2018). Toward Climate Change Impact : Vectors carrying viral infection What we should know. In *JRC Technical Report*. <https://doi.org/10.2760/067022>
- Aranda, C., Eritja, R., & Roiz, D. (2006). First record and establishment of the mosquito *Aedes albopictus* in Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, 20(1), 150–152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2006.00605.x>
- Arponen, A., Moilanen, A., & Ferrier, S. (2008). A successful community-level strategy for conservation prioritization. *Journal of Applied Ecology*, 45(5), 1436–1445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01513.x>
- Ayllón, T., Câmara, D. C. P., Morone, F. C., Gonçalves, L. da S., Saito Monteiro de Barros, F., Brasil, P., Carvalho, M. S., & Honório, N. A. (2018). Dispersion and oviposition of *Aedes albopictus* in a Brazilian slum: Initial evidence of Asian tiger mosquito domiciliation in urban environments. *PLOS ONE*, 13(4), e0195014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195014>
- Beale, C. M., & Lennon, J. J. (2012). Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1586), 247–258. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0178>
- Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., & Courchamp, F. (2013). Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, 19(12), 3740–3748. <https://doi.org/10.1111/gcb.12344>
- Benedict, M. Q., Levine, R. S., Hawley, W. A., & Lounibos, L. P. (2007). Spread of The Tiger: Global Risk of Invasion by The Mosquito *Aedes albopictus*. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 7(1), 76–85. <https://doi.org/10.1089/vbz.2006.0562>
- Bonizzoni, M., Gasperi, G., Chen, X., & James, A. A. (2013). The invasive mosquito species *Aedes albopictus*: current knowledge and future perspectives. *Trends in Parasitology*, 29(9), 460–468. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2013.07.003>
- Botella, C., Joly, A., Bonnet, P., Monestiez, P., & Munoz, F. (2018). Species distribution modeling based on the automated identification of citizen observations. *Applications in Plant Sciences*, 6(2), e1029. <https://doi.org/10.1002/aps3.1029>
- Bourg, N. A., McShea, W. J., & Gill, D. E. (2005). Putting a CART before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*, 86(10), 2793–2804. <https://doi.org/10.1890/04-1666>
- Bradshaw, C. J. A., Leroy, B., Bellard, C., Roiz, D., Albert, C., Fournier, A., Barbet-Massin, M., Salles, J.-M., Simard, F., & Courchamp, F. (2016). Massive yet grossly underestimated global costs of

- invasive insects. *Nature Communications*, 7(1), 12986. <https://doi.org/10.1038/ncomms12986>
- Brady, O. J., & Hay, S. I. (2019). The first local cases of Zika virus in Europe. *The Lancet*, 394(10213), 1991–1992. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(19\)32790-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(19)32790-4)
- Caminade, C., Medlock, J. M., Ducheyne, E., McIntyre, K. M., Leach, S., Baylis, M., & Morse, A. P. (2012). Suitability of European climate for the Asian tiger mosquito *Aedes albopictus*: recent trends and future scenarios. *Journal of The Royal Society Interface*, 9(75), 2708–2717. <https://doi.org/10.1098/rsif.2012.0138>
- Capinha, C. (2009). *O mosquito vector da malária anopheles atroparvus, van thiel, 1927: adequabilidade de habitat em Portugal continental e potenciais alterações futuras do seu espaço. Tese de Mestrado*. Faculdade de Letras, departamento de Geografia. Universidade de Lisboa. <http://repositorio.ul.pt/handle/10451/422>
- Capinha, C., Essl, F., Seebens, H., Moser, D., & Pereira, H. M. (2015). The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. *Science*, 348(6240), 1248–1251. <https://doi.org/10.1126/science.aaa8913>
- Capinha, C., Marcolin, F., & Reino, L. (2020). Human-induced globalization of insular herpetofaunas. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), 1328–1349. <https://doi.org/10.1111/geb.13109>
- Capinha, C., & Pateiro-López, B. (2014). Predicting species distributions in new areas or time periods with alpha-shapes. *Ecological Informatics*, 24, 231–237. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.06.001>
- Capinha, C., Rocha, J., & Sousa, C. A. (2014). Macroclimate Determines the Global Range Limit of *Aedes aegypti*. *EcoHealth*, 11(3), 420–428. <https://doi.org/10.1007/s10393-014-0918-y>
- Caputo, B., Ienco, A., Cianci, D., Pombi, M., Petrarca, V., Baseggio, A., Devine, G. J., & della Torre, A. (2012). The “Auto-Dissemination” Approach: A Novel Concept to Fight *Aedes albopictus* in Urban Areas. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 6(8), 4–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001793>
- Choe, H., Thorne, J. H., & Seo, C. (2016). Mapping National Plant Biodiversity Patterns in South Korea with the MARS Species Distribution Model. *PLOS ONE*, 11(3), e0149511. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149511>
- Cleary, M. (2019). Summary for Policymakers. In Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.), *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis* (Vol. 53, Issue 9, pp. 1–30). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Cleeland, J. B., Pardo, D., Raymond, B., Terauds, A., Alderman, R., McMahon, C. R., Phillips, R. A., Lea, M.-A., & Hindell, M. A. (2020). Introduced species and extreme weather as key drivers of reproductive output in three sympatric albatrosses. *Scientific Reports*, 10(1), 8199. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64662-5>
- Collantes, F., Delacour, S., Alarcón-Elbal, P. M., Ruiz-Arrondo, I., Delgado, J. A., Torrell-Sorio, A., Bengoa, M., Eritja, R., Miranda, M. Á., Molina, R., & Lucientes, J. (2015). Review of ten-years presence of *Aedes albopictus* in Spain 2004–2014: known distribution and public health concerns. *Parasites & Vectors*, 8(1), 655. <https://doi.org/10.1186/s13071-015-1262-y>
- Cunze, S., Kochmann, J., Koch, L. K., & Klimpel, S. (2016). *Aedes albopictus* and its environmental

- limits in Europe. *PLoS ONE*, *11*(9), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162116>
- Cunze, S., Kochmann, J., Koch, L. K., & Klimpel, S. (2018). Niche conservatism of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* - two mosquito species with different invasion histories. *Scientific Reports*, *8*(1), 7733. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26092-2>
- De'ath, G. (2007). Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*, *88*, 243–251. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[243:BTfEMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[243:BTfEMA]2.0.CO;2)
- Delatte, H., Gimonneau, G., Triboire, A., & Fontenille, D. (2009). Influence of Temperature on Immature Development, Survival, Longevity, Fecundity, and Gonotrophic Cycles of *Aedes albopictus*, Vector of Chikungunya and Dengue in the Indian Ocean. *Journal of Medical Entomology*, *46*(1), 33–41. <https://doi.org/10.1603/033.046.0105>
- Delatte, Helene, Desvars, A., Bouétard, A., Bord, S., Gimonneau, G., Vourc'h, G., & Fontenille, D. (2010). Blood-Feeding Behavior of *Aedes albopictus*, a Vector of Chikungunya on La Réunion. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, *10*(3), 249–258. <https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0026>
- Delisle, E., Rousseau, C., Broche, B., Leparç-Goffart, I., L'Ambert, G., Cochet, A., Prat, C., Foulongne, V., Ferré, J., Catelinois, O., Flusin, O., Tchernonog, E., Moussion, I., Wiegandt, A., Septfons, A., Mendy, A., Moyano, M., Laporte, L., Maurel, J., ... Golliot, F. (2015). Chikungunya outbreak in Montpellier, France, September to October 2014. *Eurosurveillance*, *20*(17), 21108. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES2015.20.17.21108>
- Di Luca, M., Toma, L., Severini, F., Boccolini, D., D'Avola, S., Todaro, D., Stančanelli, A., Antoci, F., La Russa, F., Casano, S., Sotera, S. D., Carraffa, E., Versteirt, V., Schaffner, F., Romi, R., & Torina, A. (2017). First record of the invasive mosquito species *Aedes* (*Stegomyia*) *albopictus* (Diptera: Culicidae) on the southernmost Mediterranean islands of Italy and Europe. *Parasites & Vectors*, *10*(1), 543. <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2488-7>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, *36*(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Drake, J. M., Randin, C., & Guisan, A. (2006). Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology*, *43*(3), 424–432. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01141.x>
- ECDC. (2018). *Aedes albopictus - Factsheet for experts*. ECDC. <http://ecdc.europa.eu/en/disease-vectors/facts/mosquito-factsheets/aedes-albopictus>
- ECDC. (2020). *Aedes albopictus - current known distribution: May 2020*. ECDC. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/aedes-albopictus-current-known-distribution-may-2020>
- EEA. (2012). *Urban Atlas 2012 — Copernicus Land Monitoring Service*. European Environment Agency. <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2012?tab=metadata>
- EEA. (2020). *Climatic suitability of the Aedes albopictus mosquito in European cities from 2008 to 2017 - European Environment Agency*. EEA. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/external/climatic-suitability-of-the-aedes-1>

- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Ellwanger, J. H., Kulmann-Leal, B., Kaminski, V. L., Valverde-Villegas, J. M., Veiga, A. B. G. Da, Spilki, F. R., Fearnside, P. M., Caesar, L., Giatti, L. L., Wallau, G. L., Almeida, S. E. M., Borba, M. R., Hora, V. P. Da, & Chies, J. A. B. (2020). Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92(1), 1–33. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020191375>
- Eritja, R., Palmer, J. R. B., Roiz, D., Sanpera-Calbet, I., & Bartumeus, F. (2017). Direct Evidence of Adult *Aedes albopictus* Dispersal by Car. *Scientific Reports*, 7(1), 14399. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12652-5>
- ESA. (2019). *ESA - Copernicus Project*. ESA. [http://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus](http://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus)
- Evans, T. G., Diamond, S. E., & Kelly, M. W. (2015). Mechanistic species distribution modelling as a link between physiology and conservation. *Conservation Physiology*, 3(1), cov056. <https://doi.org/10.1093/conphys/cov056>
- Fischer, D., Thomas, S. M., Neteler, M., Tjaden, N. B., & Beierkuhnlein, C. (2014). Climatic suitability of *Aedes albopictus* in Europe referring to climate change projections: comparison of mechanistic and correlative niche modelling approaches. *Eurosurveillance*, 19(6), 1–13. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES2014.19.6.20696>
- Fitmaurice, G. ., Laird, N. ., & Ware, J. . (2004). Applied Longitudinal Analysis. In *Wiley Series in Probability and Statistics*.
- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., & Sibert, J. (2012). AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27(2), 233–249. <https://doi.org/10.1080/10556788.2011.597854>
- Franklin, J. (2010a). Data for species distribution models: the biological data. In *Mapping species distributions* (pp. 55–75). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.007>
- Franklin, J. (2010b). Data for species distribution models: the environmental data. In *Mapping species distributions* (pp. 76–104). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.008>
- Franklin, J. (2010c). History and ecological basis of species distribution modeling. In *Mapping species distributions* (pp. 1–20). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.002>
- Franklin, J. (2010d). Implementation of species distribution models. In *Mapping species distributions* (pp. 235–261). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.015>

- Franklin, J., & Miller, J. A. (2010). Statistical models – modern regression. In *Mapping species distributions* (pp. 113–153). Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.010>
- Gasperi, G., Bellini, R., Malacrida, A. R., Crisanti, A., Dottori, M., & Aksoy, S. (2012). A New Threat Looming over the Mediterranean Basin: Emergence of Viral Diseases Transmitted by *Aedes albopictus* Mosquitoes. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, *6*(9), 9–11.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0001836>
- Gelman, A., & Hill, J. (2006). Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models. In *BMC Public Health* (Vol. 5, Issue 1). Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511790942>
- Gould, E., Pettersson, J., Higgs, S., Charrel, R., & de Lamballerie, X. (2017). Emerging arboviruses: Why today? *One Health*, *4*(June), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2017.06.001>
- Grandadam, M., Caro, V., Plumet, S., Thiberge, J. M., Souarès, Y., Failloux, A. B., Tolou, H. J., Budelot, M., Cosserat, D., Leparç-Goffart, I., & Desprès, P. (2011). Chikungunya virus, Southeastern France. *Emerging Infectious Diseases*, *17*(5), 910–913.  
<https://doi.org/10.3201/eid1705.101873>
- Gratz, N. G. (2004). Critical review of the vector status of *Aedes albopictus*. *Medical and Veterinary Entomology*, *18*(3), 215–227. <https://doi.org/10.1111/j.0269-283X.2004.00513.x>
- Gubler, D. J. (2006). Human Arbovirus Infections Worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *951*(1), 13–24. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2001.tb02681.x>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, *8*(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Honório, N. A., Da Costa Silva, W., Leite, P. J., Gonçalves, J. M., Lounibos, L. P., & Lourenço-de-Oliveira, R. (2003). Dispersal of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in an Urban Endemic Dengue Area in the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz*, *98*(2), 191–198. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762003000200005>
- Hulme, P. E. (2014). Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Trends in Parasitology*, *30*(6), 267–270. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2014.03.005>
- Hwang, M.-J., Kim, J.-H., Kim, H.-C., Kim, M. S., Klein, T. A., Choi, J., Sim, K., Chung, Y., Joshi, Y. P., & Cheong, H.-K. (2020). Temporal Trend of *Aedes albopictus* in Local Urban Parks of the Republic of Korea. *Journal of Medical Entomology*, *X*, 1–8. <https://doi.org/10.1093/jme/tjaa039>
- Ibáñez-Justicia, A., Alcaraz-Hernández, J. D., van Lammeren, R., Koenraadt, C. J. M., Bergsma, A., Delucchi, L., Rizzoli, A., & Takken, W. (2020). Habitat suitability modelling to assess the introductions of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in the Netherlands. *Parasites & Vectors*, *13*(1), 217. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04077-3>
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L., & Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, *451*(7181), 990–993.  
<https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface

areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>

- Kraemer, M. U. G., Reiner, R. C., Brady, O. J., Messina, J. P., Gilbert, M., Pigott, D. M., Yi, D., Johnson, K., Earl, L., Marczak, L. B., Shirude, S., Davis Weaver, N., Bisanzio, D., Perkins, T. A., Lai, S., Lu, X., Jones, P., Coelho, G. E., Carvalho, R. G., ... Golding, N. (2019). Past and future spread of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*. *Nature Microbiology*, 4(5), 854–863. <https://doi.org/10.1038/s41564-019-0376-y>
- Kraemer, M. U. G., Sinka, M. E., Duda, K. A., Mylne, A. Q. N., Shearer, F. M., Barker, C. M., Moore, C. G., Carvalho, R. G., Coelho, G. E., Van Bortel, W., Hendrickx, G., Schaffner, F., Elyazar, I. R. F., Teng, H.-J., Brady, O. J., Messina, J. P., Pigott, D. M., Scott, T. W., Smith, D. L., ... Hay, S. I. (2015). The global distribution of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus*. *ELife*, 4, e08347. <https://doi.org/10.7554/eLife.08347>
- Li, Y., Kamara, F., Zhou, G., Puthiyakunnon, S., Li, C., Liu, Y., Zhou, Y., Yao, L., Yan, G., & Chen, X.-G. (2014). Urbanization Increases *Aedes albopictus* Larval Habitats and Accelerates Mosquito Development and Survivorship. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 8(11), e3301. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003301>
- Lounibos, L. P. (2002). Invasions by Insect Vectors of Human Disease. *Annual Review of Entomology*, 47(1), 233–266. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145206>
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., D. P. M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. *The Invasive Species Specialist Group*, 26(2), 105–110.
- M. Kollars, T. (2018). Integrated Mosquito Management and estimating direction and rate of dissemination of Zika virus infected mosquitoes in the port area of Mangalore, India. *Biomedical Research and Clinical Practice*, 3(1), 1–3. <https://doi.org/10.15761/BRCP.1000160>
- Manica, M., Filipponi, F., D'Alessandro, A., Screti, A., Neteler, M., Rosà, R., Solimini, A., della Torre, A., & Caputo, B. (2016). Spatial and Temporal Hot Spots of *Aedes albopictus* Abundance inside and outside a South European Metropolitan Area. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 10(6), e0004758. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004758>
- Mariconti, M., Obadia, T., Mousson, L., Malacrida, A., Gasperi, G., Failloux, A.-B., & Yen, P.-S. (2019). Estimating the risk of arbovirus transmission in Southern Europe using vector competence data. *Scientific Reports*, 9(1), 17852. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54395-5>
- Marrama Rakotoarivony, L., & Schaffner, F. (2012). ECDC guidelines for the surveillance of invasive mosquitoes in Europe. In *Eurosurveillance* (Vol. 17, Issue 36). <https://doi.org/10.2807/ese.17.36.20265-en>
- Martinet, J.-P., Ferté, H., Failloux, A.-B., Schaffner, F., & Depaquit, J. (2019). Mosquitoes of North-Western Europe as Potential Vectors of Arboviruses: A Review. *Viruses*, 11(11), 1059. <https://doi.org/10.3390/v11111059>
- Mateo, R. G., Croat, T. B., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2010). Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Diversity and Distributions*, 16(1), 84–94. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00617.x>
- Medley, K. A. (2010). Niche shifts during the global invasion of the Asian tiger mosquito, *Aedes*

- albopictus Skuse (Culicidae), revealed by reciprocal distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 122–133. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00497.x>
- Medlock, J. M., Hansford, K. M., Versteirt, V., Cull, B., Kampen, H., Fontenille, D., Hendrickx, G., Zeller, H., Van Bortel, W., & Schaffner, F. (2015). An entomological review of invasive mosquitoes in Europe. *Bulletin of Entomological Research*, 105(6), 637–663. <https://doi.org/10.1017/S0007485315000103>
- Mogi, M., Khamboonruang, C., Choochote, W., & Suwanpanit, P. (1988). Ovitrap surveys of dengue vector mosquitoes in Chiang Mai, northern Thailand: seasonal shifts in relative abundance of *Aedes albopictus* and *Ae. aegypti*. *Medical and Veterinary Entomology*, 2(4), 319–324. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2915.1988.tb00203.x>
- Nakagawa, S., Johnson, P. C. D., & Schielzeth, H. (2017). The coefficient of determination  $R^2$  and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *Journal of The Royal Society Interface*, 14(134), 20170213. <https://doi.org/10.1098/rsif.2017.0213>
- Nelder, J. A., & Wedderburn, R. W. M. (1972). Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 135(3), 370. <https://doi.org/10.2307/2344614>
- Neteler, M., Metz, M., Rocchini, D., Rizzoli, A., Flacio, E., Engeler, L., Guidi, V., Lüthy, P., & Tonolla, M. (2013). Is Switzerland suitable for the invasion of *Aedes albopictus*? *PLoS ONE*, 8(12), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082090>
- Osório, H. C., Rocha, J., Roquette, R., Guerreiro, N. M., Zé-Zé, L., Amaro, F., Silva, M., & Alves, M. J. (2020). Seasonal Dynamics and Spatial Distribution of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in a Temperate Region in Europe, Southern Portugal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(19), 7083. <https://doi.org/10.3390/ijerph17197083>
- Osório, H., Zé-Zé, L., Neto, M., Silva, S., Marques, F., Silva, A., & Alves, M. (2018). Detection of the Invasive Mosquito Species *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Diptera: Culicidae) in Portugal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4), 820. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040820>
- Paupy, C., Delatte, H., Bagny, L., Corbel, V., & Fontenille, D. (2009). *Aedes albopictus*, an arbovirus vector: From the darkness to the light. *Microbes and Infection*, 11(14–15), 1177–1185. <https://doi.org/10.1016/j.micinf.2009.05.005>
- Pearson, R. G. (2007). Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *American Museum of Natural History*, 3, 54–89. <https://pdfs.semanticscholar.org/66db/947ee1a6ab91c408f489d17cfb6e068931a6.pdf>
- Polechová, J., & Storch, D. (2008). Ecological Niche. In *Encyclopedia of Ecology* (Issue December, pp. 1088–1097). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00811-9>
- Record, S., Fitzpatrick, M. C., Finley, A. O., Veloz, S., & Ellison, A. M. (2013). Should species distribution models account for spatial autocorrelation? A test of model projections across eight millennia of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 22(6), 760–771. <https://doi.org/10.1111/geb.12017>
- Regos, A., Imbeau, L., Desrochers, M., Leduc, A., Robert, M., Jobin, B., Brotons, L., & Drapeau, P. (2018). Hindcasting the impacts of land-use changes on bird communities with species

distribution models of Bird Atlas data. *Ecological Applications*, 28(7), 1867–1883.  
<https://doi.org/10.1002/eap.1784>

- Rezza, G., Nicoletti, L., Angelini, R., Romi, R., Finarelli, A., Panning, M., Cordioli, P., Fortuna, C., Boros, S., Magurano, F., Silvi, G., Angelini, P., Dottori, M., Ciufolini, M., Majori, G., & Cassone, A. (2007). Infection with chikungunya virus in Italy: an outbreak in a temperate region. *The Lancet*, 370(9602), 1840–1846. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(07\)61779-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(07)61779-6)
- Rivera, Ó. R. de, & López-Quílez, A. (2017). Development and Comparison of Species Distribution Models for Forest Inventories. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(6), 176. <https://doi.org/10.3390/ijgi6060176>
- Rocha, J. (2012). *Sistemas Complexos, Modelação e Geosimulação da Evolução de Padrões de Uso e Ocupação do Solo. Tese de Doutoramento*. Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa. <https://doi.org/10.13140/2.1.1304.7363>
- Rupprecht, F., Oldeland, J., & Finckh, M. (2011). Modelling potential distribution of the threatened tree species *Juniperus oxycedrus*: how to evaluate the predictions of different modelling approaches? *Journal of Vegetation Science*, 22(4), 647–659. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01269.x>
- Schaffner, F., Van Bortel, W., & Coosemans, M. (2004). First record of *Aedes (Stegomyia) albopictus* in Belgium. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 20(2), 201–203. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15264633>
- Scholte, E.-J., Jacobs, F., Linton, Y.-M., Dijkstra, E., & Takken, J. F. & W. (2007). First record of *Aedes (Stegomyia) albopictus* in the Netherlands. *European Mosquito Bulletin Journal of the European Mosquito Control Association*, 22, 5–9.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8(1), 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Senay, S. D., Worner, S. P., & Ikeda, T. (2013). Novel Three-Step Pseudo-Absence Selection Technique for Improved Species Distribution Modelling. *PLoS ONE*, 8(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071218>
- Simard, F., Nchoutpouen, E., Toto, J. C., & Fontenille, D. (2005). Geographic Distribution and Breeding Site Preference of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Cameroon, Central Africa. *Journal of Medical Entomology*, 42(5), 726–731. <https://doi.org/10.1093/jmedent/42.5.726>
- Takumi, K., Scholte, E. J., Braks, M., Reusken, C., Avenell, D., & Medlock, J. M. (2009). Introduction, scenarios for establishment and seasonal activity of *aedes albopictus* in the Netherlands. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 9(2), 191–196. <https://doi.org/10.1089/vbz.2008.0038>
- Tatem, A. J., Hay, S. I., & Rogers, D. J. (2006). Global traffic and disease vector dispersal. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(16), 6242–6247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0508391103>
- Toma, L., Severini, F., Di Luca, M., Bella, A., & Romi, R. (2003). Seasonal patterns of oviposition and

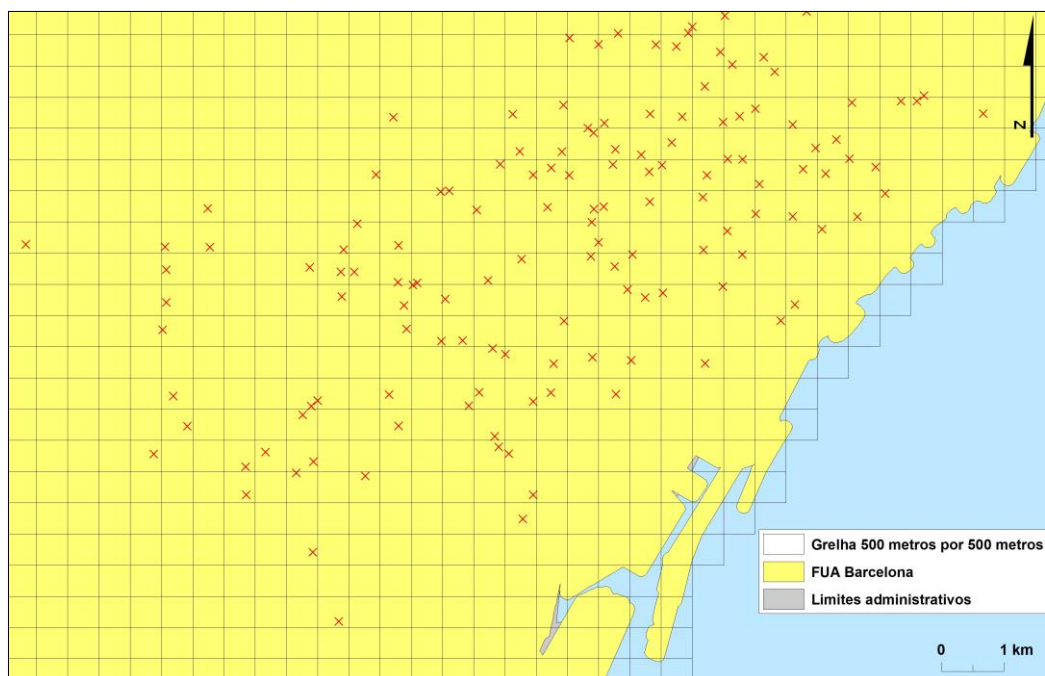
egg hatching rate of *Aedes albopictus* in Rome. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 19(1), 19–22. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12674530>

- Valerio, L., Marini, F., Bongiorno, G., Facchinelli, L., Pombi, M., Caputo, B., Maroli, M., & della Torre, A. (2010). Host-Feeding Patterns of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in Urban and Rural Contexts within Rome Province, Italy. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 10(3), 291–294. <https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0007>
- Van Gompel, A., & Van Bortel, W. (2008). Emerging Pests and Vector-borne Diseases in Europe. *Emerging Infectious Diseases*, 14(11), 1827–1828. <https://doi.org/10.3201/eid1411.080945>
- Waldock, J., Chandra, N. L., Lelieveld, J., Proestos, Y., Michael, E., Christophides, G., & Parham, P. E. (2013). The role of environmental variables on *Aedes albopictus* biology and chikungunya epidemiology. *Pathogens and Global Health*, 107(5), 224–241. <https://doi.org/10.1179/2047773213Y.0000000100>
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., ... Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12), 686–693. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008>
- Wang, W., Zhang, C., Allen, J., Li, W., Boyer, M., Segerson, K., & Silander, J. (2016). Analysis and Prediction of Land Use Changes Related to Invasive Species and Major Driving Forces in the State of Connecticut. *Land*, 5(3), 25. <https://doi.org/10.3390/land5030025>
- Werner, D., & Kampen, H. (2015). *Aedes albopictus* breeding in southern Germany, 2014. *Parasitology Research*, 114(3), 831–834. <https://doi.org/10.1007/s00436-014-4244-7>
- Zêzere, J. L., Oliveira, S. C., Garcia, R. A. C., & Reis, E. (2007). Landslide risk analysis in the area North of Lisbon (Portugal): Evaluation of direct and indirect costs resulting from a motorway disruption by slope movements. *Landslides*, 4(2), 123–136. <https://doi.org/10.1007/s10346-006-0070-z>
- Zêzere, J. L., Reis, E., Garcia, R., Oliveira, S., Rodrigues, M. L., Vieira, G., & Ferreira, A. B. (2004). Integration of spatial and temporal data for the definition of different landslide hazard scenarios in the area north of Lisbon (Portugal). *Natural Hazards and Earth System Science*, 4(1), 133–146. <https://doi.org/10.5194/nhess-4-133-2004>

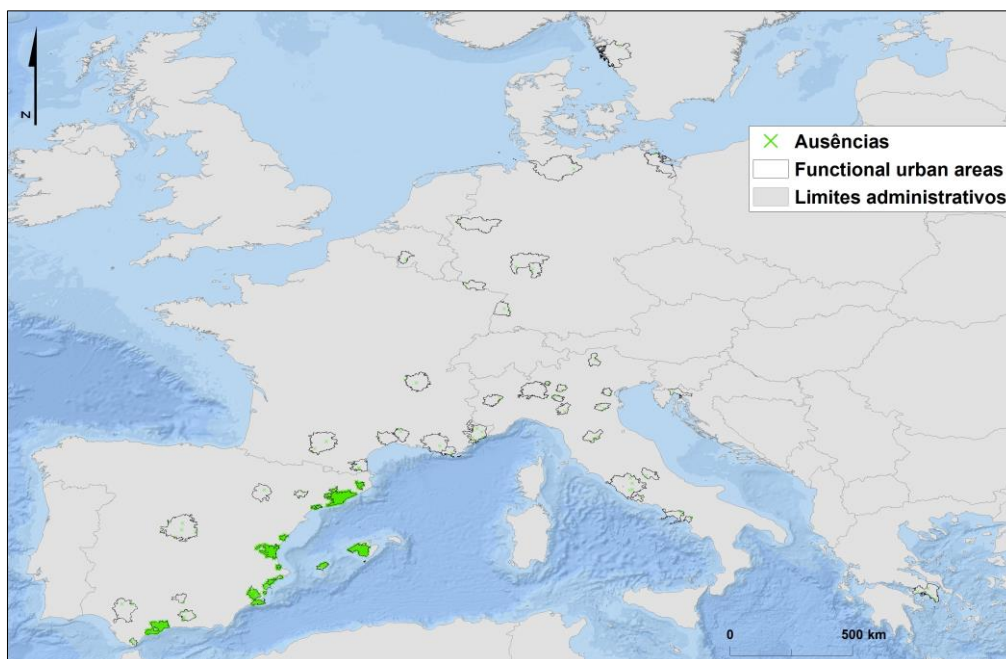


## Anexos

**Anexo 1.** Exemplo da grelha 500 metros por 500 metros utilizadas para a filtragem espacial dos dados de ocorrência



**Anexo 2.** Enquadramento geográfico das pseudo-ausências do *Aedes albopictus* nas áreas de estudo



### Anexo 3. Script da realização das correlações de Pearson

```
#Package

library(Hmisc)
library(corrplot)
library(PerformanceAnalytics)

#Determinar pasta de trabalho

setwd("...")
modelo_1 = read.table("modelo_1.csv", header=TRUE, sep=";", na.strings="NA", dec=".")
modelo_2 = read.table("modelo_2.csv", header=TRUE, sep=";", na.strings="NA", dec=".")
modelo_3 = read.table("modelo_3.csv", header=TRUE, sep=";", na.strings="NA", dec=".")
modelo_4 = read.table("modelo_4.csv", header=TRUE, sep=";", na.strings="NA", dec=".")

#Esquema de cores das tabelas de correlação

col <- colorRampPalette(c("#4477AA", "#77AADD", "#FFFFFF", "#EE9988", "#BB4444"))

#Template da modelação da correlação que foi efetuado para cada um dos modelos

#Modelo 1 - Modelo Principal ALBopictus
#Cálculo da correlação
modelo_1.coeff = modelo_1.rcorr$r

#Tabela de correlação
corrplot(modelo_1.coeff,method = 'color', col = col(20),
          type = 'upper', number.cex = 1,
          addCoef.col = 'black',
          tl.col = 'Black',tl.cex = .7, tl.srt = 90,
          diag = FALSE)
```

### Anexo 4. Script utilizado no desenvolvimento dos modelos

```
#Package

library(glmADMB)

#Determinar pasta de trabalho

setwd("...")

#Inserir tabela

data.set = read.table("modelo.csv", header=TRUE, sep=";", na.strings="NA", dec=".")
summary(data.set)

#Modelo principal

Full_albo=glmADMB(formula =ID ~ Mes_hot + Mes_cold + Mes_wet + Mes_dry + Urbano_Denso +
Urbano_Disperso + Area_artificializadas + Extracao_mineira + Sitios_construcao + Sem_uso +
Area_urbanos_verdes + Agricultura + Florestas + (1|FUA_NAME), data = data.set, family = "binom")
summary(Full_albo)

#Modelo população

Pop_albo=glmADMB(formula =ID ~ Mes_hot + Mes_cold + Mes_wet + Mes_dry + Urbano_Denso +
Urbano_Disperso + Area_artificializadas + Extracao_mineira + Sitios_construcao + Sem_uso +
Area_urbanos_verdes + Agricultura + Florestas + Pop + (1|FUA_NAME), data = data.set, family = "binom")
summary(Pop_albo)

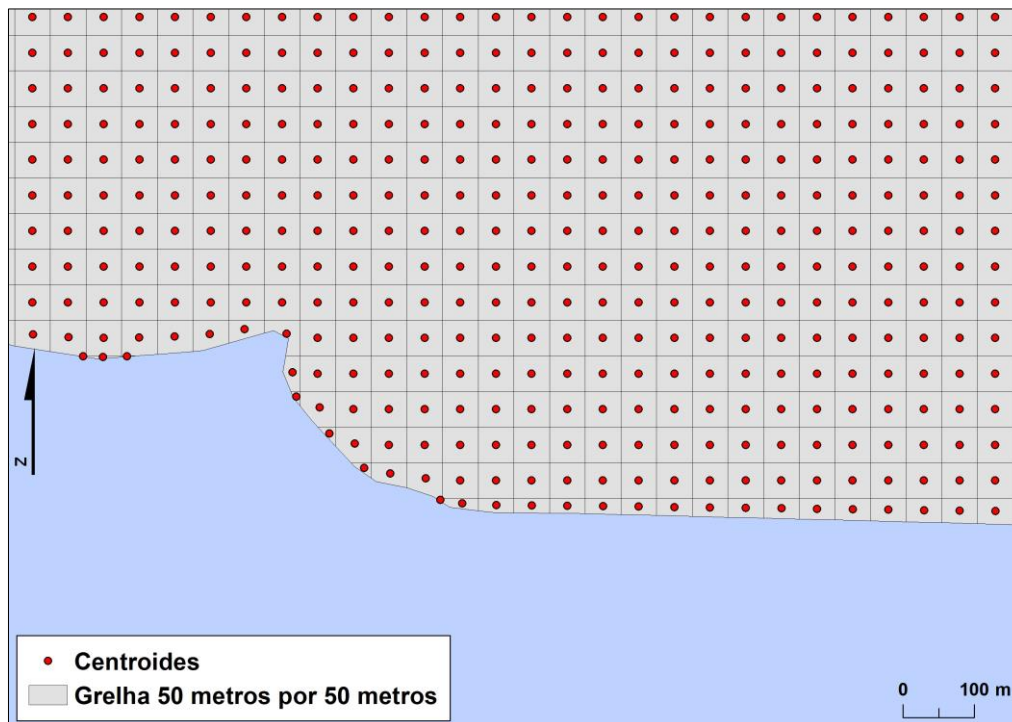
#Modelo culicidae com 250 metro de raio

culi_250_albo=glmADMB(formula =ID ~ Mes_hot + Mes_cold + Mes_wet + Mes_dry + Urbano_Denso +
Urbano_Disperso + Area_artificializadas + Extracao_mineira + Sitios_construcao + Sem_uso +
Area_urbanos_verdes + Agricultura + Florestas + culi_250 + (1|FUA_NAME), data = data.set, family =
"binom")
summary(culi_250_albo)

#Modelos culicidae com 500 metros de raio

culi_500_albo=glmADMB(formula =ID ~ Mes_hot + Mes_cold + Mes_wet + Mes_dry + Urbano_Denso +
Urbano_Disperso + Area_artificializadas + Extracao_mineira + Sitios_construcao + Sem_uso +
Area_urbanos_verdes + Agricultura + Florestas + culi_500 + (1|FUA_NAME), data = data.set, family =
"binom")
summary(culi_500_albo)
```

## Anexo 5. Exemplo da grelha e respetivos centroides criados para Lisboa



## Anexo 6. Script correspondente ao modelo preditivo da suscetibilidade para Lisboa

```
#Package
library(glmADMB)

#Determinar pasta de trabalho
setwd ("...")

#Inserir a tabela com os valores das variáveis de cada centroides
centroides.data = read.table("centroides_lisboa.csv", header=TRUE, sep=",", na.strings="NA", dec=".")
summary(centroides.data)

#Modelo preditivo para Lisboa
predict_lisboa=predict(Full_albo, newdata=centroides.data, type ="response")
summary(predict_lisboa)

#Guardar os resultados do valor preditivo para cada centroide
write.csv(predict_lisboa,"...", row.names = FALSE)
```