

CONTRIBUTO DOS SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA PARA A IDENTIFICAÇÃO DE UMA REDE ECOLÓGICA MUNICIPAL EM FELGUEIRAS (PORTO – PORTUGAL)

CONTRIBUTION OF GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEMS TO THE IDENTIFICATION OF A MUNICIPAL ECOLOGICAL NETWORK IN FELGUEIRAS (PORTO - PORTUGAL)

CONTRIBUCIÓN DE LOS SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA A LA IDENTIFICACIÓN DE UNA RED ECOLÓGICA MUNICIPAL EN FELGUEIRAS (PORTO - PORTUGAL)

Hélder da Silva Lopes

Lab2PT – Laboratório de Paisagens, Património e Território, Departamento de Geografia, Universidade do Minho e IdRA
– Institut de Recerca de l’Aigua, Grup de Climatologia, Departament de Geografia, Universitat de Barcelona
htsltiago@gmail.com

Maria Manuela Laranjeira

CECS – Centro de Estudos de Comunicação e Sociedade, Departamento de Geografia, Universidade do Minho
manuela.laranjeira@geografia.uminho.pt

José Manuel Rocha

Centro de Estudos de Comunicação e Sociedade, Departamento de Geografia, Universidade do Minho e GRAM, Grup de Recerca Ambiental Mediterrània, Departament de Geografia, Universitat de Barcelona
jmfrocha@outlook.com

Resumo

O presente artigo procura contribuir para a identificação da rede ecológica para o município de Felgueiras, tendo em consideração as manchas de floresta de folhosas. Atendendo a que a conectividade é atualmente uma questão fundamental em planeamento e gestão para a conservação de espécies que ocupam manchas de habitat muito pequenas e cada vez mais alteradas, procura-se através da análise à conectividade da paisagem localizar potenciais corredores entre as *core area* que permitam restaurar ou potenciar a conservação de espécies. Na sequência desta análise, recorreremos à análise do custo total à dispersão de espécies, tomando como referência a permeabilidade dos usos do solo e a distância máxima para a dispersão. Em razão disso, foram identificados vários caminhos potenciais que permitem melhorar a conectividade ecológica e amenizar os efeitos causados com a fragmentação de habitats.

Palavras-chave: Fragmentação dos habitats; Conectividade da paisagem; Rede ecológica; Felgueiras.

Abstract

This article aims to contribute to an identification of the ecological network for the municipality of Felgueiras, considering as broadleaf forest patches. Given that connectivity is a fundamental issue in planning and management for the conservation of species that occupy very small and increasingly altered habitat patches, we seek to analyse the landscape connectivity to locate potential corridors between the core areas that allow restoration or enhance conservation of species. Following this analysis, we used the analysis of the total cost of dispersion of species, taking as reference the permeability of the land uses and the maximum distance for a dispersion. Thus, several paths have been identified that enhance ecological connectivity and ease the effects of habitat fragmentation.

Keywords: Habitat fragmentation; Landscape connectivity; Ecological network; Felgueiras.

Resumen

Este artículo busca contribuir a la identificación de la red ecológica del municipio de Felgueiras, teniendo en cuenta las frondosas manchas forestales. Teniendo en cuenta que la conectividad es actualmente un tema fundamental en la planificación y gestión para la conservación de especies que ocupan parches de hábitat muy pequeños y cada vez más alterados, se busca a través del análisis de la conectividad del paisaje para localizar corredores potenciales entre las áreas centrales que para restaurar o mejorar la conservación de las especies. Después de este análisis, recurrimos al análisis del costo total de la dispersión de especies, tomando como referencia la permeabilidad de los usos del suelo y la distancia máxima para la dispersión. Como resultado, se han identificado varios caminos potenciales que permiten mejorar la conectividad ecológica y mitigar los efectos causados por la fragmentación del hábitat.

Palabras clave: fragmentación del hábitat; Conectividad del paisaje; Red ecológica; Felgueiras

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a perda de biodiversidade e o aumento de habitats naturais fragmentados têm suscitado interesse na discussão de políticas e estratégias de conservação natural. Essencialmente a partir dos anos 90 do século XX, as preocupações científicas em matéria de conectividade dos habitats têm-se multiplicado em diversas políticas de conservação da biodiversidade [e.g. a Estratégia Global para a Biodiversidade e a Diretiva Habitats, de 1992, a Estratégia Pan-Europeia da Diversidade Biológica e Paisagística, de 1995, a Estratégia de Biodiversidade da Comunidade Europeia, de 1998] (Marulli & Mallarach, 2005), culminando na Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade 2020, de 2011. No contexto da fragmentação dos habitats, é conveniente distinguir entre conectividade estrutural e conectividade funcional (Goodwin, 2003). A conectividade estrutural diz respeito ao grau de contiguidade do habitat, dependente da sua interrupção física na paisagem. Funcionalmente, a conectividade não depende do grau de adjacência física do habitat, e refere-se ao grau de facilidade ou de resistência que os vários elementos estruturais da paisagem oferecem à manutenção de fluxos ecológicos (e.g. dispersão de propágulos, movimento de animais), entre as manchas do habitat (Taylor *et al.*, 1993). Pese embora a definição de estratégias e princípios ambientais consistentes, inerentes ao desenvolvimento de múltiplos programas e projetos, faltam ainda métodos quantitativos da Ecologia da Paisagem capazes de avaliar a fragmentação e a conectividade ecológica ao nível regional, de forma eficiente e não onerosa, que apoiem processos de planeamento mais eficazes (Marulli & Mallarach, 2005). Além disso, a definição de habitats naturais não obedece a orientações de preservação e as prioridades de conservação são concomitantemente estabelecidas com base no conhecimento de especialistas, não obedecendo a uma abordagem sistémica, que permita, por exemplo, avaliar o risco de se perder um determinado fragmento de habitat, resultando, por vezes, numa ‘manta de retalhos’ de áreas protegidas (Gurrutxaga *et al.*, 2010).

Cada vez mais, os espaços florestais encontram-se significativamente fragmentados por outros usos de solo. De acordo com o relatório do *Joint Research Centre* da Comissão Europeia, produzido por Estreguil *et al.* (2013), a fragmentação das florestas (e de outros habitats naturais e seminaturais) deve-se à expansão das áreas agrícolas, das infraestruturas de transporte e da construção, bem como à ocorrência de incêndios. Por consequência, as paisagens com espaços florestais deficientemente conetados entre si representam 70% do território europeu, sendo potencialmente mais vulneráveis à fragmentação adicional no futuro (Estreguil *et al.*, 2013). Estas paisagens heterogêneas, compostas por manchas remanescentes (ou fragmentos) dos habitats florestais originais, geram obstáculos para a

reprodução e sobrevivência das espécies (Nikolakaki, 2004), nomeadamente as mais sensíveis à área e/ou com menor capacidade de dispersão (Laranjeira, 2012).

Constituindo a fragmentação dos habitats uma das principais causas para a perda de biodiversidade (Laurence *et al.*, 2011), os modelos de simulação espacial surgem cada vez mais associados a análises para destrinçar as relações recíprocas entre os padrões espaciais da paisagem e os processos ecológicos, sendo que, do ponto de vista da conservação, assumem um papel fundamental para o restabelecimento da conectividade da paisagem (Beier *et al.*, 2011; Closset-kopp *et al.*, 2016; Pierik *et al.*, 2016). A conectividade funcional (atrás definida) deve ser modelada em função da capacidade de dispersão da(s) espécie(s) em causa e da facilidade de movimento através dos diferentes usos do solo da matriz em que se inserem os fragmentos de habitat (Adriaensen *et al.*, 2003), a que se designa por permeabilidade da matriz (Opdam *et al.*, 2003; Watts *et al.*, 2005). A partir desta abordagem é possível identificar corredores entre as manchas de habitat, entendidos como áreas relativamente alargadas que promovem uma maior conexão ecológica ao invés de faixas circunscritas de vegetação (Bentrup, 2008). De qualquer forma, é preciso ter presente que nem todas as manchas remanescentes podem ser consideradas para a integração numa rede ecológica, pelo facto de não apresentarem viabilidade quer ecológica, quer económica (Araújo *et al.*, 2015). Assume-se que este é o caso dos fragmentos muito pequenos e sem habitat interior (ou *core area*), que têm condições ecológicas muito perturbadas e não contribuem para a coesão da rede ecológica (Torrinha e Laranjeira, 2013).

O presente estudo é desenvolvido a partir de um mapa de ocupação e uso do solo à escala regional; este tipo de mapas, associados à representação de dezenas (ou centenas) de manchas de habitat natural e de áreas de conectividade (Beier *et al.*, 2011), permite delinear estratégias de conservação baseadas em redes ecológicas, focalizando os recursos necessários para os elementos da paisagem que melhor asseguram este objetivo. Para o desenho específico dos corredores, incluindo as intervenções locais obrigatórias, são precisos mapas de grão fino (≤ 30 m), com informação pormenorizada (Beier *et al.*, 2011). Deste modo, o trabalho desenvolve uma metodologia de aplicação de ferramentas SIG (Sistemas de Informação Geográfica) para a identificação de uma rede ecológica municipal, ancorada nas manchas de floresta de folhosas. Tomando como exemplo o município de Felgueiras, pretende-se com esta investigação: (i) avaliar o potencial de conservação dos fragmentos de floresta de folhosas; (ii) estimar o isolamento relativo dos fragmentos de floresta com maior potencial de conservação; (iii) avaliar a conectividade da paisagem, em função da dificuldade de dispersão (análise de custo); e, (iv) identificar potenciais corredores ecológicos, tendo em consideração os caminhos de menor custo à dispersão.

2. DADOS E MÉTODOS

As várias etapas inerentes ao trabalho, que requerem a utilização do *software* ArcGIS (10.3), foram sintetizadas no esquema da Figura 1.

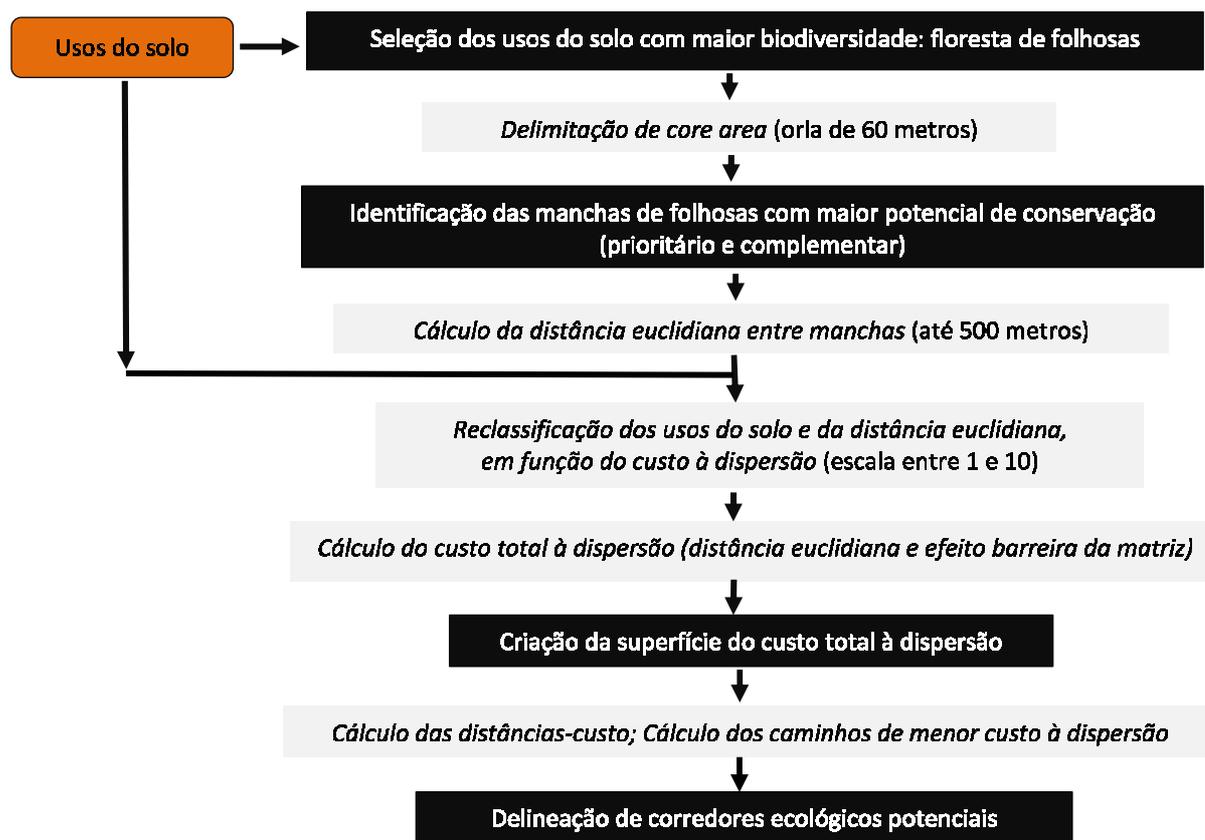


Figura 1 – Metodologia aplicada na identificação de corredores ecológicos.

O município de Felgueiras abrange uma área de 115,74 km², tem uma população de 58.065 habitantes e situa-se no Noroeste de Portugal Continental. Dada a escala de análise, o estudo permite considerar os efeitos do crescimento urbano num município com a área urbana ainda em fase de consolidação, cujos espaços artificiais se apresentam dispersos. Em resultado de um crescimento em ‘mancha de óleo’, induzido sobretudo pela estruturação das infraestruturas viárias, é premente considerar a necessidade de estabelecer uma rede ecológica da floresta de folhosas, que permita conexões vitais e preserve importantes áreas de conservação da biodiversidade.

2.1. Uso do solo no município de Felgueiras

Com base na Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) para 2015, fornecida pela Câmara Municipal de Felgueiras e produzida à escala 1:25.000, foi feito um agrupamento das 25 classes iniciais para 7 classes, tendo em consideração as características comuns associadas aos usos do solo (Tabela I e Figura 2).

Tabela I – Classes de uso do solo agrupadas e área (em km² e %) no município de Felgueiras

Código	Uso do Solo	Classes da COS Nível 3	Área	
			Km ²	%
C ₁	<i>Espaços Artificiais</i>	Tecido urbano contínuo; Tecido Urbano descontínuo; Indústria, comércio e equipamentos gerais; Redes viárias e ferroviárias e espaços associados; Áreas de extração de inertes; Áreas de deposição de resíduos; Áreas em construção; Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas.	16,2	14,0
C ₂	<i>Áreas Agrícolas</i>	Culturas temporárias de sequeiro; Culturas temporárias de regadio; Vinhas; Pomares; Sistemas culturais e parcelares complexos.	35,8	31,0
C ₃	<i>Sistemas Agroflorestais</i>	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes; Agricultura com espaços naturais e seminaturais; Sistemas agroflorestais.	5,1	4,4
C ₄	<i>Matos</i>	Vegetação herbácea natural; Matos; Vegetação esclerófitas.	32,0	27,7
C ₅	<i>Florestas de Folhosas</i>	Florestas de folhosas; Florestas Mistas.	5,0	4,3
C ₆	<i>Outras Florestas</i>	Florestas de resinosas; Florestas abertas, cortes e novas plantações.	21,4	18,5
C ₇	<i>Corpos de Água</i>	Cursos de água; Planos de água.	0,1	0,1
Total			115,6	100

Vários autores consideram que, quando numa determinada área, se atinge uma proporção do habitat natural inferior a 60%, tendem a surgir problemas ligados à persistência das espécies e à perda de biodiversidade, segundo as teorias da percolação (O'Neil *et al.*, 1992; With & Crist, 1995; Marulli & Mallarach, 2005). O uso do solo com maior relevância em relação à conservação da biodiversidade foi considerado, no caso de estudo, o identificado sob a designação de 'florestas de folhosas' (C₅), cuja representatividade em Felgueiras, face aos restantes usos de solo, é de apenas 4,3%.

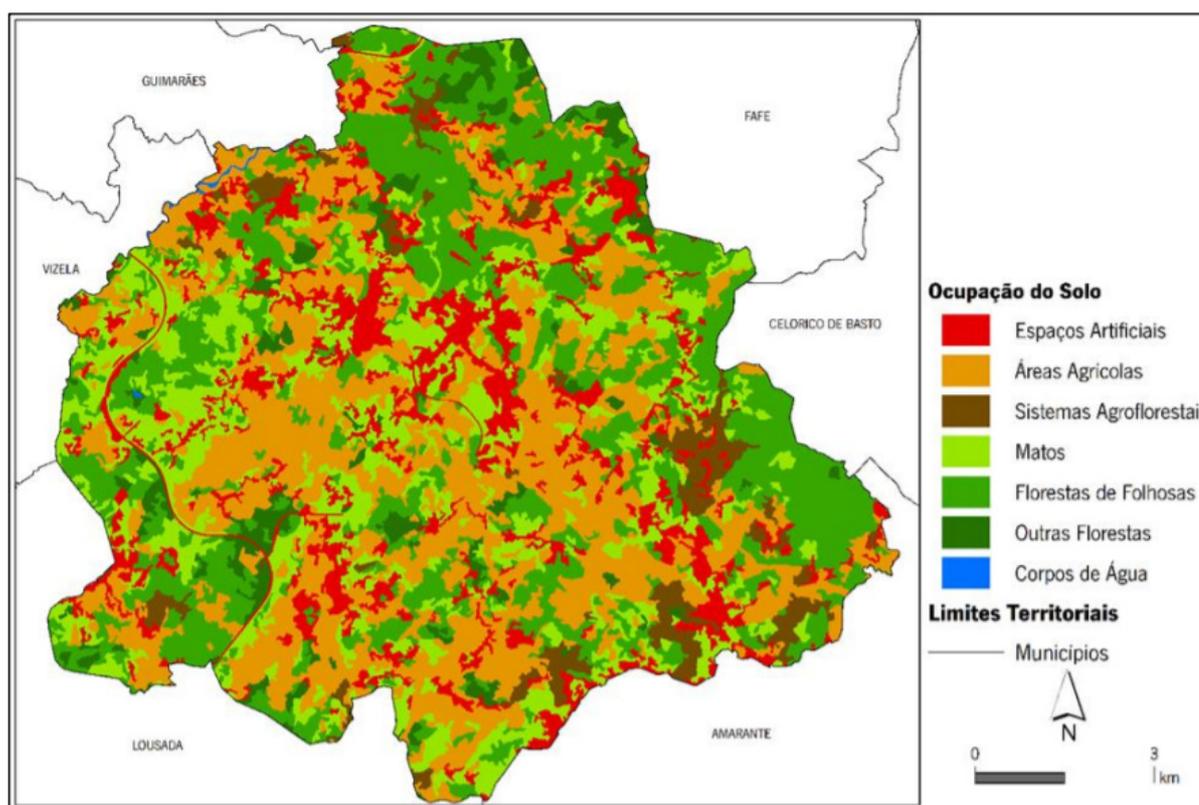


Figura 2 – Uso e Ocupação do Solo do município de Felgueiras, 2015

2.2. Análise do potencial de conservação dos fragmentos de floresta de folhosas

A análise do potencial de conservação foi realizada com base nos fragmentos de floresta de folhosas (C'5) identificados na Figura 2. Esta análise baseou-se no cálculo da área e proporção do habitat interior (*core area*) para cada um dos fragmentos em questão, métricas utilizadas por Torrinha & Laranjeira (2013) para proceder à identificação das manchas de habitat florestal com maior potencial de conservação, e respetiva hierarquização em nível prioritário e complementar (Figura 3). Deste modo, foi retirada uma faixa marginal de 60m a cada mancha, distância máxima até onde se fazem sentir os efeitos de orla (abióticos) em habitat de floresta temperada (Environmental Law Institute, 2003), através da utilização da extensão *Patch Analyst* e correspondente ferramenta *Create Core Areas*, desenvolvida no âmbito do *Spatial Ecology Program*, pelo *Centre for Northern Forest Ecosystem Research*, e possível de integrar no menu do ArcGIS. Posteriormente, foram identificadas as manchas de nível prioritário de conservação, com área de habitat interior (*core area*) igual ou superior a 100ha, que corresponde à área mínima necessária para manter populações ou comunidades de espécies do habitat de floresta temperada (Environmental Law Institute, 2003). Por seu turno, as manchas de nível complementar apresentam uma *core area* inferior a 100ha, sendo a proporção de habitat interior igual ou superior a 30%. Estas manchas exercem ainda um papel relevante pela qualidade do habitat e a conetividade ecológica que lhes está associada. Aliás, mesmo os fragmentos de reduzida área são considerados essenciais por funcionarem como trampolins ecológicos (*stepping stones*) na passagem para as manchas de maior dimensão, constituírem abrigo ou habitat temporário e promoverem a diversidade de espécies na matriz.

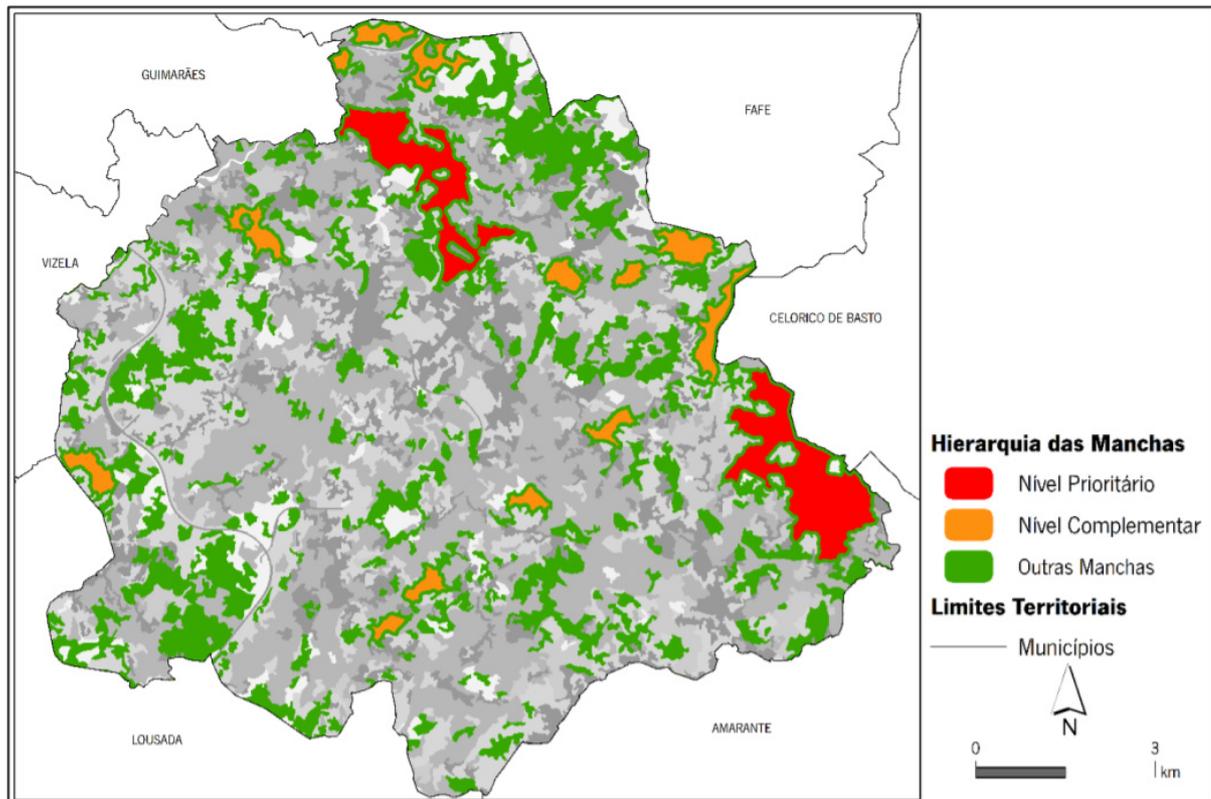


Figura 3 – Potencial de conservação das manchas de floresta de folhosas

2.3. Avaliação do isolamento relativo dos fragmentos de floresta com potencial de conservação prioritário e complementar

Para a avaliação do isolamento relativo das manchas de floresta de folhosas deve atender-se à distância a partir da qual não existirá conectividade funcional entre este habitat, nem coesão da rede ecológica. Em termos genéricos, esta distância-limite deveria ser determinada com base na capacidade de dispersão das espécies; porém, esta não só é extremamente variável consoante a espécie em causa como também é desconhecida, na maioria dos casos. Assim sendo, considerou-se a distância euclidiana à mancha mais próxima, tendo-se estabelecido um limiar de dispersão de 500m (acrescidos aos 60m de distância ao perímetro das manchas, que refletem os efeitos de orla). Outros estudos utilizaram o limiar de dispersão de 1km, quer no caso genérico de espécies do habitat de floresta na Europa, incluindo a Península Ibérica (e.g. Estreguil et al., 2013), quer de floresta tropical (e.g. Seoane et al., 2010); porém, tendo em conta a escala do município em análise optou-se pela aplicação de 500m. Para a matriz de dados matriciais resultantes do *output*, optou-se pela definição do tamanho da célula de 40m, de modo a que a área representada por cada célula seja concordante com a resolução espacial necessária para a sua interpretação. As áreas do município que evidenciam maior conectividade funcional, segundo o grau de isolamento das manchas, encontram-se identificadas na Figura 4.

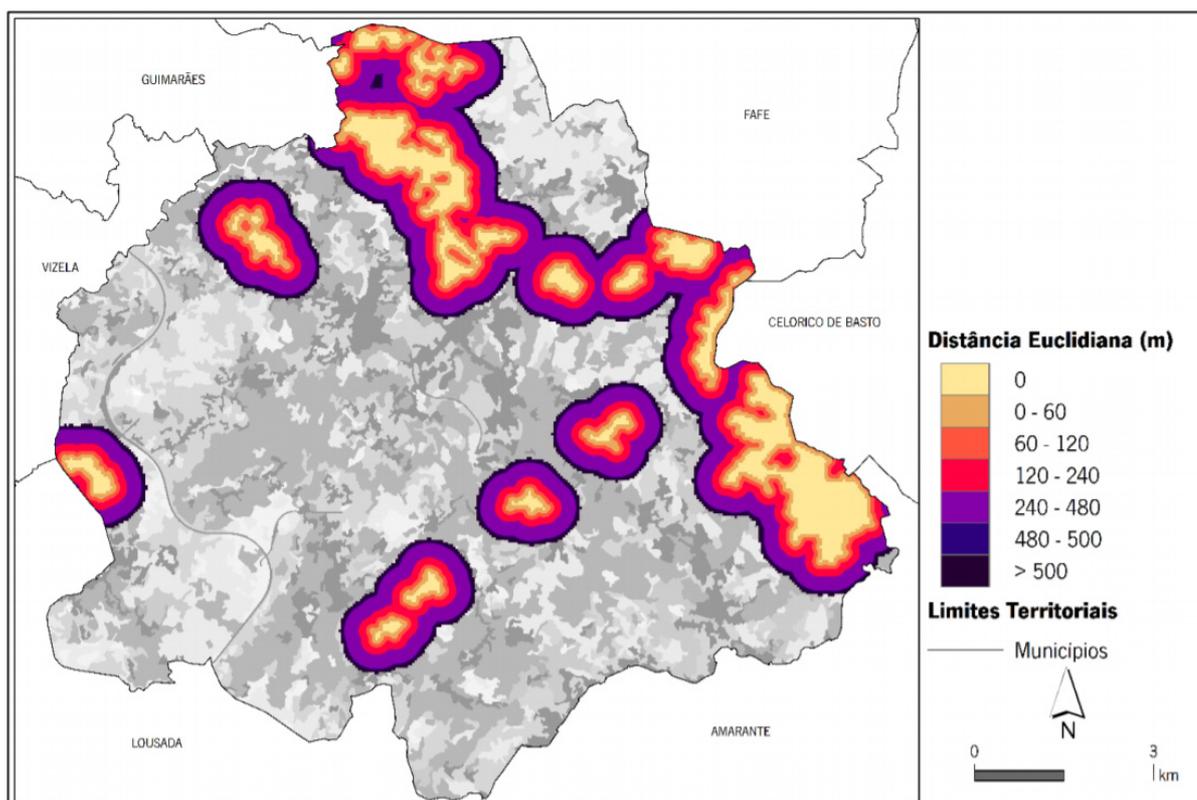


Figura 4 – Distância euclidiana a partir das manchas de nível prioritário e complementar. Deve referir-se que se teve de considerar a classe de distância euclidiana mínima de 0m, correspondente à *core area* de cada mancha prioritária e complementar (e onde o efeito da distância sobre a dispersão não se faz sentir). Assumindo que acima da distância euclidiana de 500m o sucesso da dispersão será muito limitado, considera-se que as manchas localizadas a distâncias entre si superiores a este limite se encontram isoladas (Torrinha & Laranjeira, 2013).

2.4. Avaliação da conectividade da paisagem em função da dificuldade (custo) de dispersão

Pretende-se, nesta etapa, avaliar a conectividade da paisagem, em função da dificuldade de dispersão através da matriz, entre as manchas de floresta de folhosas distanciadas a menos de 500m. Numa paisagem heterogênea (sob o ponto de vista das condições ambientais e ecológicas), os diversos usos do solo da matriz oferecem diferentes resistências à dispersão das espécies (Nikolakaki, 2004), facilitando, dificultando ou, em último caso, inibindo a ocorrência destes fluxos ecológicos através de si (efeito barreira). A resistência constitui uma medida ou valor que representa a permeabilidade de uma célula de determinado tipo de uso do solo à dispersão das espécies (Adriaensen et al., 2003). Consequentemente, os usos do solo menos adequados à dispersão assumem um valor de resistência mais elevado (Nikolakaki, 2004). No contexto dos SIG, resistência corresponde a ‘custo’ e a configuração espacial da permeabilidade da matriz é designada por ‘superfície de custo’ (Gurrutxaga et al., 2010). Deste modo, a modelação espacial da conectividade funcional da paisagem foi realizada com base numa análise de custo. Esta incluiu (i) o custo à dispersão associado à distância entre as manchas de floresta de folhosas (distância euclidiana até ao limite máximo de 500m), bem como (ii) o custo à dispersão (resistência) relacionado com a permeabilidade dos principais usos do solo do município de Felgueiras.

Os valores de custo para ambas as variáveis de conectividade da paisagem foram obtidos através

da reclassificação das respectivas superfícies matriciais (tendo sido necessária a conversão dos dados vetoriais do uso do solo para o formato *raster*). Deste modo, utilizou-se uma resolução espacial de 40m, equivalente à precisão definida para as superfícies matriciais representadas anteriormente. Deve notar-se que a resolução considerada não é capaz de garantir a exatidão para eventuais elementos lineares da paisagem (Gurrutxaga *et al.*, 2010), o que não parece assumir grande relevância no caso presente, pelo facto dos elementos considerados na análise assumirem, em grande medida, a forma de polígono. Os valores reclassificados obedecem aos pressupostos da modelação do ‘custo mínimo’ para se estimar a conetividade associada à matriz da paisagem (Gurrutxaga *et al.*, 2010). Tendo em conta que se gerou posteriormente uma superfície do custo total à dispersão, as reclassificações foram padronizadas para valores entre 1 (custo mínimo) e 10 (custo máximo), visto que não é exequível o cálculo entre grandezas diferentes.

Após a clarificação da amplitude do custo (escala de 1 a 10), a maior dificuldade consiste em ponderar a impedância a atribuir à grelha de células (Ferrerias, 2001; Gurrutxaga *et al.*, 2010). Efetivamente, o custo à dispersão atribuído à distância euclidiana entre manchas de folhosas assumiu valores lineares de aumento em função das classes de distância estabelecidas anteriormente (Figura 4), ao passo que a atribuição de valores de resistência aos usos do solo requereu maior ponderação. Devem entender-se como barreiras todos os usos de solo artificiais que criam ou atuam como obstáculos intransponíveis aos fluxos ecológicos entre manchas de habitat (Marulli & Mallarach, 2005), e que, portanto, devem assumir o valor de resistência ou custo à dispersão máximo. À medida que os usos do solo apresentam características (semi)naturais e condições ecológicas mais próximas do habitat de floresta de folhosas, o efeito barreira tende a atenuar-se e a dispersão é favorecida, ou seja, a resistência decresce (maior permeabilidade aos movimentos ecológicos) e estão-lhes associados custos à dispersão mais baixos. Os valores de custo atribuídos (sintetizados na Tabela II) acatam, em certa medida, a lógica inerente aos trabalhos de outros autores, ainda que estes se desenvolvam a escalas de análise distintas, com agrupamentos de usos de solo relativamente diferentes e com escalonamento mais alargado das resistências (*e.g.* Nikolakaki, 2004; Marulli & Mallarach; 2005; Gurrutxaga *et al.*, 2010).

Tabela II – Custo à dispersão associado aos usos de solo e à distância euclidiana entre manchas

<i>Uso do solo</i>	<i>Custo à dispersão (resistência)</i>	<i>Distância Euclidiana (m)</i>	<i>Custo à dispersão</i>
<i>Florestas de folhosas</i>	1	0	1
<i>Outras florestas</i>	2	0-60	2
<i>Matos</i>	3	60-120	5
<i>Sistemas agroflorestais</i>	4	120-240	6
<i>Áreas agrícolas</i>	7	240-480	8
<i>Corpos de água</i>	8	480-500	9
<i>Espaços artificiais</i>	10	>500	10

Merece especial atenção a classe dos corpos de água, à qual foi atribuído o segundo maior valor de custo à dispersão (resistência), atendendo a que, embora algumas espécies e sementes se desloquem em rios e ribeiras (Beier *et al.*, 2011), a maioria das espécies florestais não se dispersam nas águas. Willis (1974) considera que a largura de um rio principal pode constituir um obstáculo ao movimento das aves, que podem não conseguir voar mesmo sobre trechos do curso de água muito pequenos. A representação espacial dos custos à dispersão baseados na distância euclidiana e no efeito barreira da matriz encontra-se patenteada na Figura 5 e na Figura 6, respetivamente.

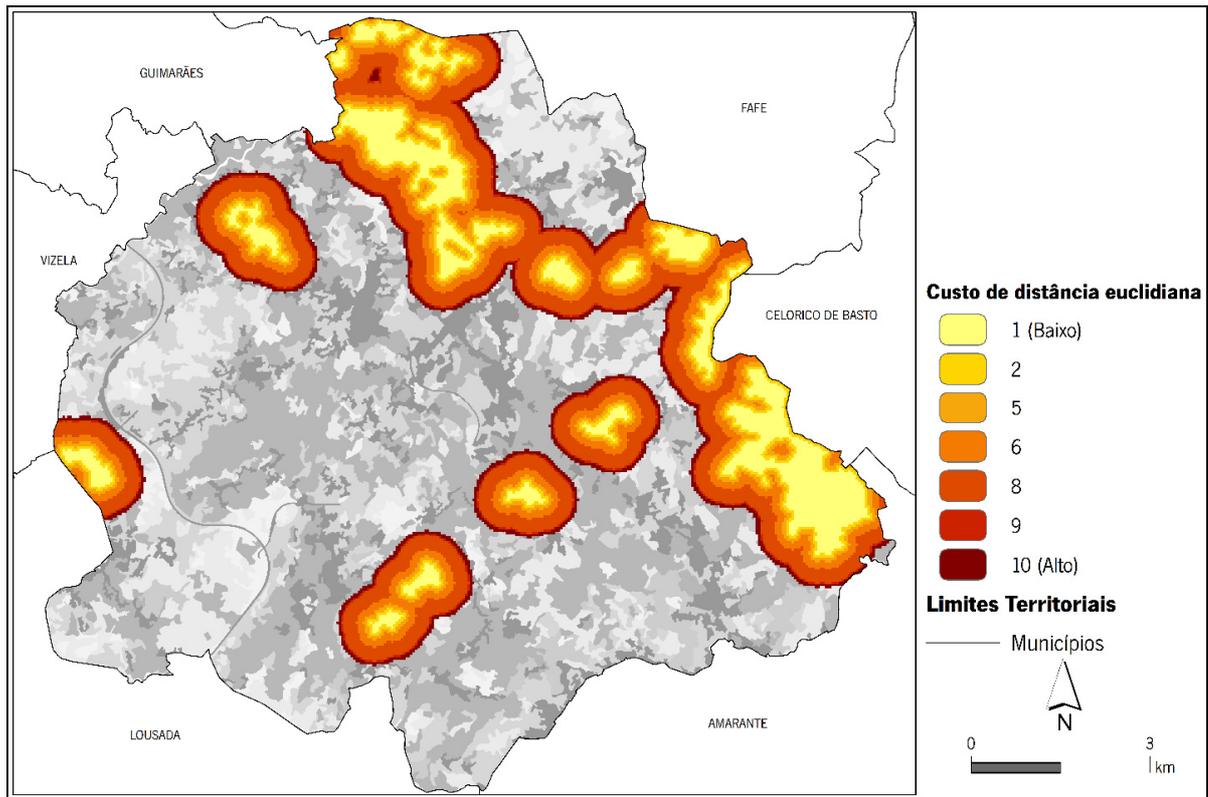


Figura 5 – Custo à dispersão com base na distância euclidiana

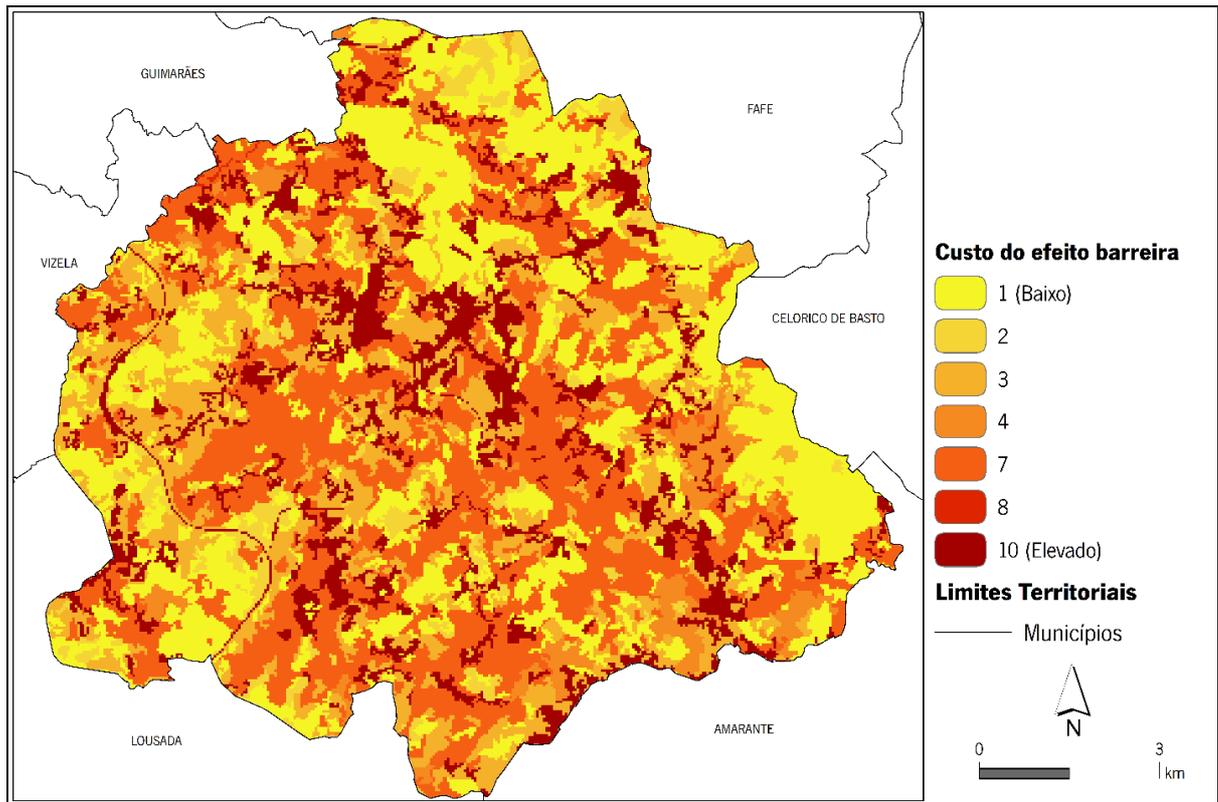


Figura 6 – Custo à dispersão com base no efeito barreira da matriz

Após a execução destes procedimentos, derivou-se um mapa que envolve a combinação, no espaço, de ambos os tipos de custo à dispersão. Esta operação resulta numa superfície de custo (*Cost Surface*), que configura a distribuição espacial do custo total à dispersão, sendo que o custo é calculado em função da distância mínima resultante do esforço de deslocação sobre uma superfície de fricção (Honrado *et al.*, 2012), ou de resistência (Gurrutxaga *et al.*, 2010). Para tal, o cálculo foi efetuado através da ferramenta *Raster Calculator (Map Algebra)*, da extensão *Spatial Analyst* do ArcGIS 10.3. Note-se que a equação da superfície de custo (*CostSurface*) utilizada para este estudo é a que se segue:

$$\text{CostSurface} = \frac{(\text{reclass}_{euc} \times 0,25)}{(\text{reclass}_{usos} \times 0,75)} \quad (\text{eq. 1})$$

Na eq. 1, reclass_{euc} = custo da distância euclidiana; reclass_{usos} = custo do efeito barreira; 0,25 e 0,75 são as ponderações atribuídas a reclass_{euc} e a reclass_{usos} , respetivamente, sendo que se considerou que a permeabilidade da matriz (ou falta dela) contribui mais do que a distância *per se* para a facilidade/dificuldade de dispersão das espécies. Refira-se, a propósito, que a superfície de custo varia entre 1 e 10, devido à normalização utilizada precedentemente na derivação dos custos da distância euclidiana e do efeito barreira (Figura 7).

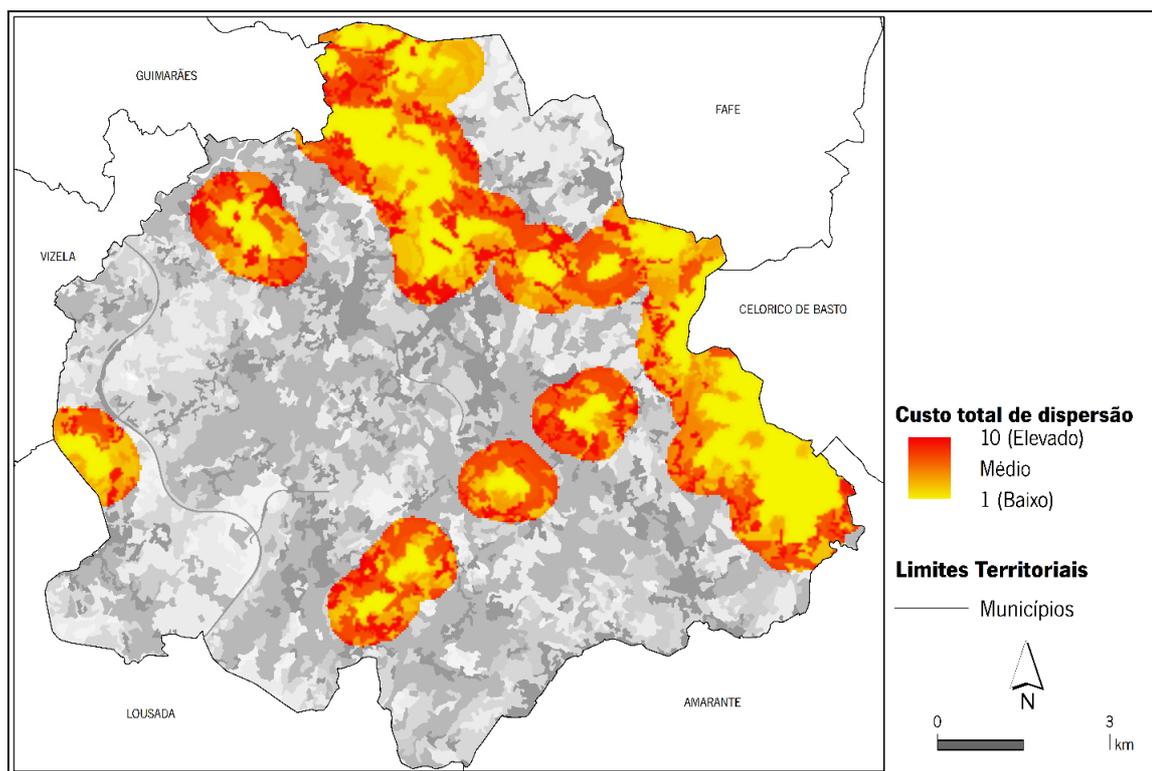


Figura 7 – Superfície de custo à dispersão

Por forma a eliminar eventuais erros de análise causados por defeito, foi imprescindível definir como dimensão de análise os limites administrativos de Felgueiras, visto que as ferramentas utilizadas em ArcGIS têm uma medida padrão pré-determinada, que é calculada depois a partir dos *inputs*, que não assumem a extensão proporcional à área do município.

Para o maior entendimento da localização de potenciais corredores ecológicos, considerados sob a perspectiva de áreas de elevada conectividade na paisagem, procedeu-se à utilização da ferramenta *CostDistance*, localizada na extensão *Spatial Analyst*, do ArcGIS 10.3. Para esta etapa do trabalho, devem considerar-se as seguintes pressuposições: (i) integrar na análise apenas as manchas prioritárias e complementares, ainda que separadamente (*Feature Source Data*); (ii) assumir que a dispersão ocorre até uma distância limite de 500m, embora com uma probabilidade de sucesso progressivamente menor, sendo que cumulativamente o custo à dispersão aumenta à medida que há uma aproximação aos espaços artificiais, tal como a superfície de custo gerada anteriormente quantifica (*Input Cost Raster*). Neste caso, não foi atribuído um valor máximo de distância (*Maximum Distance*), atendendo a que já se tinha condicionado este limite a 500m. Com o *CostDistance*, é gerado um *output* contendo valores de 0 até 8 que definem a direção relativamente à célula mais próxima, sendo que ao custo de dispersão através da superfície, ao longo de uma determinada distância, é agora integrado o parâmetro da orientação (distância-custo). Esta é estabelecida no sentido horário (se o caminho passa para a célula vizinha direita, assume o valor 1) e o valor 0 é destinado às células de origem, que correspondem às manchas utilizadas. O resultado do *CostDistance* é indispensável ao uso da ferramenta *CostPath*, para calcular os caminhos de menor custo que ligam pares de manchas. No caso em concreto, utilizaram-se as manchas prioritárias (ou, à vez, as manchas complementares) como destino (*Feature Destination Data*), a distância-custo a partir das manchas complementares (ou prioritárias) resultante da fase precedente (*Input Cost Distance Raster*), bem como a direção estabelecida para as manchas complementares (ou prioritárias) em função do custo entre células vizinhas mais reduzido (*Output Backlink Raster*). Os corredores ecológicos identificados através deste último procedimento devem ser entendidos como potenciais caminhos que encurtam os custos à

dispersão ou mobilidade das espécies (Gurrutxaga *et al.*, 2010).

Embora todo o processo identificado se considere genérico para a integração de todos os sistemas ecossistêmicos, permite aplicações em planeamento setorial e em avaliações de impacto ambiental estratégico, sem que seja necessário recorrer a bases de dados extensas para a sua consecução (Marulli & Mallarach, 2005; Gurrutxaga *et al.*, 2010).

3. RESULTADOS

No município de Felgueiras, tal em outras áreas geográficas, as alterações originadas pela ocupação humana resultaram na transformação dos usos de solo, que, invariavelmente, tem repercussões sobre as condições ecológicas da matriz. Efetivamente, os espaços artificiais (*C'I*) e as áreas agrícolas ocupam 14% e 31% do território, respetivamente, sendo que os primeiros se encontram espacialmente distribuídos de forma difusa (Figura 1); tal traduz-se na acentuada perda de área e fragmentação dos espaços florestais, nomeadamente de espécies folhosas (4,3%). Desta forma, a Tabela III permite, em grandes traços, deduzir sobre a persistência de centenas de manchas de floresta de folhosas (*C'5*), cujo potencial de conservação é muito reduzido, associadas à redução da área florestal, desbravada em muitos casos para a infraestruturização viária ou para a construção de complexos habitacionais, onde o Plano Diretor Municipal (PDM - figura de referência no planeamento para os municípios em Portugal), o possibilita.

Tabela III – Características das manchas de floresta de folhosas (em nº e %)

<i>Manchas</i>	<i>Total de manchas (n= 196)</i>		<i>Manchas com potencial de conservação (n=15)</i>
	<i>nº</i>	<i>%</i>	<i>%</i>
<i>Nível prioritário</i>	2	1,0	13,3
<i>Nível complementar</i>	13	6,6	86,7
<i>Euc. <500 m</i>	11	5,6	73,3

Alguns autores consideram as áreas com 10ha como o limiar mínimo para manter uma determinada espécie florestal (Nikolakaki, 2004), outros consideram os 100ha como a área mínima para manter um habitat sem qualquer perturbação ambiental externa (Opdam *et al.*, 2003). Em concreto, apenas se verificam duas manchas com *core area* igual ou maior que 100ha (prioritárias), com 259ha e 176ha, respetivamente, que se encontram localizadas no espaço periférico do concelho (Norte e Este; Figura 2).

A conetividade funcional entre manchas de floresta de folhosas com potencial de conservação localizadas em espaço periférico (a Norte e a Este) no município é bastante evidente, visto que os fragmentos distam menos de 500m entre si e são ladeados por usos de solo mais permeáveis, pelo que, por consequência, o custo total à dispersão das espécies é nesta área significativamente mais baixo (Figura 7). Assim sendo, os potenciais corredores ecológicos identificados de acordo com os pressupostos assumidos e os procedimentos efetuados, e a manter ou a restaurar, encontram-se ilustrados na Figura 8. Estes caminhos de menor custo à dispersão, que se podem constituir como uma rede ecológica municipal, contribuem para a resiliência dos espaços florestais, altamente fragmentados no município de Felgueiras, e a manutenção da biodiversidade local.

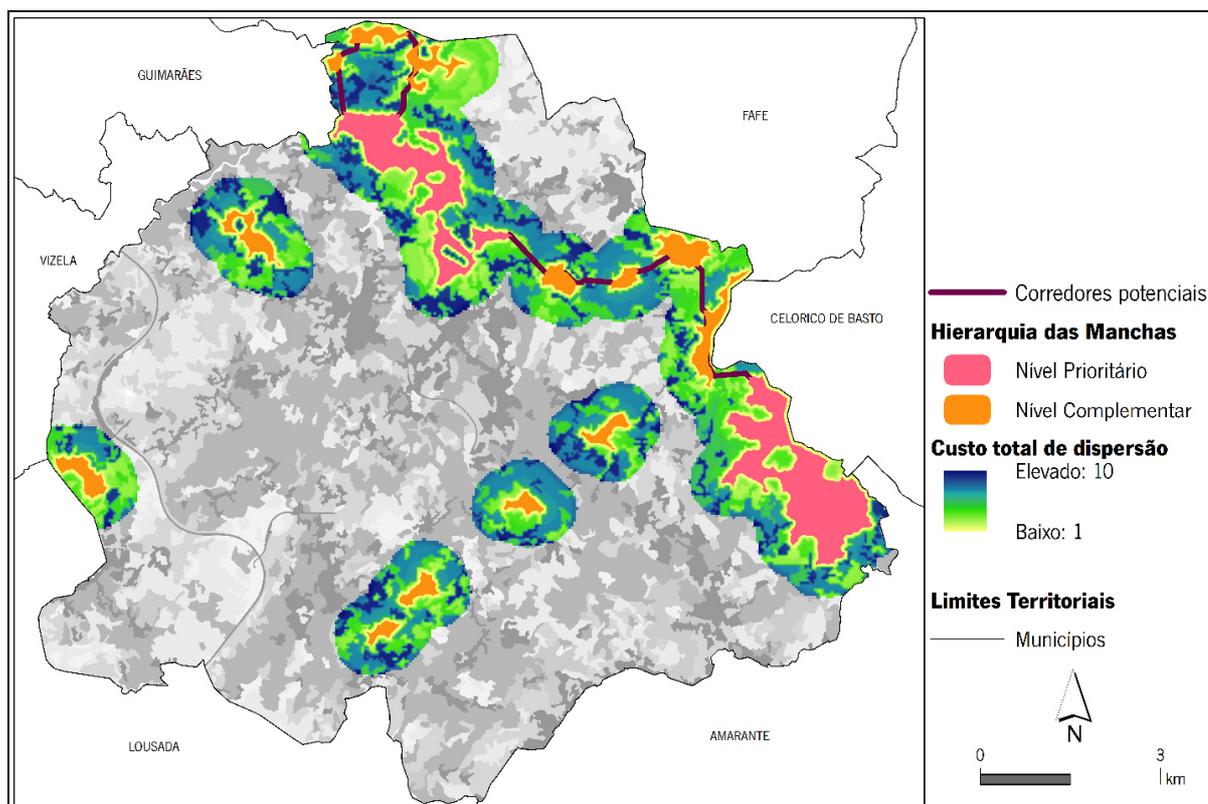


Figura 8 – Caminhos de menor custo à dispersão entre as manchas de floresta de folhosas com potencial de conservação de nível prioritário e complementar

A Tabela IV sintetiza a forma como os corredores ecológicos identificados podem promover a conexão entre manchas. De facto, todas as manchas de nível prioritário se encontram conetadas e 53,8% das manchas de nível complementar apresentam conetividade funcional.

Tabela IV – Conetividade funcional entre as manchas de folhosas com potencial de conservação

<i>Manchas com potencial de conservação</i>	<i>Total</i>		<i>Conetividade entre manchas</i>		
	<i>nº</i>	<i>Área (ha)</i>	<i>nº</i>	<i>%</i>	<i>Área (ha)</i>
<i>Nível prioritário</i>	2	434,9	2	100	434,9
<i>Nível Complementar</i>	13	233,7	7	53,8	134,9

Além disso, deve referir-se que os corredores de ligação (caminhos de menor custo) perfazem 5,3 km de comprimento e a potencial rede ecológica (incluindo as manchas que coneta) se estende por 14,8 km. Contudo, dado o facto de estes corredores serem estabelecidos com base em algoritmos simples, é possível que existam algumas ligações mais onerosas que o considerado adequado à dispersão das espécies (Gurrutxaga *et al.*, 2010).

A importância relativa de cada uso do solo no comprimento dos corredores ecológicos foi avaliada pela sua segmentação em várias frações (Tabela V).

Tabela V – Comprimento dos corredores (km) por fração de uso de solo

Código	Uso do solo	Comprimento dos corredores (km) por fração
C'1	Espaços artificiais	0,1
C'2	Áreas agrícolas	0,8
C'3	Sistemas agroflorestais	0,2
C'4	Matos	1,1
C'5	Floresta de folhosas	3,1
C'6	Outras florestas	0
C'7	Corpos de água	0
Total		5,3

A classe do uso de solo que apresenta maior relevância para os caminhos estabelecidos prende-se com as florestas de folhosas (C'5), através dos segmentos que estão associados ao habitat de margem (faixas de 60m em cada mancha) ou através das manchas que, apesar de não apresentarem um potencial de conservação significativo, atuam como trampolins ecológicos. Não obstante a resistência ou o efeito barreira associados aos espaços artificiais (C'1), existem alguns trechos incluídos nos corredores que os atravessam e que se apresentam como os segmentos com os custos mais elevados à dispersão das espécies. Atendendo a este facto, podem ser criadas medidas mitigadoras [e.g. pontes verdes (com vegetação autóctone) ou túneis] que favoreçam a dispersão de espécies e não constituam uma barreira ao seu espaço vital nestes locais. Os troços que atravessam os restantes usos de solo, aliados à distância reduzida entre manchas, torna a sua adaptação à conservação natural facilitada.

4. CONCLUSÕES

Os resultados de investigação sugerem vários corredores ecológicos potenciais no município de Felgueiras onde é possível identificar áreas de conservação priorizadas e outras ligações que servem de atravessamento entre manchas de grande dimensão ou, em último recurso, de pequena dimensão, funcionando como 'stepping stones'. Tal como ficou exposto, estes corredores foram delineados para uma dispersão máxima com sucesso até aos 500 metros e foram valorizados os usos do solo que apresentam as características mais próximas das manchas com potencial de conservação, estimulando, pois, os processos de propagação pela rede ecológica.

O resultado obtido na Figura 8 permite identificar áreas onde é possível potenciar a conectividade, embora se verifiquem três caminhos cujo custo total à dispersão é elevado, mas que podem ser resultado de pequenas debilidades associadas à aplicação de algoritmos.

Após a aplicação do estudo à escala municipal existem algumas comparações, em termos metodológicos, com outros ensaios que merecem particular interesse. Note-se que o estudo, tal como outros, padece de várias limitações intrínsecas à aplicação metodológica confinada aos limites administrativos, nomeadamente pela ausência de informação ao mesmo nível de pormenor dos usos de solo dos restantes municípios circundantes, o que determina algumas debilidades de avaliação em áreas de fronteira entre municípios (e.g. impossibilidade de reconhecer determinadas manchas florestais em espaços contíguos, cuja área seja suscetível à conservação de habitats), embora tal seja recomendado por Beier *et al.* (2011) e aplicado por Gurrutxaga *et al.* (2010) no País Basco, numa extensão de 20 km, para além dos limites políticos. A interpretação dos resultados deve também ser feita com a devida ponderação, atendendo a que os cálculos efetuados traduzem uma visão muito simplista de uma realidade muito mais complexa (Beier *et al.*, 2011; Marulli & Mallarach, 2005).

Além disso, deve referir-se que as resistências, ou custos à dispersão, atribuídos à matriz obedeceram apenas a padrões genéricos de permeabilidade de grandes tipos de uso do solo, tomando igualmente um comportamento semelhante entre as espécies, tal como noutras investigações (Beier *et*

al., 2011). Neste sentido, esta metodologia não é capaz de albergar soluções possíveis para todas as espécies, que se adaptam de forma diferente à dimensão do território, apresentam capacidades distintas de dispersão e respondem de modo diferenciado à estrutura da paisagem, mesmo quando pertencem ao mesmo grupo taxonómico (Nikolakaki, 2004). Por outro lado, a consideração de diferentes tipos de barreira através de uma matriz de afinidade potencial podiam ter originado resultados distintos no custo total de dispersão, caso se tivesse optado pela utilização do Índice de Efeito Barreira (BEI), a fim de evitar resultados deturpados quando são combinadas várias classes (Marulli & Mallarach, 2005). Também a ausência de informação sobre elementos lineares artificiais (e.g. rede viária) não permite que se avalie com precisão a conectividade da paisagem (Gurrutxaga *et al.*, 2010; Marulli & Mallarach, 2005).

Tratando-se de um estudo à escala municipal, é importante referir que numa outra análise seria útil complementar a investigação com outros métodos empíricos da dinâmica ecológica local (Marulli & Mallarach, 2005), desenvolvidos a uma escala mais fina. Por outro lado, intrínseco à macrotendência da Europa 2020 para adaptação às alterações climáticas, seria proveitoso adequar-se os estudos de ecologia da paisagem para a identificação de corredores ecológicos, com o recurso a modelos de previsão climática e de análise de emissões de gases de efeito de estufa (Beier *et al.*, 2011).

Os resultados obtidos com este estudo funcionam essencialmente pelas vantagens que ilustram em termos de implementação metodológica para a gestão do território e, sobretudo, para a mitigação da fragmentação da paisagem. Neste sentido, considera-se relevante a integração destes procedimentos ecológicos (ainda que com base em informação mais refinada) nos processos de planeamento e gestão do território, já que evidenciam claramente a gravidade deste fenómeno e a importância do estabelecimento formal de redes ecológicas, no sentido de assegurar a conectividade funcional da paisagem, sendo que os resultados produzidos são facilmente compreendidos pelos políticos, técnicos, comunidade científica e público geral.

5. REFERÊNCIAS

- ADRIAENSEN, F., CHARDON, J.P., DE BLUST, G., SWINNEN, E., VILLALBA, S., GULINCK, H. & MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 64, p. 233–247
- ARAÚJO, E., MACEDO, H., ROCHA, J., PIRES, M., TORRES, R., GONÇALVES, T. & RODRIGUES, V. Metodologia para identificação de uma rede ecológica regional. *Revista GeoPlanUM*, 2015, Ed.3ª, p.53-58.
- BEIER, P., SPENCER, W., BALDWIN, R. F. & MCRAE, B. H. Toward best practices for developing regional connectivity maps. *Conservation Biology*, 2011, 25(5), p.879-892. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01716.x.
- BENTRUP, G. *Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways*, 2008, Asheville, NC: Forest Service (Department of Agriculture).
- CLOSSET-KOPP, D., WASOF, S. & DECOCQ, G. Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 2016, 201, p.152-159. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.030>.
- ENVIRONMENTAL LAW INSTITUTE. *Conservation thresholds for land use planners*, 2003, USA: Environmental Law Institute.
- ESTREGUIL, C., CAUDULLO, G., DE RIGO, D. & SAN MIGUEL, J. *Forest landscape in Europe: pattern, fragmentation and connectivity*, 2013, Luxemburgo: Joint Research Centre (European Commission).
- FERRERAS, P. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, 2001, 100(1), p.125-136. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00213-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00213-5).
- GOODWIN, B.J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable?. *Landscape Ecology*, 2003, 18, p.687-699.
- GURRUTXAGA, M., LOZANO, P. J. & DEL BARRIO, G. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 2010, 18(4), p.318-326. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.005>.
- HONRADO, J., GONÇALVES, J., LOMBA, Â & VICENTE, J., Ecologia da Paisagem e biodiversidade: da investigação à gestão e à conservação. *Ecologia*, 2013, 5, p.36-51. ISSN: 1647-2829.
- LARANJEIRA, M. Estrutura espacial e processos ecológicos: o estudo da fragmentação dos *habitats*. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, 2012, 1(1), p.59-83. DOI: <http://dx.doi.org/10.17127/got/2012.1.003>.

- LAURANCE, W.F., CAMARGO, J.L., LUIZÃO, R. C., LAURANCE, S. G., PIMM, S. L., BRUNA, E. M., ... & VAN HOUTAN, K. S. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, 2011, 144(1), p.56-67. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>.
- LYNCH, J. F. & WHIGHAM, D. F. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biological Conservation*, 1984, 28(4), p.287-324. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(84\)90039-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(84)90039-9).
- MARULLI, J. & MALLARACH, J. M. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 71(2), p.243-262. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.007>.
- NIKOLAKAKI, P.A. GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of *habitat* patches. *Landscape and urban planning*, 2004, 68(1), p.77-94. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00167-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00167-1).
- O'NEILL, R. V., GARDNER, R. & TURNER, M. G. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology*, 1992, 7(1), p.55-61. DOI: 10.1007/BF02573957.
- OPDAM, P., VERBOOM, J. & POWWELS, R. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape ecology*, 2003, 18(2), p.113-126. DOI: 10.1023/A:1024429715253.
- PIERIK, M. E., DELL'ACQUA, M., CONFALONIERI, R., BOCCHI, S. & GOMARASCA, S. Designing ecological corridors in a fragmented landscape: A fuzzy approach to circuit connectivity analysis. *Ecological Indicators*, 2016, 67, p.807-820. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.032>.
- SEOANE, C, DIAZ, V., SANTOS, T. & FROUFE, L. Corredor ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Brazilian Journal of Forestry Research*, 2010, 30(63), p.207-216. DOI: <http://dx.doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207>.
- TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. & MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, 1993, 68, p.571-573.
- TORRINHA, H. & LARANJEIRA, M.M. Coesão de uma rede ecológica definida através da análise da estrutura espacial da paisagem: o exemplo da floresta de proteção em Guimarães. In CORREIA, T.; HENRIQUES, V., & JULIÃO, R. P. (coord.). IX Congresso da Geografia Portuguesa – Geografia: Espaço, Natureza, Sociedade e Ciência, 2013, Évora, p.32-36.
- WATTS, K., HUMPHREY, J. W., GRIFFITHS, M., QUINE, C. & RAY, D. *Evaluating biodiversity in fragmented landscapes: principles* (Information Note), 2005, Edinburgh: Forestry Commission.
- WILLIS, E.O. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs*, 1974, 44(2), p.153-169. DOI: 10.2307/1942309.
- WITH, K. A. & CRIST, T. O. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 1995, 76(8), p.2446-2459. DOI: 10.2307/2265819.