

VALORACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LA RESERVA NATURAL ESPECIAL DEL MALPAÍS DE LA RASCA Y ZONA DE AMPLIACIÓN



Isabel Suárez Hernández

Tutores:

Lea de Nascimento Reyes

Rüdiger Otto Dittmann

Máster Universitario en Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas

Universidad de La Laguna

Curso 2023/2024

Índice

1. Matorral costero de Canarias.....	1
1.1. Distribución	1
1.2. Flora y fauna.....	2
1.3. Estructura y dinámica.....	3
1.4. Estado de conservación y protección.....	4
2. Matorral del Malpaís de la Rasca	7
2.1. Composición, estructura, dinámica y distribución.....	7
2.2. Geología y clima	8
2.3. Estudios ecológicos previos.....	9
2.4. Estado de conservación.....	11
2.5. Comunidades vegetales secundarias	12
3. Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca.....	12
3.1. Declaración de la Reserva	12
3.2. Actividades antrópicas históricas y actuales	13
3.3. Régimen de usos	14
3.4. Propuesta de ampliación.....	16
4. Objetivos	17
5. Materiales y métodos	17
5.1. Área de estudio	17
5.2. Toma y recopilación de datos	18
5.3. Análisis estadístico	24
6. Resultados	27
6.1. Efecto de la protección sobre las variables estudiadas	27
6.2. Efecto de la protección sobre la vegetación	28
6.3. Efecto de la protección en aves	34
6.4. Efecto de la protección en reptiles	37
6.5. Efecto de la protección sobre indicadores de presión antrópica	40
6.6. Efecto de la protección en el tiempo	45
7. Discusión	48
8. Conclusiones.....	54
9. Referencias bibliográficas	55

Agradecimientos

A mis tutores, Lea y Rudi, por la paciencia y el cariño a lo largo de todo el trabajo y las correcciones. A todas esas personas que me ayudaron animadas con el laborioso trabajo de campo: Elena, Felipe, Raquel, Irene, Néstor, Coro, Miguel (en especial a él por acompañarme a las 6 de la mañana a mirar alcaudones, eso es amor), y, de nuevo, a mis tutores, sobre todo por levantar piedras hasta que no se pudo más. También agradecer a Natalia por ayudarme con la estadística siempre con una sonrisa, y a Julien por ayudarme con la estadística (gracias por el curso de R y Excel) y con los reptiles en general.

Quiero agradecer todo el apoyo a mi madre y a mi padre, siempre están cerca.

Resumen

En la actualidad, el matorral costero de Canarias ocupa tan solo 49 046 ha, es decir, apenas un 13.87 % del área potencial de este ecosistema, por ello es importante explorar zonas de matorral costero que se puedan proteger y conservar. En el presente trabajo se realizó una comparación de la calidad ambiental de la Reserva Natural Especial (RNE) del Malpaís de la Rasca y zona propuesta de ampliación, teniendo en cuenta la influencia del nivel de protección. Se analizó el efecto de la protección sobre la vegetación tanto a nivel espacial (en zona protegida y no protegida) como temporal (periodo de 30 años). También, se estudió el efecto de la protección sobre aves y reptiles. Además, se analizaron distintos indicadores de presión antrópica como heces de especies de fauna invasora (conejo y gato) y mascotas (perro), presencia y cobertura de plantas invasoras, presencia de basura, y densidad de rutas. Se observó que la zona no protegida tiene valores ambientales similares a los de la zona protegida, los cuales se verían protegidos con la ampliación de la RNE del Malpaís de la Rasca.

Palabras clave: matorral costero, sucesión secundaria, espacio natural protegido, presión antrópica, aves, *Gallotia galloti*, *Tarentola delalandii*.

Abstract

At present, the coastal scrubland of the Canary Islands covers only 49 046 hectares, which is just 13.87 % of the potential area for this ecosystem. Therefore, it is important to explore coastal scrubland areas that can be protected and conserved. In this study, a comparison of the environmental quality of the Natural Especial Reserve (NER) del Malpaís de la Rasca and a proposed expansion area was made, considering the influence of the protection level. The effect of protection on vegetation was analyzed both spatially (in protected and non-protected areas) and temporally (30-year period). The effect of protection on birds and reptiles was also studied. Additionally, various indicators of anthropogenic pressure were examined, such as feces of invasive species (rabbit and cat) and pets (dog), presence and coverage of invasive plants, presence of litter, and route density. It was observed that the non-protected area has similar environmental values to the protected area, which would be safeguarded with the expansion of the NER del Malpaís de la Rasca.

Keywords: coastal scrubland, secondary succession, natural protected area, anthropogenic pressure, birds, *Gallotia galloti*, *Tarentola delalandii*.

1. Matorral costero de Canarias

El matorral costero de Canarias o matorral de *Euphorbia* es una comunidad de vegetación arbustiva xerofítica que agrupa varias comunidades de costa y zonas bajas de la isla, maduras: tabaibal dulce, tabaibal de tolda y cardonal (*E. canariensis*, *E. jandiensis*), y comunidades secundarias: aulagar-saladar, tabaibal amargo, inciensial-vinagreral y herbazales. Esta comunidad cuenta con un marcado carácter endémico (del Arco et al., 2010), con muchos elementos que pertenecen a la Rand flora, siendo un relicto del Neógeno (del Arco et al., 2006). Está presente en todas las islas e islotes, y se extiende desde el nivel del mar hasta 300-400 m a barlovento y hasta 800 m a sotavento (Fernández-Palacios et al., 2004). Las especies que componen el matorral costero muestran una gran endemidad y han desarrollado una serie de características debido a sus condiciones de aridez: elevadas temperaturas y escasas precipitaciones. La riqueza florística es relativamente alta, y está relacionada principalmente con la precipitación media anual y, por lo tanto, con la producción del ecosistema. La riqueza de un matorral costero denso y bien conservado puede superar las 40 especies de flora por 100 m² (Fernández-Palacios et al., 2004).

El matorral costero ha tenido uso humano desde épocas prehistóricas, tales como pastoreo, recolección de madera, frutos y plantas medicinales. Tras la conquista, se cultivaron cereales y diferentes especies de leguminosas. Entre 1750 y 1820 se explotó la barrilla (*Mesembryanthemum crystallinum*). Posteriormente, entre 1825 y 1870 se introdujo la tunera (*Opuntia tuna*) con el fin de producir la cochinilla, colorante natural. En el siglo XX, se introdujo el cultivo del tomate, más tarde llegó el cultivo de la platanera y, en los años 60 de este mismo siglo, el turismo de masas. El cambio de actividad económica del primer al tercer sector provocó el abandono de extensas superficies de cultivo, dando paso a una lenta recuperación del matorral costero (Fernández-Palacios et al., 2004).

Debido a todos estos usos humanos las zonas costeras bien conservadas presentan una gran fragmentación, restringidas a pocos y pequeños espacios naturales protegidos con una escasa conectividad entre los mismos. Por ello, este trabajo es esencial para evaluar la calidad ambiental de posibles zonas de expansión de la protección en áreas no protegidas de matorral costero.

1.1. Distribución

El archipiélago canario se caracteriza por tener acusados gradientes ecológicos debido a un amplio rango altitudinal y la exposición a los vientos alisios, que se diferencia por vertientes, lo cual implica variaciones en la humedad y radiación (Fernández-Palacios & Nicolás, 1995), siendo la vertiente de barlovento más húmeda que la de sotavento. El matorral costero se localiza en las zonas bajas de las islas, donde en general los suelos están poco desarrollados, hay un clima árido caracterizado por escasas lluvias, elevadas temperaturas y alta insolación (del Arco et al., 2006). Dicha comunidad vegetal está presente en todas las islas, cuyos límites altitudinales varían según relieve, exposición y situación geográfica. En la parte occidental del archipiélago, en orientación sur, llega a alcanzar unos 500 m s.n.m. (sobre el nivel del mar), mientras que en el norte suele estar restringido a acantilados, llegando en torno a los 100 m s.n.m. (del Arco et al., 2006). En las islas orientales, en la vertiente sur esta comunidad llega a alcanzar los 400 m s.n.m., mientras que en la vertiente norte llega en torno a los 300 m s.n.m.

En la actualidad, el matorral costero abarca 49 046 ha, lo que representa el 6.55 % de la superficie total del archipiélago canario. Dicha comunidad se distribuye de manera desigual, siendo Gran Canaria (20 813 ha) y Tenerife (18 987 ha) las islas con mayor superficie de matorral costero (del Arco et al., 2010), acumulando el 81.15 % del total de la comunidad.

1.2. Flora y fauna

En esta comunidad dominan diferentes especies arbustivas del género *Euphorbia*, entre las que destaca *E. aphylla* (tolda), *E. balsamifera* (tabaiba dulce), *E. canariensis* (cardón), *E. lamarckii* (tabaiba amarga), y *E. regis-jubae* (tabaiba amarga). Además, otros arbustos como *Ceropegia fusca* (cardoncillo gris), *Kleinia neriifolia* (verode), *Neochamaelea pulverulenta* (leña buena), *Periploca laevigata* (cornical), y *Rubia fruticosa* (tasaigo), son característicos de la comunidad (del Arco et al., 2010). En términos generales, las especies vegetales presentes en el matorral costero muestran una variedad de características morfológicas y fisiológicas derivadas de adaptaciones a la sequía, como tallos suculentos, transformación de las hojas a hojas pequeñas, peludas o carnosas, o incluso la ausencia de las mismas. Concretamente, los tabaibales dulces, caracterizados por la dominancia de *E. balsamifera*, tienen una mayor resistencia a la sequía en comparación con los cardonales, donde *E. canariensis* es la especie dominante. Por consiguiente, los tabaibales dulces se establecen típicamente en un nivel altitudinal inferior (del Arco et al., 2006). Por último, es importante mencionar que algunas especies de flora herbáceas, enriquecen el matorral costero como pueden ser, las especies nativas *Aizoon canariense* (pata perro) o *Hyparrhenia hirta* (cerrillo peludo) (Biota, 2024).

En cuanto a la fauna, el grupo que cuenta con una mayor biodiversidad es el de los invertebrados, que destacan por su riqueza y endemidad. Las especies del género *Euphorbia* albergan una gran diversidad de artrópodos debido a la especificidad de dicho hospedador con la fauna, resultado de distintos factores como los compuestos de defensa de las plantas, la estructura del microhábitat, la idoneidad para la oviposición y el tamaño del arbusto entre otros (Baker et al., 2012; Campos et al., 2006; Hernández-Teixidor et al., 2020). Por otra parte, en lo que respecta a la fauna vertebrada, las aves ocupan un lugar destacado, ya que Canarias se ubica en el límite suroccidental de la región Paleártica, por lo que la avifauna está representada tanto por aves europeas como por especies norafricanas. Entre las especies de aves que se pueden observar encontramos *Bulweria bulwerii* (petrel de Bulwer), *Falco peregrinus pelegrinoides* (halcón tagarote), *Pandion haliaetus* (guincho), y las subespecies endémicas *Lanius excubitor koenigi* (alcaudón canario) y *Bucanetes githagineus amantum* (camachuelo trompetero) (Biota, 2024).

En cuanto a la herpetofauna, el matorral costero está bien representado por los géneros *Gallotia* y *Tarentola*, cuyas especies varían de una isla a otra en esta comunidad. En Gran Canaria, encontramos *G. stehlini* (lagarto gigante de Gran Canaria) y *T. boettgeri boettgeri* (perenquén de Gran Canaria); en Fuerteventura y Lanzarote, *G. atlantica mahoratae* (lagarto de Fuerteventura) y *G. atlantica atlantica* (lagarto de Lanzarote), respectivamente, además de *T. angustimentalis unamunoi* (perenquén majorero) y *T. angustimentalis angustimentalis*. En las islas occidentales, en Tenerife encontramos dos subespecies: *G. galloti eisentrauti* (lagarto tizón de Tenerife) en la vertiente norte y *G. galloti galloti* (lagarto tizón de Tenerife) en la vertiente sur. En La Gomera y El Hierro está presente *G. caesaris gomerae* (lagarto gomero) y *G. caesaris caesaris* (lagarto herreño), respectivamente. Por último, en la isla de La Palma se encuentra la subespecie *G. galloti palmae* (lagarto tizón de La Palma). En cuanto al género *Tarentola*, en Tenerife y La Palma está presente *T. delalandii* (perenquén común), mientras que en El Hierro

vive la subespecie *T. boettgeri hierrensis* (perenquén herreño), y, por último, en La Gomera encontramos *T. gomerensis* (perenquén de La Gomera) (Biota, 2024).

Por último, mencionar la presencia de mamíferos nativos en el matorral costero, como la musaraña endémica *Crocidura canariensis* (musaraña canaria), y distintas especies de murciélago, como el endemismo macaronésico *Pipistrellus maderensis* (murciélago de Madeira), o la especie nativa *Pipistrellus kuhlii* (murciélago de borde claro) (Biota, 2024).

1.3. Estructura y dinámica

El matorral costero, dominado por especies del género *Euphorbia*, presenta una altura máxima variable dependiendo de la especie dominante, llegando a alcanzar hasta dos metros en el caso de la tabaiba dulce y tres metros en los cardonales (del Arco et al., 2006). Se trata de una comunidad relativamente abierta que tiene una cobertura vegetal media en exposiciones a sotavento entre 30-55 % y coberturas elevadas en exposiciones a barlovento entre 75-100 % (Otto et al., 2006; Pérez, 2022). Aun teniendo una mayor cobertura, como la distribución del tabaibal dulce en la zona norte es reducida, la contribución de cobertura en ambas vertientes se iguala (Pérez, 2022). La biomasa aérea del matorral costero también tiene una gran variabilidad con valores entre 0.5-2 kg/m² en matorrales a sotavento y 3-5 kg/m² a barlovento, condicionados por la diferencia en la precipitación entre vertientes (Otto et al., 2006). En lo que respecta a la necromasa, el matorral costero tiene unos valores de 0.21 kg/m², que son claramente superiores a los desiertos y subdesiertos (0.02 kg/m²) de todo el globo (Fernández-Palacios & López, 1992). Las especies suculentas y arbustivas en zonas áridas generalmente tienen un crecimiento lento, por lo tanto, estos matorrales tienen una dinámica lenta, es decir, su composición no varía mucho con los años (Cody, 2000). El recambio de especies durante la sucesión ecológica en la región costera del sur de Tenerife está influenciada por las escasas precipitaciones, lo cual produce que las especies se acumulen en lugar de intercambiarse (Otto et al., 2006).

En cuanto a la riqueza de especies, se han reportado valores de entre 10.2 especies/100 m², siendo un 30-50 % especies perennes endémicas (Otto et al., 2006; Fernández-Palacios et al., 1992). Las estrategias de dispersión de estas especies también son diversas. Los frutos de las euforbiáceas son cápsulas explosivas, efectivas para la dispersión local, las semillas son posteriormente dispersadas por aves granívoras (Berg, 1990). En los procesos de (re)colonización hay que destacar el denominado efecto planta madre, donde las distintas especies de *Euphorbia* dominantes facilitan el crecimiento de otras especies, especialmente en ambientes estresados como es el caso de las regiones áridas, protegiéndolas de la insolación, la desecación, el viento, y la herbivoría (Franco & Nobel, 1989; Otto et al., 2001). Otto et al. (2006) detecta distintos cambios en la composición florística en la sucesión ecológica, en la secuencia general de sustitución primero aparecen los terófitos y, luego, los nanofanerófitos, por otra parte, la etapa inicial de terófitos dura en torno a 5-10 años en barlovento, pero más de 30 años a sotavento. Muy probablemente, este desfase temporal es consecuencia de las diferencias en las precipitaciones. El establecimiento de los primeros individuos de *Euphorbia*, en la región costera de Tenerife, se produce a los 30 años a barlovento.

Las perturbaciones antrópicas en el matorral costero modifican la estructura, cobertura y biomasa de esta comunidad (Otto et al., 2001). Sin embargo, para la región costera de Tenerife se ha demostrado que el matorral costero tiene la capacidad de recuperarse, aunque lentamente. A partir de los 50-70 años, el matorral en sucesión se parece al maduro en cuanto

a número de especies y cobertura de las mismas, tras diferentes perturbaciones como, por ejemplo, el uso agrícola tradicional, siempre que, por una parte, no se produzcan nuevas perturbaciones y, por otra, aún exista vegetación natural en las inmediaciones (Otto et al., 2006). Resultado de estas perturbaciones son las principales etapas de sucesión o comunidades secundarias del matorral costero: los tabaibales amargos, matorrales de aulagas (*Launaea arborescens*) y salados blancos (*Schizogyne sericea*) o de incienso (*Artemisia thuscula*) y vinagrera (*Rumex lunaria*) (del Arco et al., 2006). La mayoría de estos arbustos tienen un carácter ruderal y una estrategia pionera, además, son endémicos con excepción de *Launaea arborescens*. Estas especies, son abundantes en fases tempranas de la sucesión secundaria de los matorrales canarios y han sido denominados como “especies vacuna” (*vaccine species*), ya que aumentan la resiliencia del ecosistema frente a las plantas invasoras (Fernández-Palacios et al., 2023). Además, también existen otras comunidades de sustitución del matorral costero no arbustivas, como pastizales de cerrillo y panasco (*Cenchrus ciliaris*), y otros herbazales anuales (del Arco et al., 2006).

Con respecto a las especies invasoras que pueden irrumpir en los ecosistemas costeros alterados, destacan dos especies de *Opuntia*, *O. tuna* (tunera india) y *O. maxima* (tunera común), que se distribuyen por la costa sur y norte, respectivamente (Otto et al., 2001), lo cual es un gran problema debido a que pueden ejercer presiones sobre las especies nativas y endémicas (Hulme, 2004; Padrón et al., 2011), además de alterar las redes de interacción, ya que en Canarias, uno de los principales dispersores de estas especies son los lagartos endémicos del género *Gallotia* (Padrón et al., 2011). También hay que destacar, la gran abundancia de *Cenchrus setaceus* (rabogato), especie invasora que compite con la flora nativa (García-Gallo et al., 1999). Sin embargo, estas especies, aunque presentes en estados tempranos de la sucesión en zonas degradadas, van perdiendo importancia hasta desaparecer en comunidades maduras, este proceso de reemplazo parece ser un rasgo general de la sucesión secundaria relacionado con los rasgos funcionales de las especies invasoras (Otto et al., 2006).

1.4. Estado de conservación y protección

Los ecosistemas costeros sufren grandes presiones debido al crecimiento demográfico, urbanización, utilización de tierras para el cultivo y la turistificación (Neumann et al., 2015; Otto et al., 2007), lo cual repercute en su estado de conservación. En el caso del matorral costero del archipiélago canario, la extensión de la distribución potencial para dicha comunidad es de 353 684 ha, mientras que, la vegetación actual remanente, es de 49 046 ha, es decir, apenas un 13.87 % de la vegetación potencial (del Arco et al., 2010). Concretamente, el matorral costero del sur de Tenerife, entre los años 1964 y 1992, sufrió una gran degradación debido al aumento de cultivos de regadío debido a la transición de la producción de tomate a plátano. Durante este mismo periodo, la cantidad de tierras agrícolas abandonadas y el área utilizada para viviendas e infraestructuras, aumentaron notablemente. Por otra parte, en las reservas naturales, la mayor parte de la vegetación persistió, pero, en un estado degradado, debido, principalmente a las actividades recreativas y vertidos ilegales de basura. En las áreas no protegidas se perdió el 60% de la vegetación natural (Otto et al., 2007).

Con el fin de proteger este ecosistema se ha incluido en varias redes de espacios naturales protegidos. La Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos, creada en el año 1987, cuenta con 146 espacios, que constituyen el 40 % de la superficie del archipiélago canario (Ley 12/1994, de 19 de diciembre, de Espacios Naturales de Canarias, reclasificación de la Ley 1/1987, de marzo

de 13 de marzo), de los cuales 43 se encuentran en la isla de Tenerife, y 30 de ellos incluyen zonas de matorral costero (Figura 1), como el Monumento Natural de la Montaña de Guaza, el Paisaje Protegido de la Costa de Acentejo o la Reserva Natural Especial del Malpaís de La Rasca.

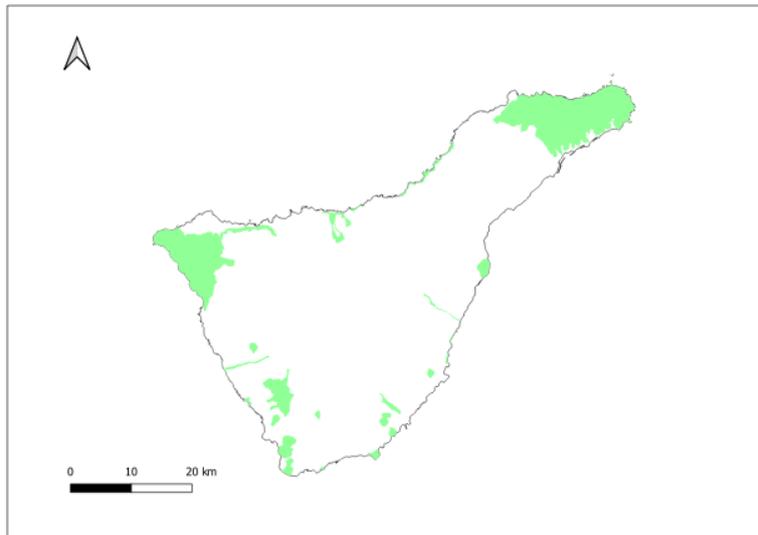


Figura 1. *Espacios Naturales Protegidos de la Red Canaria (polígonos en verde) que incluyen comunidades de matorral costero de Tenerife.*

La superficie de matorral costero incluida en Espacios Naturales Protegidos en Canarias es de 34 030.45 ha, lo que supone el 69.38 % de la superficie total de esta comunidad de todo el archipiélago (Figura 2). Las islas de Tenerife y Gran Canaria son las que mayor superficie de matorral costero tienen incluida en Espacios Naturales Protegidos, con 10 831.26 ha y 12 263.30 ha respectivamente. Siendo El Hierro la isla que tiene la menor superficie de matorral costero en zonas protegidas, con tan solo 402.20 ha.



Figura 2. Matorral costero incluido en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Canarias.

En Tenerife, las zonas protegidas del matorral costero no experimentan pérdida de cobertura vegetal, aunque muestran cierto nivel de degradación causada por la presión de actividades de ocio y contaminación por basuras, debido a la falta de vigilancia e información, mientras que el resto de las zonas de matorral no incluidas en zonas protegidas sufre un significativo deterioro, con pérdidas del 60 % de cobertura vegetal entre 1964-1992 (Otto et al., 2007). Otro aspecto importante en cuanto a los matorrales en espacios protegidos, es la no conectividad o la no existencia de pasillos ecológicos entre los espacios de la Red Canaria, lo cual repercute negativamente en el estado de conservación de los mismos, dificultando la colonización y las redes de interacción de especies entre ellos (Ladle & Whittaker, 2011). Un ejemplo evidente del matorral costero del sur de Tenerife, es el Monumento Natural de Montaña de Guaza y la Reserva Natural Especial (RNE) del Malpaís de la Rasca, que se encuentran a tan solo 200 metros de distancia entre sí, pero separados por el núcleo de población de Palm-Mar (García, 2009).

Otra red de protección del matorral costero, se basa en la Directiva Hábitats (92/43/CEE) que identifica como tipos de hábitat naturales de interés comunitario aquellos que están en riesgo de desaparición, tienen una distribución natural reducida o representan ejemplos significativos de las regiones biogeográficas de la Unión Europea. En el Anexo I de dicha Directiva se citan 168 hábitats naturales, de los cuales en el archipiélago canario se encuentran presentes 24. El matorral costero está representado por "*Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos*" con el código 5330, que abarca el 8.04 % (59 846.61 ha) de la superficie total de las Islas Canarias. Dicho hábitat, tiene un área de distribución natural reducida y contribuye con un alto índice de endemismo, siendo un ejemplo representativo de región biogeográfica europea de interés. Sin embargo, no es un hábitat prioritario de acuerdo con la Directiva, puesto que no se considera que exista amenaza de desaparición. Este hábitat incluye los tabaibales dulces de las diferentes islas, los cardonales, el tabaibal de tolda tinerfeño, grancanario y gomero, el tabaibal salvaje majorero (*Euphorbia atropurpurea*), los tabaibales amargos, la comunidad de tabaiba picuda (*E. berthelotii*) y salado blanco, los verodales, el matorral de salado y el tabaibal-cardonal. Estas comunidades de matorral costero forman parte de la red ecológica europea o Red Natura 2000

y se encuentran incluidas en Zonas de Especial Conservación (ZEC) de Canarias abarcando una superficie de 37 651.83 ha (Figura 3). Algunos ejemplos de ZEC en matorral costero son la ZEC ES7010008 Güigüí (Gran Canaria) o la ZEC ES7020049 Montaña Roja (Tenerife). Muchas coinciden además con Zonas de Especial Protección para Aves (ZEPA) como el matorral costero incluido en la ZEPA ES0000106 Teno.

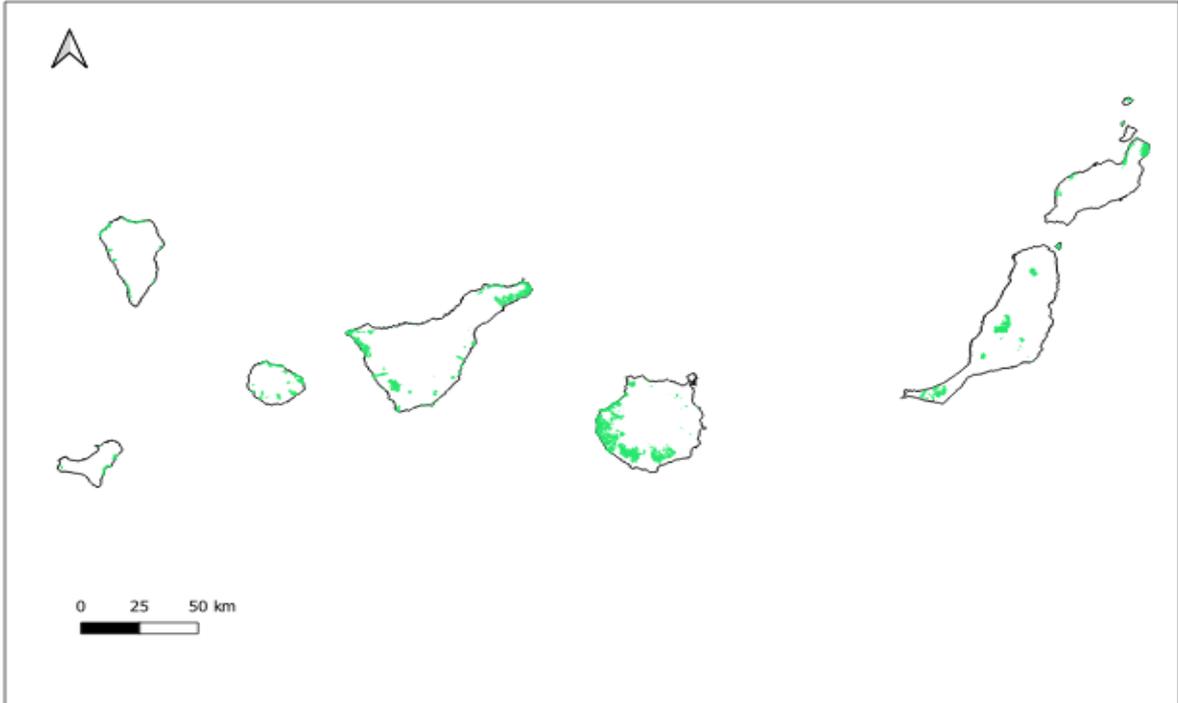


Figura 3. Matorral costero incluido en las Zonas de Especial Conservación de la Red Natura 2000 en Canarias.

Por último, existen distintas especies cuya área de distribución se encuentra en el matorral costero y que están protegidas por listas o catálogos a nivel regional, nacional y europeo. Algunos ejemplos son *Pimelia canariensis* (pimelia tinerfeña costera), que se encuentra clasificada en la categoría “En peligro de extinción” según el Catálogo Canario de Especies Protegidas, o *Lotus kunkelii* (yerbamuda de Jinámar) que se encuentra en esta misma categoría en el Catálogo Canario y en el Catálogo Español de Especies, figura en el Anexo II y IV de la Directiva Hábitat y se encuentra en el Anejo I del Convenio de Berna (Biota, 2024).

2. Matorral del Malpaís de la Rasca

2.1. Composición, estructura, dinámica y distribución

El matorral del Malpaís de la Rasca corresponde al tabaibal dulce tinerfeño que se caracteriza por ser una comunidad endémica localizada en las fachadas sureste, sur y suroeste de la isla de Tenerife, en los pisos inframediterráneo hiperárido y árido. La especie dominante que define esta comunidad es *Euphorbia balsamifera*, un nanofanerófito dendroide que, debido al viento, puede tener un porte rastrero de escasa altura, aunque en lugares abrigados puede elevarse más de un metro sobre el suelo. Destaca la presencia abundante de cuatro especies endémicas: *Asparagus arborescens*, *Campylanthus salsoloides*, *Ceropegia fusca* y *Neochamaelea pulverulenta*, además, de especies raras o amenazadas como *Artemisia ramosa* (incienso morisco), *Echium triste* subsp. *nivariense* (viborina triste), o *Herniaria canariensis* (milengrana

tinerfeña), *Parolinia intermedia* (Dama de Tenerife) (Biota, 2024; García et al., 2010). Debido a que las coladas basálticas mantienen la humedad, el tabaibal dulce del Malpaís se enriquece con un gran número de cardones (*E. canariensis*) y otras especies lianoides que conviven con los mismos, como *Periploca laevigata*. Por otra parte, *E. lamarckii* tiene un gran protagonismo en los lugares que han sido alterados (García et al., 2010).

En el entorno del Malpaís de la Rasca, se encuentra representada la comunidad de matorral halófilo costero de roca, compuesta por microcaméfitos halófitos, con aspecto de tomillo y cobertura vegetal media. En la isla de Tenerife es propio de las costas del sur y se ubica en el piso inframediterráneo hiperárido o árido, donde la salinidad aumenta considerablemente y decaen las lluvias. Las especies más destacadas de esta comunidad son *Frankenia capitata* (tomillo de mar), *Limonium pectinatum* (siempre viva de mar), *Reichardia crystallina* (cerraña de mar) y *Tetraena fontanesii* (uva de mar común) (Gobierno de Canarias, 2004; García et al., 2010).

En cuanto a la fauna, según el Plan Director de la RNE del Malpaís de la Rasca (Gobierno de Canarias, 2004), predomina la propia de áreas xerófilas bajas de la isla de Tenerife. El grupo que cuenta con una mayor biodiversidad son los invertebrados, que destacan por la presencia de numerosos endemismos tinerfeños y canarios, y por su papel ecológico. Algunos ejemplos de este grupo son el escarabajo *Pimelia canariensis*, especie que se encuentra catalogada como “En peligro de extinción” y cuya distribución está restringida a la costa sur de Tenerife, o la especie de díptero endémico *Nemopalpus flavus* (Biota, 2024). En referencia a los vertebrados, destaca la avifauna, puesto que el matorral del Malpaís de la Rasca constituye un territorio relativamente poco transformado y de cierta amplitud, a pesar de estar rodeado por espacios sujetos a una gran presión antrópica, como son los dos núcleos urbanos con los que colinda y campos de cultivos de los alrededores (Gobierno de Canarias, 2004). Entre las especies que podemos encontrar destacan cuatro subespecies endémicas que son, *Bucanetes githagineus amantum*, *Burhinus oedicephalus distinctus*, *Falco tinnunculus canariensis* y *Lanius excubitor koenigi*, entre las aves nativas no endémicas también mencionar *Anthus berthelotii berthelotii* debido a su abundancia en el ya mencionado matorral. En cuanto los reptiles, están representados por tres especies endémicas de la isla de Tenerife, que son *Chalcides viridanus* (lisa), *Gallotia galloti galloti*, y *Tarentola delalandii* (Biota, 2024). *C. viridanus* y *T. delalandii*, se encuentran, en la categoría de “Protección especial” en el Catálogo Canario de Especies Protegidas (CCEP), en la categoría de “Régimen de protección especial” en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEE), y en el Anexo IV “Especies animales y vegetales de interés comunitario” en la Directiva hábitat (Directiva 92/43/CEE). Por otra parte, la presencia de la lisa es rara en la zona del Malpaís de la Rasca, aunque esta citada por el Banco de datos de Biodiversidad de Canarias (Biota 2024). Por último, podemos encontrar mamíferos introducidos invasores como *Rattus sp.*, *Mus sp.* (ratas y ratones), *Oryctolagus cuniculus* (conejos) y *Felis catus* (gatos) (Gobierno de Canarias, 2004; García et al., 2010).

2.2. Geología y clima

El actual paisaje del matorral del Malpaís de la Rasca es producto de distintos eventos volcánicos basálticos que dieron origen a varios centros eruptivos estrombolianos, dando lugar a un extenso campo de lavas escoriáceas, el malpaís. Los materiales presentes en esta área pertenecen a las coladas basálticas de erupciones inferiores del eje SE – NO, caracterizada por coladas lávicas cuyos puntos de emisión se encuentran más allá de la Reserva y tienen una antigüedad aproximada de 700 000 años. Superpuestas a esta base, se encuentran el campo de volcanes y el malpaís, con una edad estimada entre 0.5 y 0.2 millones de años según datos volcano-estratigráficos; debido a su juventud, la naturaleza de los materiales y el clima conservan sus formas originales casi intactas (Gobierno de Canarias, 2004). En relación a las

características geomorfológicas, se distinguen tres unidades principales: Montaña Grande, Montaña Aguzada y Montaña de la Caraba (Figura 4). En cuanto a la distribución altitudinal, este espacio abarca desde el nivel del mar hasta la cima de los edificios volcánicos, alcanzando una altitud máxima de 154 m s.n.m., aunque la mayor parte de su superficie se encuentra a nivel del mar. Además, el relieve está marcado por los edificios volcánicos, que determinan la distribución de pendientes. Por una parte, en las zonas bajas, las pendientes no superan el 30 % de inclinación, mientras que en las zonas de los volcanes pueden superar el 60 %.

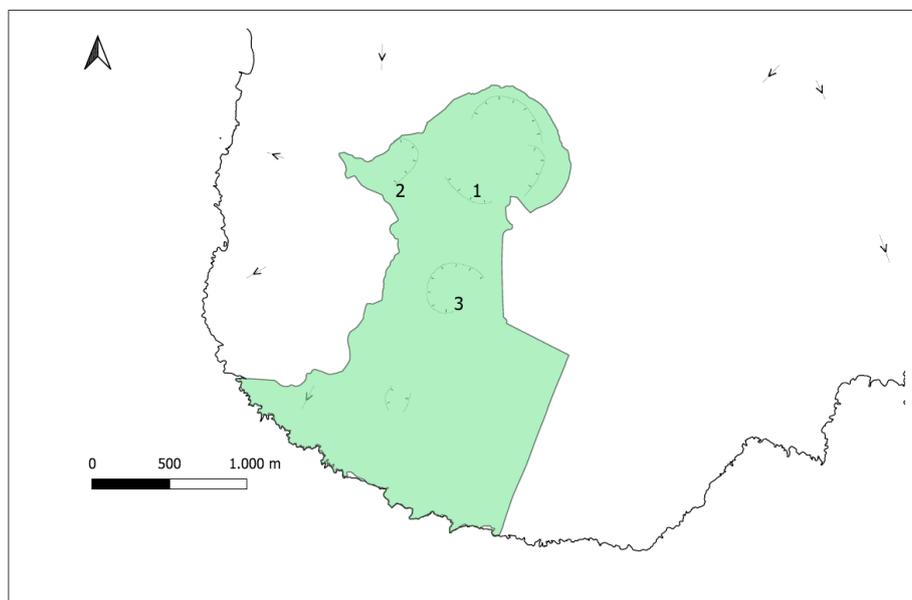


Figura 4. Unidades geomorfológicas principales del Malpaís de la Rasca (Tenerife): 1) Montaña Aguzada, 2) Montaña de la Caraba y 3) Montaña Grande.

En cuanto al clima, la Reserva se caracteriza por un régimen de elevadas temperaturas, escasas precipitaciones y una fuerte insolación, como ocurre en general en la vertiente sur de Tenerife. Aunque, en el entorno del Malpaís de la Rasca es más acusado, puesto que ocupa el extremo meridional de la isla, estando más alejado de la zona de la cumbre que el resto (Gobierno de Canarias, 2004). Según el índice de Martonne, la Reserva tiene un clima hiperárido, con una temperatura media anual de 22.4°C, siendo el mes más cálido septiembre (26.0°C) y el más frío febrero (19.3°C), con una precipitación media anual de 94.2 mm, que se distribuye casi en su totalidad entre octubre y marzo. Respecto a la humedad relativa, la media anual es relativamente alta, superior al 65 %, gracias, sobre todo, a las brisas marinas. La insolación anual, es bastante alta durante todo el año, siendo los meses de julio y agosto los que tienen un mayor número de horas de sol, mientras que los meses menos soleados corresponden a enero y febrero (García et al., 2010). Por último, los vientos alisios inciden de manera menos intensa que en otros lugares de la costa sur de Tenerife (Gobierno de Canarias, 2004).

2.3. Estudios ecológicos previos

Existen numerosos estudios previos realizados en el entorno del Malpaís de la Rasca, pertenecientes a diferentes ramas del conocimiento como arqueología, botánica, ecología, zoología y, también, en referencia al medio marino. Se llevó a cabo una búsqueda en Google Académico con las palabras “Canary Islands Rasca” y encontramos 46 publicaciones científicas,

incluyendo, trabajos de fin de grado, máster y tesis doctorales. Destacan, por su número, las publicaciones de la rama de ecología (12), biología marina (12) y zoología (11) (Figura 5).

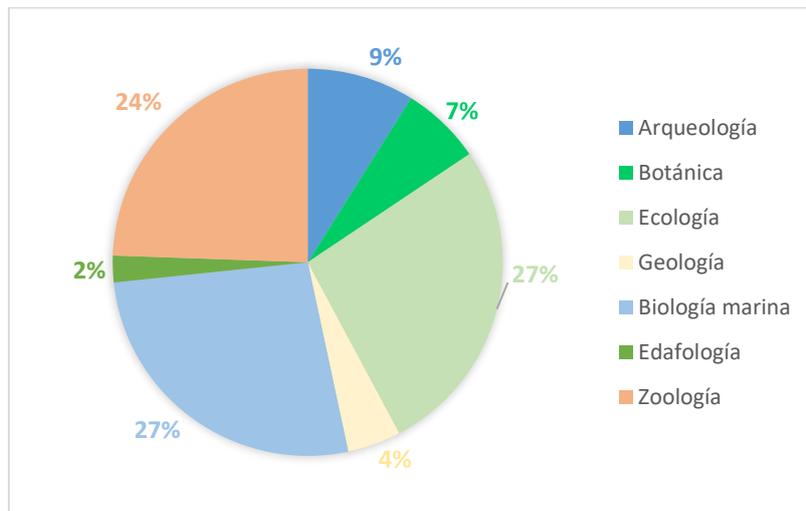


Figura 5. Publicaciones científicas realizadas en el entorno del Malpaís de la Rasca (Tenerife), clasificadas en distintas disciplinas científicas.

Con respecto a estudios ecológicos anteriores, destacan los trabajos realizados por Otto et al., (2007), donde se analizó la transformación del matorral costero del sur de Tenerife, en cuanto a los usos del suelo, el cual experimentó una degradación significativa entre 1964 y 1992 debido al turismo de masas, la intensificación de la agricultura y la urbanización. Dicho estudio destaca las limitaciones en las políticas de conservación, que han llevado a la pérdida de especies y ecosistemas nativos costeros. Por otra parte, Otto et al. (2006) analizaron la sucesión secundaria en cultivos abandonados en la región costera de Tenerife, destacando el aumento de la riqueza de especies a lo largo del tiempo y la influencia de las precipitaciones en la sucesión ecológica. Esto ocasiona una recuperación más rápida en la costa norte, que es más húmeda, en comparación con los procesos más lentos del sur, que es bastante más árido.

Otros estudios de ecología abarcan aspectos como la distribución de especies (Fernandez-Palacios & de Nicolás, 1992) y la señal de polen actual producida por el matorral costero (de Nascimento et al., 2015); estudios de dispersión semillas de aves y reptiles (Pérez-Méndez et al., 2016; Padilla et al., 2009); adaptación fisiológica de los reptiles endémicos (Albaladejo-Robles et al., 2022); caracterización de suelos de matorral costero (Armas, 2010) y la distribución potencial de una especie invasora (Rodríguez et al., 2021).

En cuanto a los estudios de zoología, se abarcan estudios de la selección del tamaño de lagartos del género *Gallotia* por parte de dos especies de aves rapaces (Padilla et al., 2007; Padilla et al., 2005); distribución de distintas especies de aves (Delgado et al., 2002; Hernández et al., 1999; Barone & Emmerson, 1995); aspectos biogeográficos de *Tarentola* (Nogales et al., 1998; Carranza et al., 2000) y estudios sobre artrópodos (Moya et al., 2006; Hernández-Teixidor et al., 2011).

En lo referente a biología marina, la mayor parte de los trabajos científicos encontrados se centran en la Zona Especial de Conservación (ZEC) ES7020017 de la Franja marina Teno-Rasca. Se abarcan estudios sobre la distribución y diversidad de cetáceos marinos (Carrillo et al., 2010; Verme & Iannacone, 2011); impacto humano sobre cetáceos y nivel del mar (Casanova & Trujillo, 2018; Ferrer et al., 2024) y genética y dinámica de poblaciones (Gómez-Lobo et al., 2024; Tobeña et al., 2014).

Por otra parte, en referencia a estudios botánicos, destacar el trabajo de García et al. (2008), que se centra en la flora y la vegetación de las áreas naturales protegidas del sur de Tenerife, en especial en las especies de plantas endémicas, raras y amenazadas. El estudio, también destaca, la necesidad de ampliar y mejorar la Red de Espacios Protegidos para garantizar la conservación de los ecosistemas de la zona. Además, se han publicado otros estudios sobre flora del Malpaís (del Arco et al., 1997; García, 2008). Por último, y aunque no haya aparecido en la revisión bibliográfica realizada, García et al. (2010) realizaron un estudio geobotánico de la Reserva y su posible zona de ampliación, que tuvo como objetivo analizar el estado de conservación de la flora y vegetación de la zona mencionada, teniendo en cuenta parámetros biofísicos y aspectos históricos, socioeconómicos y jurídico-administrativos. Para ello, se realizaron inventarios fitosociológicos y se confeccionó un listado florístico de la zona a proteger. Según el trabajo de García et al. (2010), la ampliación de la Reserva resultaría en un diseño más adecuado de este espacio natural protegido, ya que aumentaría el tamaño de la Reserva, integrando una mayor proporción de hábitats y ecosistemas, evitaría la fragmentación de hábitats y mejoraría la geometría del área protegida, disminuyendo así el efecto borde.

2.4. Estado de conservación

El estado de conservación del matorral no es homogéneo. Existen zonas bien conservadas, formaciones vegetales de tabaibal dulce salpicado de cardones, mientras que otras zonas se encuentran bastante transformadas debido a los usos humanos a lo largo de la historia (Gobierno de Canarias, 2004). Por otra parte, según el Plan de Gestión de la Zona Especial de Conservación ES7020050 Malpaís de la Rasca (2016), el matorral protegido se encuentra en un buen estado de conservación, puesto que no se aprecian cambios significativos en el hábitat, ni en su estructura y ni en su área de distribución. La fotografía aérea correspondiente al año 1994, y su comparación con la OrtoExpress de septiembre de 2014 de GRAFCAN, pone de manifiesto que no se han producido cambios en el hábitat a lo largo de dicho periodo, al menos en lo que se refiere a la superficie de distribución del matorral (Gobierno de Canarias, 2016).

Sin embargo, existen una serie de presiones o amenazas que afectan a la ZEC. Entre los principales problemas destaca la acumulación de residuos, afectando directamente a la vegetación (Gobierno de Canarias, 2004). Además, la Reserva posee valores paisajísticos, ecológicos, históricos y etnográficos, que atraen a la población. Pero, el matorral tiene un alto grado de vulnerabilidad si no se regula la entrada masiva de visitantes. En las últimas décadas, se ha observado una gran afluencia de campistas (García et al., 2010) y un elevado número de visitantes, entre los que se incluyen corredores, ciclistas y paseantes, que ejerce una importante presión sobre los senderos que recorren el malpaís (Gobierno de Canarias, 2016). Por último, se detecta la proliferación de senderos no oficiales, especialmente en la zona más próxima a la costa (Gobierno de Canarias, 2016).

Es importante destacar la presencia de especies raras o amenazadas en el matorral del Malpaís de la Rasca, tanto de especies animales como vegetales. Algunos ejemplos son el endemismo canario *Echium triste* subsp. *nivariense* catalogada como especie de "Protección especial" según el Catálogo Canario de Especies Protegidas, en la misma categoría también se encuentra el endemismo tinerfeño *Herniaria canariensis*, cuya distribución se encuentra restringida al suroeste, sur y sureste de Tenerife (Biota, 2024). En cuanto a la fauna, destaca la presencia de *Falco peregrinus pelegrinoides*, incluido en varios catálogos tanto nacionales como internacionales, y que se encuentra en la categoría "En peligro de extinción" según el Catálogo canario.

Por último, en cuanto a las especies exóticas invasoras destacar la presencia de *Oryctolagus cuniculus*, herbívoro invasor, y *Felis catus* (García et al., 2010, Biota, 2024). Por otra parte, según García et al. (2010) y el Documento Informativo del Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca (Gobierno de Canarias, 2004), se ha detectado la presencia de distintas especies de flora exóticas invasoras, tales como *Opuntia tuna*, *O. maxima* y *Nicotiana glauca*, teniendo especial importancia esta última y constituyendo una comunidad vegetal (comunidad de veneneros) que abarca 2.21 ha dentro de la Reserva. Además, según la Red Canaria de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras del Gobierno de Canarias se ha detectado la presencia de las siguientes especies invasoras en el espacio: *Agave* sp., *Aloe* sp., *Arundo donax* (caña común), *Cenchrus setaceus* (rabogato), *Cylindropuntia fulgida*, *Malephora crocea* (clavel de sol), *O. maxima*, *O. tuna*, *Pluchea ovalis* (hierba peluda) y *Portulacaria afra* (arbusto japonés) (REDEXOS, 2024).

2.5. Comunidades vegetales secundarias

Resultado de las actividades antrópicas históricas en el entorno del Malpaís de la Rasca también encontramos otras comunidades vegetales secundarias o nitrófilas, como el aulagar-saladar que tiene una amplia distribución en el área potencial del tabaibal dulce en dicha zona. Las especies más características de esta comunidad son *Launaea arborescens*, *Schizogyne sericea*, *Lycium intricatum* y *Salsola divaricata*, y, debido a su gran proximidad al mar también se encuentran especies del matorral halófilo de roca (Gobierno de Canarias, 2004). El aulagar-saladar en el matorral del Malpaís de la Rasca se ubica en áreas degradadas, donde en el pasado hubo parcelas del cultivo dedicadas a tomateras o extracción de áridos (García et al., 2010). Además de esta subasociación típica, se encuentra el insensial morisco, un matorral formado por caméfitos, cuyas especies dominantes son *Launaea arborescens* y *Artemisia ramosa*, esta última es un endemismo canario que se localiza únicamente en las islas de Gran Canaria y Tenerife, encontrándose en esta última isla solo en el entorno del matorral del Malpaís de la Rasca, la Montaña de Guaza y Montaña Amarilla. El insensial morisco constituye una etapa de sustitución nitrófila del tabaibal dulce y ocupa una escasa extensión (García et al., 2010). En lugares bastante alterados, destaca la aparición del matorral de matabrusca (dominado por *Salsola divaricata*), el matorral de gualdón (dominado por *Reseda scoparia*) y el matorral de veneneros (dominado *Nicotiana glauca*) (Gobierno de Canarias, 2004; García et al., 2010).

Por otra parte, se encuentran los herbazales anuales entre los que resalta el barrillar (dominado por *Mesembryanthemum crystallinum*), comunidad fuertemente nitrófila, de cobertura densa y que se desarrolla en lugares antropizados tales como terrenos de cultivo abandonados, borde de caminos, y escombreras, entre otros. Las especies más características son *Aizoon canariense*, *M. crystallinum*, *M. nodiflorum* y *Patellifolia patellaris*. Entre los herbazales anuales también encontramos el herbazal nitrófilo de cenizas y malvas (dominado por *Chenopodium murale* y *Malva parviflora*) y el herbazal de encharcamientos efímeros con *Asteriscus aquaticus* (García et al., 2010).

3. Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca

3.1. Declaración de la Reserva

La Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca es una de las seis que se ubican en la isla de Tenerife (Gobierno de Canarias, 2004). Este territorio ocupa 315.4 ha en el sector suroccidental de la isla de Tenerife y se localiza en el municipio de Arona. El espacio fue declarado por la Ley

12/1987 de 19 de junio, de Declaración de Espacios Naturales de Canarias como paraje natural de interés y reclasificado a Reserva Natural Especial por la Ley 12/1994, de 19 de diciembre, de Espacios Naturales de Canarias. Actualmente esta ley se encuentra derogada, y la vigente Ley 4/2017, de 13 de julio, del Suelo y de los Espacios Naturales Protegidos de Canarias, se encuentra en revisión. Además, la Reserva es una Zona de Especial Conservación terrestre (ES7020050) y marina, que correspondería a la ZEC Franja marina Teno–Rasca (ES7020017) y, también, una Zona de Especial Protección para las Aves (ES0000345), ambas integradas en la Red Natura 2000 (Gobierno de Canarias 2004).

La finalidad de la protección de la figura de Reserva Natural Especial es la conservación de hábitat singulares, especies concretas, formaciones geológicas o procesos ecológicos naturales de interés especial, y en la que no es compatible la ocupación humana ajena a fines científicos, educativos y, excepcionalmente, recreativos o de carácter tradicional (Gobierno de Canarias, 2004). Los criterios que fundamentan la protección de la Reserva son que esta constituye una muestra representativa de cardonal-tabaibal, así como de hábitat de malpaís y de arenales de interior. Además se protege la existencia de poblaciones de fauna y flora catalogados como amenazados, así como elementos endémicos, destacando, en cuanto a la fauna, *Bucanetes githagineus* (camachuelo trompetero), *Charadrius dubius* (chortilejo chico), *Anarhynchus alexandrinus* (chortilejo patinegro), *Burhinus oedicnemus* (alcaraván), *Lanius excubitor* (alcaudón real) y *Tadarida teniotis* (murciélago rabudo). En cuanto a las especies vegetales, se encuentran *Artemisia ramosa*, *Asparagus arborecesns*, *Ceropegia fusca*, *Campylanthus salsoloides*, *Neochamaelea pulvurulenta* y *Reseda scoparia* (Gobierno de Canarias, 2004).

3.2. Actividades antrópicas históricas y actuales

La Reserva nunca ha estado poblada de manera estable (Gobierno de Canarias, 2004), aunque desde la época aborígen fue utilizada por los humanos, sobre todo en la estación invernal, como zona de pastoreo, donde se localizaban un conjunto de cabañas (García et al., 2010). La importancia arqueológica de la Reserva hace que, gran parte de la misma sea declarada Bien de Interés Cultural (BIC), con categoría de Zona Arqueológica, por el Decreto 175/2006, de 28 de noviembre (Gobierno de Canarias, 2004; García et al., 2010).

En la actualidad, no vive nadie dentro de la misma, sin embargo, se sitúa entre dos núcleos urbanos, que han experimentado un gran crecimiento poblacional en las últimas décadas. Por una parte, hacia el oeste se encuentra el Palm-Mar, urbanización que se originó por iniciativa turística (Gobierno de Canarias, 2004), cuya población, en el año 2000 contaba con 180 habitantes y, en 2023 cuenta con un censo de 2542 personas (INEBase, 2024). Por otra parte, al este del Malpaís de la Rasca se sitúa El Fraile, barrio que tuvo origen debido al auge de la agricultura de exportación y la migración de gomeros (Gobierno de Canarias, 2004), cuya población ha experimentado un incremento notable, de 3947 habitantes en el año 2000 a 10 597 en 2023 (INEBase, 2024). Aunque la Reserva no fue poblada de manera estable como ya se ha mencionado, el territorio ha soportado distintos usos a lo largo del tiempo, algunos de estos se mantienen hasta nuestros días.

La ganadería fue una de las primeras actividades que se desarrollaron dentro de este territorio desde épocas prehistóricas, tenía carácter itinerante y dependía en gran medida de la disponibilidad de alimento para el ganado, es decir, en función de los ciclos de producción vegetales (Sabaté, 1993). La ganadería ha afectado principalmente a la vegetación, los cardones adquirieron una gran importancia como refugio de otras plantas y en el interior de los mismos crecen *Asparagus arborecesns*, *Neochamaelea pulverulenta*, y *Periploca laevigata*, entre otras.

En la actualidad, el pastoreo de cabras ha desaparecido en la Reserva, debido a la fuerte crisis que sufrió la ganadería en toda la isla por el cambio de actividades económicas hacia el sector servicios (Gobierno de Canarias, 2004). Desde principios de los 2000 hasta la actualidad, se realiza la explotación de 10 colmenas, situadas en la base oriental de Montaña Grande (Gobierno de Canarias, 2004).

La agricultura en la Reserva está marcada por la escasez de agua. Se han sucedido una serie de cultivos, en un principio los cultivos consistían en los cereales que proporcionaban la base de la alimentación para todo el año. En el siglo XXI, se implantó el cultivo del tomate y se comenzó a cultivar platanera, la cual solía verse más en el norte de la isla dada sus exigencias de agua. También se cultivó, aunque en periodos cortos, tabaco, algodón y kenaf (*Hibiscus cannabinus*), planta originaria de África cuyas fibras se utilizan para fabricar diversos productos, como papel, cuerdas y textiles (Gobierno de Canarias 2004, García et al., 2010).

La pesca y marisqueo consistían principalmente en el aprovechamiento de los charcos que aparecen a la bajamar y recolección de lapas y burgados como complemento alimenticio (Sabaté, 1993). En la actualidad, la costa de este territorio es frecuentada por un gran número de aficionados a la pesca con caña, que tiene carácter de ocio y tiempo libre (Gobierno de Canarias, 2004).

Debido a sus valores paisajísticos, ecológicos e históricos, Rasca tiene amplias posibilidades para su uso recreacional, siendo la entrada masiva de visitantes una amenaza. También, se ha observado, en las últimas décadas, una gran afluencia de campistas y el uso de bicicletas en la Reserva (García et al., 2010).

3.3. Régimen de usos

El Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca recoge detalladamente el régimen de usos prohibidos (aquellos que supongan un peligro presente o futuro, directo o indirecto para el espacio o cualquiera de sus elementos), autorizables (aquellos que pueden desarrollarse en la zona correspondiente, ajustándose a los condicionantes que se establecen para cada área en el Plan) y permitidos (aquellos que no estén en los usos prohibidos ni permitidos) (Gobierno de Canarias, 2004). Tales usos o actividades se encuentran en los artículos 28, 29 y 30 del Plan Director (Tabla 1).

Uso/Actividad	Permitido	Prohibido	Con autorización/ Excepciones
Las actuaciones, que necesiten autorización o un informe de compatibilidad del Órgano de Gestión de la Reserva, y se realicen sin contar con las mismas.		X	
Cualquier actividad o proyecto que esté en contra de la finalidad de la protección del espacio.		X	
Las acciones que se realicen en el territorio de la Reserva contradiciendo las disposiciones del Plan Director.		X	
La instalación de tendidos eléctricos o telefónicos aéreos.		X	
La captura, recolección, alteración o destrucción de fauna, flora nativa de la Reserva y partes de la misma, como rocas, minerales o elementos de interés paleontológico, arquitectónico, entre otros.			Salvo fines científicos o gestión. Solo con autorización.
Cualquier tipo de extracción minera, subterránea o a cielo abierto, así como su transporte, acumulación y vertido.		X	
Movimientos de tierras (salvo por motivos de gestión restauración, o para la continuidad de las actividades agrícolas existentes).			Salvo por motivos de restauración, gestión o continuidad de las

			actividades agrícolas existentes. Solo con autorización.
Apertura de nuevas pistas o vías de comunicación, así como la ampliación, pavimentación o modificación del trazado de las existentes, si con ello afectara en modo alguno a comunidades o especies vegetales o animales.			Salvo por motivos de seguridad, urgencia o conservación.
Instalación de antenas, torres u otros artefactos sobresalientes.			Salvo por motivos de emergencia, restauración o investigación. Solo con autorización.
Realización de todo tipo de maniobras militares y ejercicios de mando.		X	Salvo los supuestos contemplados en la Ley Orgánica 6/1980, de 1 de julio, y la Ley Orgánica 4/1981, de 1 de junio.
Instalación de rótulos, carteles, vallas o cualquier mensaje publicitarios.			Salvo la señalización contemplada en el Programa de Uso Público, Infraestructuras y Señalización del Plan Director.
Sobrevolar la Reserva a baja altura (inferior a 300 metros), con aparatos provistos de motor, incluyendo aviones teledirigidos.		X	
El despegue y el aterrizaje para la práctica del vuelo libre en cualquiera de sus modalidades, excepto emergencia.		X	
La introducción de plantas que no sean autóctonas de la Reserva, salvo agricultura.		X	
Suelta en el medio natural de individuos de especies, subespecies o razas animales exóticas.		X	
Vertido de residuos sólidos o líquido en cualquier punto de la Reserva, así como su quema no autorizada.		X	
Encender fuego.			Salvo por motivos de gestión o quemas autorizadas.
La organización de competiciones deportivas o de cualquier tipo.		X	
La acampada y uso de terrenos para el establecimiento de caravanas o remolques.			Salvo por motivos de gestión o de proyectos de investigación.
La alteración de los charcos supra y mesolitorales.		X	
Instalación de invernaderos o cualquier tipo de cubierta para los cultivos, así como la práctica de sistemas agrícolas lesivos que por su naturaleza entrañen riesgos para la conservación y protección de la Reserva.		X	
Edificación en todas sus formas, incluidos cuartos de aperos.		X	
Emisión de cualquier tipo de sonido amplificado por medio de equipos de música, megafonía u otros aparatos.		X	
Instalación de fuentes luminosas.			Salvo por motivos de gestión o emergencia.
Actividades apícolas.			Solo con autorización.
Actividades con fines científicos que supongan una intervención en el medio.			Solo con autorización.
Proyectos encaminados a ejecutar algunas de las determinaciones contempladas en el presente Plan Director, siempre que estos no se realicen por parte del órgano de gestión y administración de la Reserva.			Solo con autorización.
Rehabilitación, acondicionamiento o restauración de infraestructuras edificatorias, hidráulicas o viarias, incluidos los senderos.			Solo con autorización.
La reintroducción o repoblación de individuos pertenecientes a especies, subespecies o variedades animales o vegetales autóctonas del espacio.			Solo con autorización.
Los usos relacionados con la cinematografía, vídeo, fotografía, televisión, radio, publicidad y similares, que tengan carácter profesional, comercial o mercantil.			Solo con autorización.
Las actividades recreativas y educativas de carácter organizado.			Solo con autorización.
La caza conforme con la normativa sectorial específica en la materia.			Solo con autorización.
Actuaciones ligadas a lo dispuesto en el Plan Director, en los términos que éste los establezca o, en materias no reguladas por éste, según las directrices emitidas por el órgano de gestión y administración de la Reserva.	X		

Todos aquellos usos y actividades que sean compatibles con los fines de protección de este Espacio Natural que no contravengan ninguna ley sectorial y que no se contemplen en los usos considerados como prohibidos o autorizables de los artículos anteriores.	X		
El senderismo y disfrute de la naturaleza en cualquiera de los senderos habilitados para este fin y las pistas que alberga esa zona, sin abandonar nunca éstos.	X		
Las actividades de conservación y protección de la Reserva que realice el Órgano Gestor conforme a las condiciones, criterios y directrices establecidas en los Programas de Actuación.	X		

Tabla 1. Régimen de usos de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca (Tenerife).

3.4. Propuesta de ampliación

El 15 de febrero de 2023 se aprobó en el Parlamento de Canarias la Proposición de Ley de la ampliación de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca. Según el Dictamen 95/2023, se propone la ampliación de la reserva “desde el límite meridional de la Urbanización El Palm-Mar, prolongado por el Oeste hasta la costa y siguiendo esta con rumbo Sur hasta el actual límite de la Reserva en el Caletón de los Goros, así como prolongado por el Este hasta la carretera TF-66 y siguiendo esta con rumbo SE hasta una pista agrícola que, en dirección Suroeste, enlaza con el límite actual de la Reserva”. A pesar de que no se adjunta cartografía en la Proposición de Ley, según la anterior descripción de los límites de la Reserva, esta quedaría como en la Figura 6, abarcando una superficie total de en torno a 557 ha.

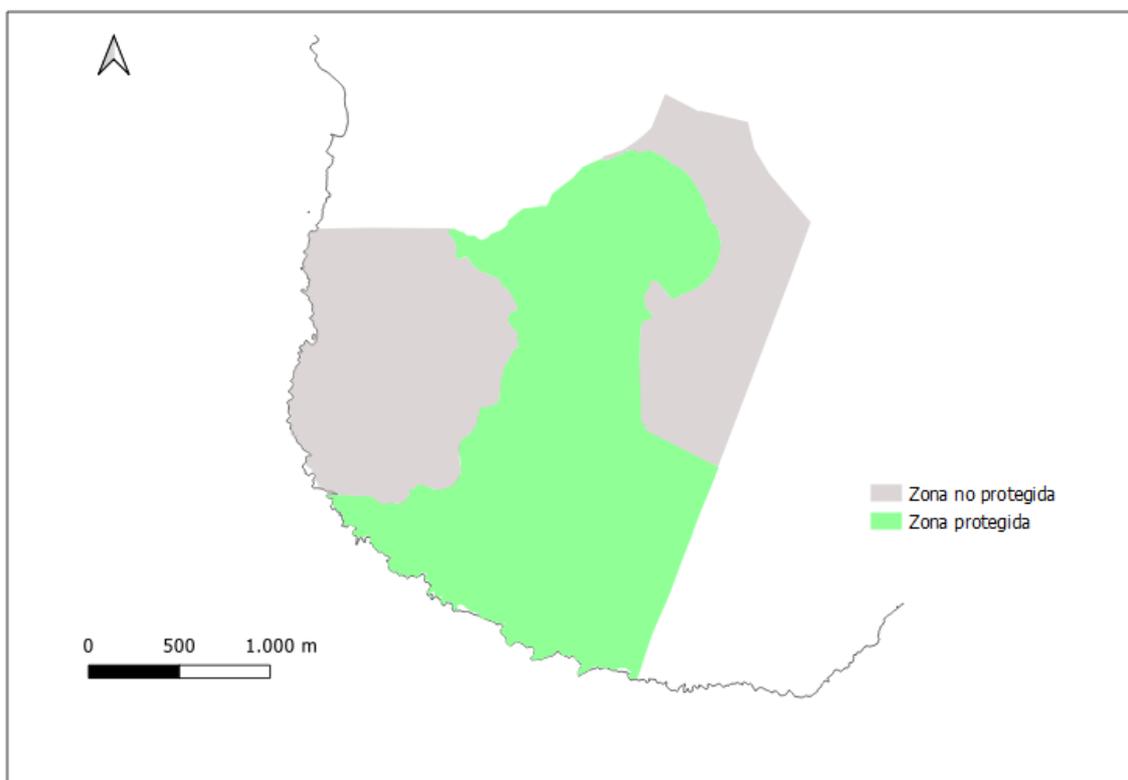


Figura 6. Mapa de la redelimitación de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca (Tenerife) según la Proposición de Ley aprobada el 15 de febrero de 2023.

Según la Proposición de Ley la ampliación se fundamenta en que “El Malpaís de la Rasca es una zona estratégica dentro de la política de protección, conservación, restauración, investigación y

puesta en uso del patrimonio histórico y del medio ambiente, tanto de Arona como de la isla de Tenerife, siendo los criterios que fundamentan su protección los de constituir una muestra representativa de cardonal-tabaibal, así como de hábitat de malpaís y de arenas interiores, la existencia de poblaciones de animales y vegetales catalogados como especies amenazadas, así como elementos endémicos que, por virtud de convenios internacionales y disposiciones específicas, requieran protección especial, su contribución al mantenimiento de la biodiversidad del Archipiélago Canario, con un 38.8 % de endemismos dentro de los taxones vegetales, el contener muestras de hábitats naturales en buen estado de conservación y que requieren una protección especial”.

4. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es evaluar y comparar la calidad ambiental entre la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca y la zona propuesta para su ampliación. Mediante el análisis de distintas variables ambientales, se pretende valorar si la zona no protegida presenta un grado de conservación similar al de la zona protegida, y, por tanto, si la ampliación de la RNE del Malpaís de la Rasca es necesaria. Asimismo, se pretende proporcionar una base científica para la toma de decisiones en materia de conservación y gestión de este Espacio Natural Protegido. Para alcanzar el objetivo general se abordarán los siguientes objetivos específicos:

1. Comparar la composición, riqueza de especies, cobertura y biomasa vegetales de las comunidades en las zonas protegidas y zonas sin protección. Además de realizar el seguimiento de la sucesión ecológica en relación a estos parámetros tras 30 años, en comunidades de zona protegida.
2. Comparar la composición y riqueza de especies de aves en las zonas protegidas y zonas sin protección.
3. Comparar la densidad de reptiles en las zonas protegidas y zonas sin protección.
4. Comparar indicadores de impacto humano: presencia y abundancia de especies invasoras de fauna y flora, presencia de mascotas, abundancia de basuras y afluencia de visitantes, en las zonas protegidas y zonas no protegidas.

5. Materiales y métodos

5.1. Área de estudio

El área de estudio, la Reserva Natural Especial (RNE) del Malpaís de la Rasca (zona protegida) y su propuesta de ampliación (zona no protegida), se localiza en la costa sur de Tenerife, que es la isla con mayor extensión (2035 km²) y altitud (3718 m s.n.m.) del archipiélago canario (Figura 7). Tenerife es una isla de origen volcánico, con una datación de 11.6 Ma (Ancochea et al., 1990). El Malpaís de la Rasca tiene un clima hiperárido, con una temperatura media anual de 22.4°C, siendo el mes más cálido septiembre (26.0°C) y el más frío febrero (19.3°C), con una precipitación media anual de 94.2 mm, que se distribuye casi en su totalidad entre octubre y marzo. La vegetación potencial de la zona es tabaibal dulce (del Arco et al., 2006), comunidad arbustiva abierta dominada por *Euphorbia balsamifera*. Sin embargo, en el área también se observan comunidades de sustitución del tabaibal dulce como el aulagar-saladar y el herbazal nitrófilo (del Arco et al., 2006).

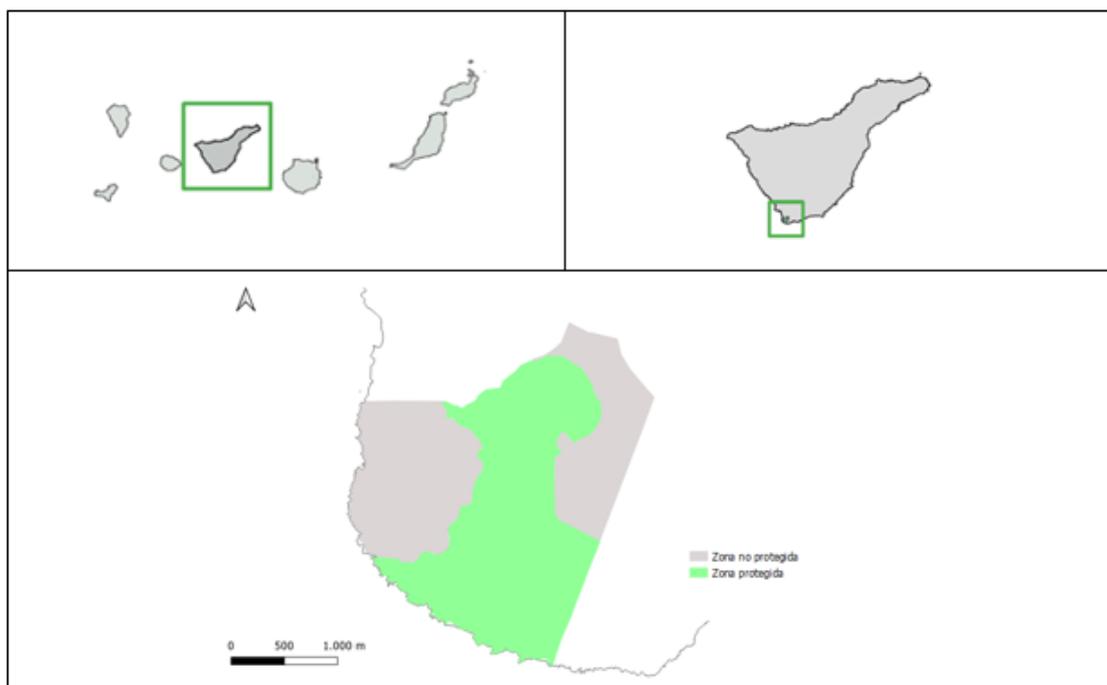


Figura 7. Ubicación y extensión de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca o zona protegida (verde) y su propuesta de ampliación o zona no protegida (gris) en Tenerife (Islas Canarias).

5.2. Toma y recopilación de datos

5.2.1. Vegetación

Previo a realizar el muestreo, se tomaron los datos abióticos de la parcela como coordenadas, pendiente, orientación y altitud. Para caracterizar la vegetación de la zona de estudio, en las comunidades de tabaibal dulce y aulagar-saladar, se establecieron 12 parcelas de 20 x 20 metros, seis en tabaibal dulce y seis en aulagar-saladar, tres en la zona protegida y tres en la zona no protegida, respectivamente (Tabla 2; Figura 8 y 10.a). Debido a la falta de precipitación (5.8 mm) y, consecuentemente, del desarrollo de las plantas anuales hasta mayo de este año, no se muestrearon las comunidades de herbazales. Las parcelas se ubicaron en polígonos de las comunidades según el mapa de vegetación de Canarias (del Arco et al., 2006) y su última actualización (2023) en GRAFCAN (IDEcanarias visor 4.5.1). En cada parcela, se realizó el inventario de todas las especies arbustivas, identificando la especie y midiendo altura, diámetro máximo y el perpendicular a este (Otto et al., 2001). Para aquellas especies con troncos diferenciados como, *Asparagus arborescens* o *Kleinia neriifolia*, se midió también el diámetro basal. Además, se anotó la vitalidad de cada individuo utilizando una escala de 1 a 5, (siendo 1 un individuo en mal estado y 5 un individuo totalmente sano) y su fenología (en caso de que el individuo presentara hojas, frutos y/o flores). A partir de los datos del muestreo de vegetación se obtuvieron las variables de composición, riqueza, cobertura y biovolumen de especies vegetales.

Por otra parte, se realizó el seguimiento en el tiempo de seis parcelas ubicadas dentro de la RNE del Malpaís de la Rasca, tres de aulagar-saladar y tres de tabaibal dulce. Estas parcelas se habían instalado en 1994 en el marco de previos estudios (Otto et al., 2001, 2006) y se midieron diversas variables de la vegetación. Las parcelas de aulagar-saladar fueron utilizadas para el cultivo del

tomate en los años 40, ya en las fotos aéreas de 1964 se encontraban en estado de abandono, por lo que llevan 80-90 años abandonadas (Otto et al., 2007).

Código	Comunidad	Nivel de protección	Longitud (X)	Latitud (Y)	Pendiente	Orientación	Altitud (m s.n.m.)
AS1	AS	P	-16.6983	28.0056	3°	358°N	13.47
AS2	AS	P	-16.6981	28.0064	3°	340°N	14.17
AS3	AS	P	-16.6975	28.0064	0°	84°E	14.93
AS4	AS	NP	-16.7025	28.0119	0°	125°N	12.30
AS5	AS	NP	-16.6872	28.0153	4°	77°E	44.76
AS6	AS	NP	-16.6981	28.0106	0°	243°O	17.27
TD1	TD	P	-16.6983	28.0189	4°	162°S	12.25
TD2	TD	P	-16.7017	28.0181	7°	184°N	14.68
TD3	TD	P	-16.7053	28.0197	0°	261°O	15.05
TD4	TD	NP	-16.6981	28.0042	3°	209°N	31.10
TD5	TD	NP	-16.6978	28.0050	0°	275°O	20.05
TD6	TD	NP	-16.6975	28.0056	0°	284°N	12.09

Tabla 2. Código y características de las parcelas ubicadas anteriormente (1-3) en la RNE del Malpaís de la Rasca (Tenerife, Islas Canarias) y las instaladas en este estudio (4-6), en la zona de ampliación. TD: tabaibal dulce, AS: aulagar saladar.

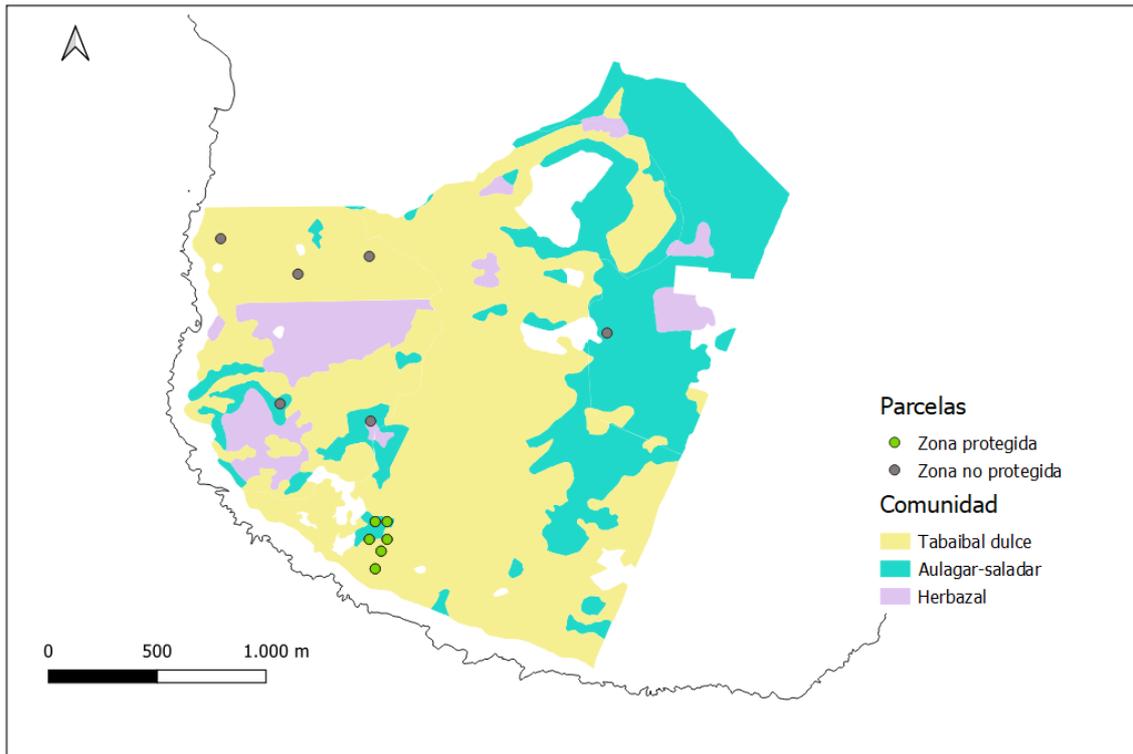


Figura 8. Mapa con la ubicación de las parcelas en la zona protegida (puntos verdes) o en la zona no protegida (puntos grises), y la distribución de la comunidad de aulagar-saladar (azul) y tabaiabal dulce (amarillo).

Estimación de biomasa

La biomasa aérea se estimó utilizando un método indirecto, siguiendo el enfoque de Whittaker y Marks (1975). Dicho método no destructivo utiliza ecuaciones de regresión alométrica, que vinculan el biovolumen y el peso seco de las plantas individuales, según lo establecido por Otto et al. (2001). Con las ecuaciones alométricas existentes (Grupo de Ecología y Biogeografía Insular, 2024) de las especies arbustivas inventariadas: *Euphorbia balsamifera*, *E. canariensis*, *Kleinia neriifolia*, *Launaea arborescens*, *Opuntia tuna*, *Periploca laevigata*, *Plocama pendula*, *Schizogyne sericea*, se estimó el promedio de biomasa seca por parcela. En el caso de *Artemisia ramosa*, se aplicó la ecuación desarrollada para *A. thuscula*, perteneciente al mismo género. Para el resto de especies, para las cuales no existe ecuación alométrica (*Asparagus arborescens*, *Ceropegia fusca*, *Fagonia cretica*, *Frankenia capitata*, *Limonium pectinatum*, *Lycium intricatum*, *Neochamaelea pulverulenta*, *Polycarpaea nivea*, *Reseda scoparia*, *Rubia fruticosa* y *Salsola divaricata*), que tienen una cobertura del 14.46 % sobre el total, se aplicó una ecuación desarrollada para el conjunto de especies leñosas de comunidades de matorrales de Tenerife (Grupo de Ecología y Biogeografía Insular, 2024).

5.2.2. Vertebrados

Aves

Para el estudio de la comunidad de aves, se ubicaron 21 puntos aleatorios en la zona protegida (11) y la zona no protegida (10), en las diferentes comunidades, tabaibal dulce (cinco en zona protegida y cinco en zona no protegida), aulagar-saladar (tres en zona protegida y tres en zona no protegida), y en este caso, herbazal (tres en zona protegida y dos en zona no protegida) (Figura 9). Dichos puntos, se encuentran separados entre sí por, al menos, 250 metros. El muestreo consistió en registrar durante 5 minutos, las especies y número de aves que se observaban y escuchaban, en el entorno del punto, en un radio inferior a 25 metros y uno mayor a dicha distancia. Al llegar al punto para evitar cualquier interferencia se esperaron 5 minutos antes de iniciar el registro. El seguimiento de aves tuvo lugar entre los meses de abril y junio de 2024, desde las 6:30 hasta las 10:30 de la mañana, y se realizó en dos ocasiones, el primer muestreo se realizó entre el 3 y 4 de mayo, y el segundo, entre el 1 y 2 de junio. Al inicio de cada muestreo se registró la hora, la fecha y el observador (Ralph et al., 2023). Posteriormente, se solicitaron los datos de temperatura, velocidad del viento, velocidad máxima del viento, humedad relativa y nubosidad, a la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

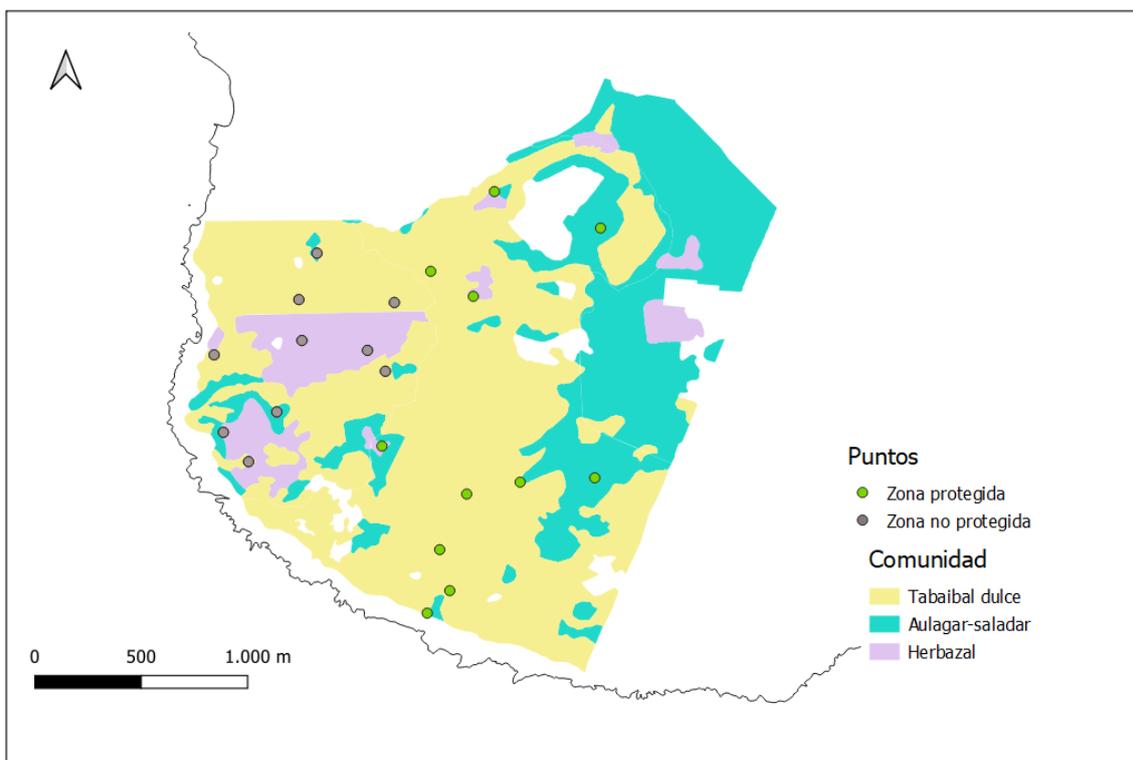


Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo de aves, reptiles e indicadores de presión antrópica en la zona no protegida (puntos verdes) o en zona no protegida (puntos grises), y la distribución de la comunidad de herbazal (violeta), aulagar-saladar (azul) y tabaibal dulce (amarillo).

Reptiles

El muestreo de reptiles se llevó a cabo en los mismos puntos en que se muestrearon las aves. En este caso, se solicitó y se obtuvo autorización del Área del Medio Natural, Sostenibilidad, Seguridad y Emergencias del Cabildo de Tenerife, para el recuento de individuos de *Gallotia galloti* (Figura 10.b), *Tarentola delalandii* (Figura 10.c) y *Chalcides viridanus*, con el fin de estimar

su abundancia en el Malpaís de la Rasca. En el muestreo de lagartos, se realizaron transectos visuales en los que un observador recorría lentamente 60-140 m durante 10 minutos a partir de un punto dado al azar, sin utilizar cinta métrica para evitar ahuyentar a los lagartos (Larson et al., 2023). En dichos transectos se contaron los reptiles que iban apareciendo a lo largo del recorrido y se anotó la distancia a la que se encontraban en relación al transecto, en una franja de 8 m a cada lado del mismo. Este tipo de muestreo permite estimar densidades, ya que incluye número de individuos por superficie, al incorporar la distancia a la que se detectan los lagartos. No se capturaron animales ni se realizaron fotografías. Para el seguimiento del *Tarentola delalandii* y *Chalcides viridanus*, se realizó una búsqueda activa de individuos bajo piedras (Brown, 1996; Brown, 1990; Piquet & López-Darias, 2021), puesto que son especies crípticas (Brown, 1996, 1990; Salvador & Pleguezuelos, 2002). En el caso de *C. viridanus*, no era probable encontrarlas en el área de estudio, a pesar de estar citada su presencia (Biota, 2024). En cada punto de muestreo se recorrieron transectos de 40-250 m durante 10 minutos y se levantaron piedras que pudieran ser refugio de ambas especies (piedras de tamaño medio, planas, que puedan levantarse fácilmente sin necesidad de ser desenterradas), donde se procedió a registrar los individuos observados a simple vista y el número de piedras inspeccionadas durante el tiempo de observación.

El seguimiento de reptiles se realizó en dos ocasiones. El primer muestreo se realizó el 26 de junio y el segundo tuvo lugar en los días 5 de junio y 13 de junio, en un total de 21 puntos de muestreos repartidos por el área de estudio, tal como se muestra en la Figura 9. Se muestreó únicamente en días con condiciones climáticas favorables (días con poco viento y relativamente cálidos y soleados), entre las 9:00-19:00, evitando las horas de temperaturas muy altas o relativamente bajas. Registramos el tiempo de duración del muestreo y anotamos las longitudes y recorridos de cada transecto utilizando la aplicación IGN Mapas de España v. 3.5.1 (<http://www.ign.es/web/dir-aplicaciones-moviles>), para posteriormente obtener la longitud exacta de los transectos. Al inicio de cada muestreo se registró la hora, la fecha y el observador. Posteriormente, se solicitaron los datos de temperatura, velocidad del viento, velocidad máxima del viento, humedad relativa y nubosidad, a la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

5.2.3. Presión antrópica

Para determinar la presión antrópica en el área de estudio se midieron diferentes indicadores de impacto humano. Por una parte, se midió la presencia de especies de plantas exóticas invasoras. Además, se detectó la presencia de especies de fauna invasora y mascotas, mediante el recuento de heces y se registró la presencia de basuras. Por último, se calculó la densidad de rutas registradas por visitantes. Todos los indicadores se midieron en la zona protegida y no protegida.

Plantas invasoras

Para el estudio de la presencia de plantas exóticas invasoras, se realizó un muestreo en 21 puntos aleatorios de la zona protegida (11) y la zona de ampliación (11), en las diferentes comunidades, tabaibal dulce (cinco en zona protegida y cinco en zona no protegida), aulagar-saladar (tres en zona protegida y 3 en zona no protegida) y en este caso, herbazal (tres en zona protegida y dos en zona no protegida) (Figura 9). En cada uno de los puntos, se lanzó un

transecto de 50 x 5 m, donde se recogieron los datos de presencia o ausencia de flora introducida invasora, se identificaron las especies y se midió altura, diámetro máximo y el perpendicular a este para cada individuo. Además, se anotó la vitalidad y fenología de cada planta.

Por otra parte, se elaboró un mapa con todas las especies exóticas invasoras detectadas en los transectos, en las parcelas inventariadas y en todos los reportes de la Red Canaria de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras (REDEXOS, Gobierno de Canarias), hasta mayo de 2024.

Presencia de mascotas y fauna invasora

Se muestreó la presencia de especies de animales domésticos (perros) e invasores (gatos y conejos) en el área de estudio (Figura 10.e), utilizando las 12 parcelas de 20 x 20 m de los muestreos de vegetación (Figura 9) donde se identificaron, contaron y retiraron cada una de las heces de perros y gatos (Medina & Nogales, 2007). Además, se contaron todas las heces de conejos, gatos y perros en cada uno de los 21 puntos de muestreo de aves y reptiles (Figura 8), en transectos de 50 x 5 m, para aumentar el tamaño muestral. Dicho transecto se dividió en 10 tramos de 5 metros cada uno, con el fin de facilitar el muestreo (Cooke & McPhee, 2007; Cooke et al., 2008; Medina & Nogales, 2007).

Presencia de basura

Para estimar la abundancia de basuras (Figura 10.d), se contabilizaron, clasificaron y retiraron todos los residuos encontrados en las 12 parcelas de muestreo de vegetación (Figura 8), a excepción de una de las parcelas (AS5) por problemas logísticos, para volver a contarlos al mes de su recogida (Rodríguez, 2012). Sin embargo, este segundo muestreo no se pudo realizar por falta de tiempo, aunque se contempla volver para terminar el seguimiento, en este caso varios meses después de la retirada de basuras. En el primer seguimiento, también se contaron todos los residuos en cada uno de los 21 puntos de muestreo antes mencionados (Figura 9), en transectos de 50 x 5 m y en tramos de 5 m a través del transecto, tal y como se hizo con las heces, para aumentar el tamaño muestral. En este caso, solo se realizó un recuento y clasificación de las basuras encontradas, y no se retiraron.

Elaboración de mapas de densidad de rutas

Con el fin de evaluar el efecto de la presión antrópica en relación con el número de visitantes se elaboró un mapa con todos los senderos o caminos que transitan en el área de estudio, para posteriormente crear un mapa de calor y determinar las zonas que tienen una mayor intensidad de uso. Se descargaron todas las rutas que cruzan por la zona objeto de estudio en la plataforma Wikiloc, la cual fue creada en 2006. Siguiendo la metodología empleada por Norman & Pickering, (2017) se descargaron todas las rutas entre 2006 y 2024 registradas en archivos Kml, que corresponden a las categorías de "running", "paseo", "senderismo" y "observaciones de flora", descartando las rutas que no estaban registradas correctamente. Una vez recopiladas todas las rutas se utilizó el programa QGIS 3.28.2 para pasar las rutas en formato Kml a capas de puntos, con la herramienta "extraer vértices", para luego convertirlas en líneas mediante la herramienta "punto a ruta". A continuación, se combinaron todas las rutas individuales para crear una única capa. Se utilizó la herramienta "densidad lineal", para crear una trama en la que cada celda recibe un valor que representa la densidad de rutas (Norman & Pickering, 2017). Este valor se calcula multiplicando la longitud total de las rutas dentro de un radio especificado y dividiendo por el área total del círculo formado (ESRI, 2014; Norman & Pickering, 2017). El tamaño de la

celda se fijó en 10 m y el radio de búsqueda en 10 m, que es el ya preestablecido. Las densidades fueron estandarizadas utilizando la opción de intervalos clasificados con densidades bajas (0.00–1.00), bajas-moderadas (1.00–5.00), moderadas (5.00–10.00), altas (10.00–20.00) y muy altas (> 20.00) establecidas. Dichas categorías representan mejor la popularidad relativa de los senderos del área de estudio.

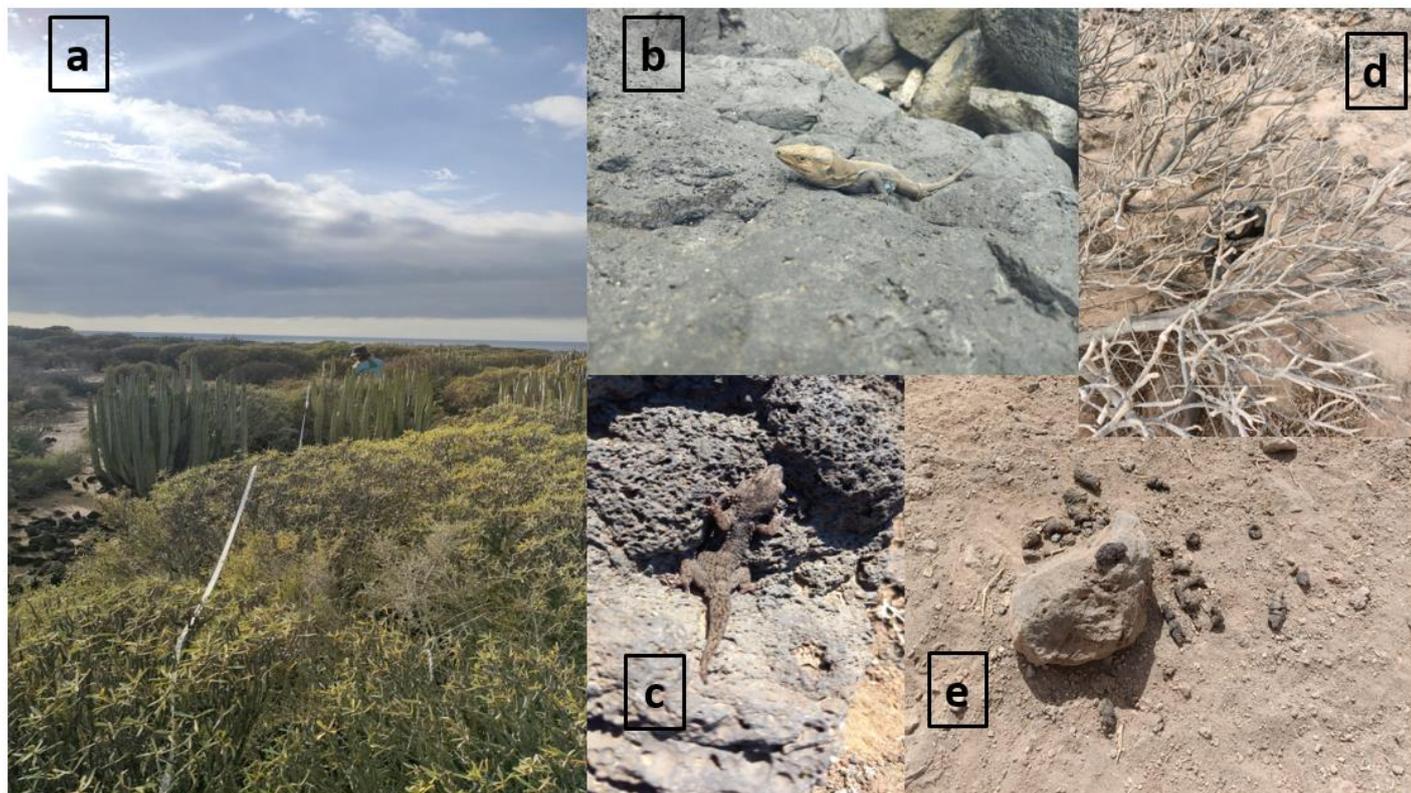


Figura 10. Fotos del trabajo de campo. a) parcela montada en campo para realizar el inventario; b) *Gallotia galloti*; c) *Tarentola delalandii*; d) basura dentro de *Euphorbia balsamifera*; e) heces de perro.

5.3. Análisis estadístico

Las variables medidas en este estudio para evaluar el efecto del nivel de protección incluyen variables de diversidad y estructura del ecosistema (biomasa, cobertura vegetal, riqueza florística, riqueza y abundancia de aves, densidad de lagartos y perenquenes), y variables de presión antrópica (presencia y cobertura de plantas invasoras, presencia y abundancia de heces de conejos, gatos y perros, presencia y abundancia de basuras, y densidad de rutas). Todas estas variables han sido comparadas en relación al nivel de protección y a la comunidad vegetal. Se ha comprobado, además, el efecto de otros factores como distancia a la costa, distancia a la urbe más cercana y distancia al camino más cercano y el resto de variables medidas.

5.3.1. Vegetación

Comparación del efecto del nivel de protección

Con los datos tomados en campo de las parcelas de vegetación, se obtuvieron los valores de cobertura, riqueza, biovolumen (calculado con el diámetro medio) y biomasa (mediante la

aplicación de ecuaciones alométricas). Las variables dependientes e independientes se recogen en la Tabla 3.

Variables dependientes	Variables independientes
Cobertura	Nivel de protección
Riqueza	Comunidad
Biomasa	Distancia costa
	Distancia urbe
	Distancia camino
	Heces de gato
	Heces de perro
	Basura

Tabla 3. Variables dependientes e independientes utilizadas en la comparación de la vegetación en la zona protegida y no protegida.

Inicialmente, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA, *Principal Component Analysis*) para realizar una ordenación de las parcelas en base a los valores de las variables independientes, y determinar, de manera visual, qué variables tienen mayor influencia sobre las mismas. Este análisis se realizó con el programa CANOCO (v. 5). Para este análisis también se incluyeron las variables de número de especies endémicas, nativas e invasoras.

Para comparar si existían diferencias entre las variables dependientes en relación al nivel de protección (protegido o no), comunidad y el resto de variables independientes (Tabla 3). Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) utilizando el lenguaje computacional R (R Core Team 2024.04.2) y el paquete “stats”. Se comprobó que los residuos de cada modelo cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad, de forma visual, mediante los gráficos de los residuos de cada modelo, a partir de la función “plot” de R (*residuals vs fitted*, *normal q-q*, *scalelocation* y *residuals vs leverage*).

Por otra parte, se realizó un análisis de ordenación para explorar las similitudes en la composición florística en relación al nivel de protección y comunidad vegetal, basado en el porcentaje de la cobertura de las distintas especies en las parcelas. Se utilizó el escalado multidimensional no métrico (NMDS, *Non-metric Multidimensional Scaling*), comparando la similitud entre grupos de datos basándose en una matriz de distancias de Bray-Curtis, utilizando Primer 6©, un software para análisis multivariantes no paramétricos (Anderson et al., 2008), con el paquete PERMANOVA. También se realizó un ANOVA de permutaciones para evaluar el efecto del nivel de protección y del tipo de comunidad, o su interacción, sobre la composición florística. Los análisis se realizaron con valores P obtenidos con 9999 permutaciones y una corrección de Monte Carlo. Por último, en las variables que resultaron significativas, se empleó el porcentaje de similitud (SIMPER), del programa Primer 6©, para identificar las especies que más contribuyeron a las diferencias entre los dos niveles del factor significativo.

Comparación del efecto de la protección en el tiempo

Para el análisis de comparación de las variables dependientes (cobertura, riqueza y biomasa) en el tiempo (30 años) en las parcelas de vegetación de la zona protegida, se realizó un ANOVA de permutaciones (Anderson et al., 2008). Se ajustó un PERMANOVA de medidas repetidas con el año y la comunidad como factores, esta técnica es muy útil en estudios ecológicos cuando los

tamaños de las muestras son pequeños, como es el caso. Los análisis se basaron en distancias euclidianas, con valores P obtenidos con 9999 permutaciones y una corrección de Monte Carlo.

Por otra parte, se realizó un NMDS para observar las similitudes en la composición florística de las parcelas a través del tiempo, utilizando Primer 6©, comparando la similitud entre grupos de datos basándose en una matriz de distancia de Bray-Curtis, se testaron las diferencias en composición mediante un ANOVA de permutaciones y se calculó el porcentaje de similaridad (SIMPER) entre niveles de los factores significativos.

5.3.2. Aves

Para evaluar la riqueza y número de individuos de aves, se aplicaron Modelos Lineales Generalizados (GML, *Generalized Linear Model*) utilizando el lenguaje computacional R (R Core Team 2024.04.2) y los paquetes “glmmTMB” y “TMB”, para evaluar el efecto de la protección, comunidad y el resto de variables independientes. Se comprobó que los residuos de cada modelo cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad, de forma visual, mediante los gráficos de los residuos de cada modelo, a partir de la función “plot” del paquete “DHARMA” (*QQ plot residuals y Residual vs. predicted*). Previamente, se visualizó el histograma de los datos, tanto de número de individuos como la riqueza de aves para determinar qué distribución seguían y seleccionar la familia adecuada para su análisis.

Por otra parte, para el análisis de las diferencias de composición de aves en base al nivel de protección, se realizó un NMDS utilizando Primer 6©, con el paquete PERMANOVA, comparando la similitud entre grupos de datos basándose en una matriz de distancia de Bray-Curtis. Para evaluar si existían diferencias en la composición de aves se realizó un ANOVA de permutaciones (Anderson et al., 2008). Los análisis se realizaron con valores P obtenidos con 9999 permutaciones y una corrección de Monte Carlo.

5.3.3. Reptiles

Lagartos

Con las detecciones de *Gallotia galloti* observadas en campo, obtenidas de los 21 transectos visuales, se estimó la densidad de lagartos en cada uno de los puntos mediante modelos jerárquicos de muestreo a distancia, utilizando el lenguaje computacional R (R Core Team 2024.04.2) y el paquete “unmarked” (Fiske & Chandler, 2011). Para aumentar la precisión de las estimaciones, solo se consideraron los avistamientos de lagartos dentro de 6 m de la línea del transecto para la estimación de la densidad, siguiendo los criterios de corte del 5 % (Buckland et al., 1993; Thomas et al., 2010). Se utilizaron los datos resultantes para estimar las densidades de *G. galloti* (Kéry & Royle, 2015). Por último, se identificaron las variables abióticas que afectan a la detección (temperatura, velocidad del viento, velocidad máxima del viento, humedad relativa y nubosidad), y se utilizaron como variables independientes en un modelo final. Además, se incluyeron otras variables independientes como nivel de protección, comunidad, cobertura vegetal, riqueza de especies, biomasa, y una serie de indicadores de presión antrópica (cantidad de basuras, distancia a la costa, distancia a la urbe más cercana, distancia al camino más cercano, cobertura de plantas invasoras, heces de conejo, gato y perro) para comprobar su efecto sobre la densidad.

Perenquenes

Con los datos tomados en campo, se estimó la densidad de individuos de *Tarentola delalandii* en los 21 transectos muestreados, utilizando la longitud y el ancho de los mismos.

Posteriormente, se aplicaron Modelos Lineales Generalizados (GML, *Generalized Linear Model*) utilizando el lenguaje computacional R (R Core Team 2024.04.2) y los paquetes “glmmTMB” y “TMB”, para evaluar la influencia de distintas variables sobre las densidades de los perenquenes (nivel de protección, comunidad, basura, distancia a la costa, distancia a la urbe más cercana, distancia al camino más cercano, presencia de plantas invasoras, heces de conejo, gato y perro). Por último, se comprobó que los residuos de cada modelo cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad de forma visual, mediante los gráficos de los residuos de cada modelo, a partir de la función “plot” del paquete “DHARMA” (*QQ plot residuals* y *Residual vs. predicted*).

5.3.4. Presión antrópica

Los datos tomados en campo de los conteos de heces de fauna invasora (conejos y gatos), mascotas (perros), y los recuentos de basuras y especies de plantas invasoras. En el caso de las plantas invasoras se obtuvieron los valores de cobertura por m². Se aplicaron Modelos Lineales Generalizados (GML, *Generalized Linear Model*) utilizando el lenguaje computacional R (R Core Team 2024.04.2) y los paquetes “glmmTMB” y “TMB”, para evaluar el efecto de las variables independientes sobre las variables dependientes (Tabla 4). Se comprobó que los residuos de cada modelo cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad de forma visual, mediante los gráficos de los residuos de cada modelo, a partir de la función “plot” del paquete “DHARMA” (*QQ plot residuals* y *Residual vs. predicted*).

Variables dependientes	Variables independientes
Heces de conejo	Nivel de Protección
Heces de gato	Comunidad
Heces de perro	Distancia a la costa
Basuras	Distancia a la urbe más cercana
Plantas invasoras	Distancia al camino más cercano

Tabla 4. Variables dependientes e independientes utilizadas en la comparación de los transectos de impacto humano.

6. Resultados

6.1. Efecto de la protección sobre las variables estudiadas

Se realizó un PCA para determinar las variables más influyentes en el conjunto de parcelas inventariadas (Figura 11). El eje I del PCA, muestra una clara diferenciación entre las parcelas ubicadas en la zona protegida y no protegida. Por otro lado, el eje II, muestra una diferenciación por comunidades vegetales, entre tabaibal dulce y aulagar-saladar.

la cobertura vegetal en la zona no protegida (4.57-67.51 %), sobre todo en el tabaibal dulce (34.24-57.51 %) (Figura 12 y tabla 6).

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	>0.05
Nivel de protección	>0.05
Comunidad	<0.05
Distancia a la costa	>0.05
Distancia a la urbe más cercana	>0.05
Distancia al camino más cercano	>0.05
Heces de gato	>0.05
Heces de perro	>0.05
Basura	>0.05

Tabla 5. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la cobertura vegetal y p-valores correspondientes.

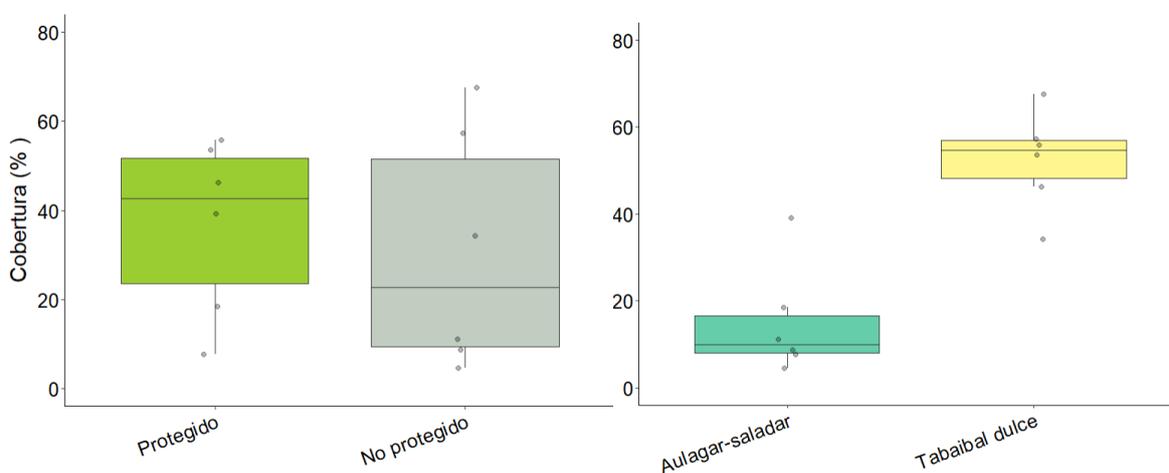


Figura 12. Cobertura vegetal en la zona protegida y no protegida, y por comunidad vegetal (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

Código	Nivel de Protección	Comunidad	Cobertura (%)	Promedio	Desv. estándar
AS1	P	AS	39.17	21.75	16.01
AS2	P	AS	18.4		
AS3	P	AS	7.68		
AS4	NP	AS	8.77	8.16	3.33
AS5	NP	AS	4.57		
AS6	NP	AS	11.14		
TD1	P	TD	55.76	51.88	4.98
TD2	P	TD	53.62		
TD3	P	TD	46.27		
TD4	NP	TD	57.26	53.00	17.04
TD5	NP	TD	67.51		
TD6	NP	TD	34.24		

Tabla 6. Cobertura vegetal media y desviación estándar (%) de las parcelas por nivel de protección y comunidad. TD: tabaibal dulce, AS: aulagar saladas; P: protegido; NP: no protegido.

La biomasa muestra diferencias significativas para la comunidad vegetal ($p < 0.05$), siendo mayor la biomasa en el tabaibal dulce ($12.96 \text{ t / ha} \pm 4.58$) que en aulagar-saladar ($1.69 \text{ t / ha} \pm 1.70$) (Figura 13), tal como sucede con la cobertura. Sin embargo, no se obtuvieron diferencias significativas para el nivel de protección (> 0.05) ni para el resto de las variables estudiadas (tabla 7 y 8).

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	>0.05
Nivel de protección	>0.05
Comunidad	<0.05
Distancia a la costa	>0.05
Distancia a la urbe más cercana	>0.05
Distancia al camino más cercano	>0.05
Heces de gato	>0.05
Heces de perro	>0.05
Basura	>0.05

Tabla 7. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la biomasa y los p- valores correspondientes.

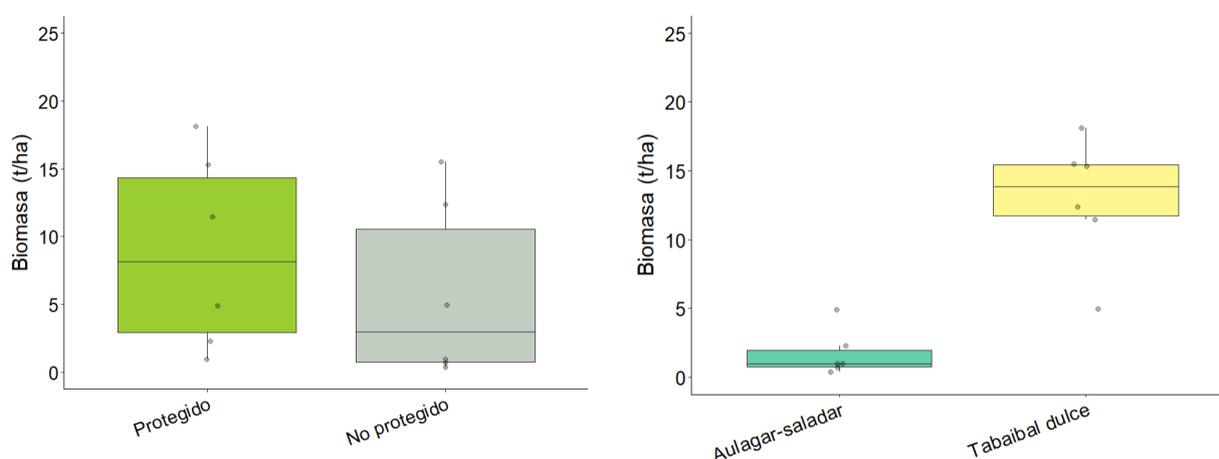


Figura 13. Biomasa en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

Código	Nivel de Protección	Comunidad	Biomasa (t/ha)	Promedio	Desv. estándar
AS1	P	AS	4.89	2.71	2.00
AS2	P	AS	2.29		
AS3	P	AS	0.95		
AS4	NP	AS	0.95		
AS5	NP	AS	0.37		
AS6	NP	AS	0.70		
TD1	P	TD	11.47	14.96	3.34
TD2	P	TD	15.30		
TD3	P	TD	18.11		
TD4	NP	TD	12.39		

TD5	N	TD	15.49
TD6	N	TD	4.98

Tabla 8. Biomasa media y desviación estándar por nivel de protección y comunidad. TD: tabaibal dulce, AS: aulagar saladas; P: protegido; NP: no protegido.

En las 12 parcelas, se identificaron un total de 20 especies arbustivas (*Artemisia ramosa*, *Asparagus arborescens*, *Ceropegia fusca*, *Euphorbia balsamifera*, *E. canariensis*, *Fagonia cretica*, *Frankenia capitata*, *Kleinia neriifolia*, *Launaea arborescens*, *Limonium pectinatum*, *Lycium intricatum*, *Neochamaelea pulverulenta*, *Opuntia tuna*, *Periploca laevigata*, *Plocama pendula*, *Polycarpea nivea*, *Reseda scoparia*, *Rubia fruticosa*, *Salsola divaricata* y *Schizogyne sericea*), de las cuales el 45 % son especies endémicas del archipiélago canario, el 50 % son especies nativas y, un 5 % son especies exóticas invasoras.

La riqueza de especies, no mostró diferencias significativas por nivel de protección o comunidad (Figura 14), ni con ninguna de las demás variables estudiadas (tabla 9). Los residuos de todos los modelos se ajustaban correctamente, a excepción de heces de gato y perro.

Modelos de análisis para la riqueza de especies	
Variabes	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	>0.05
Nivel de protección	>0.05
Comunidad	>0.05
Distancia a la costa	>0.05
Distancia a la urbe más cercana	>0.05
Distancia al camino más cercano	>0.05
Heces de gato	>0.05
Heces de perro	>0.05
Basura	>0.05

Tabla 9. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la riqueza de especies y los p-valores correspondientes.

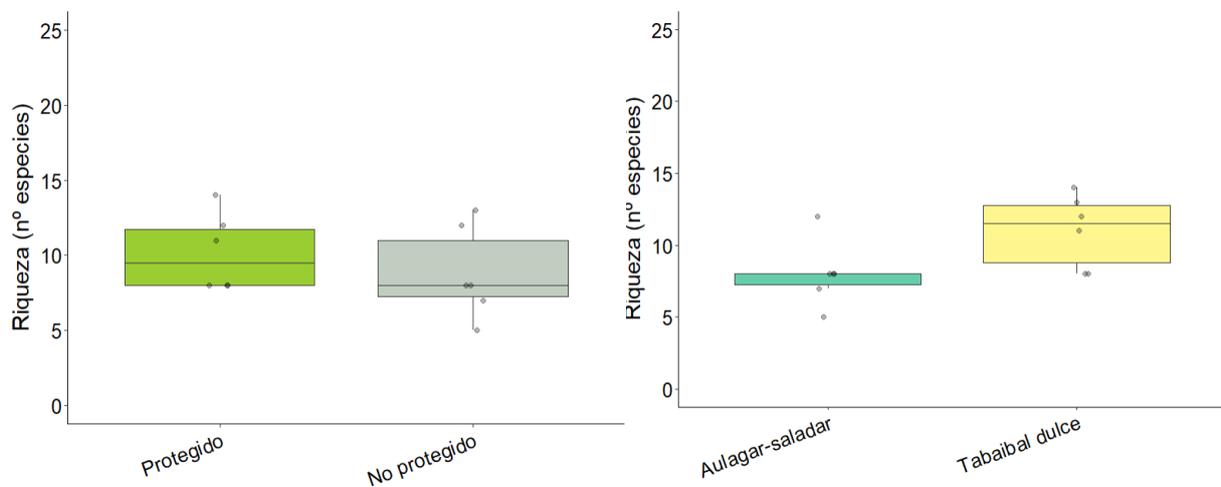


Figura 14. Riqueza de especies en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

Los valores de riqueza promedio en aulagar-saladar, en la zona protegida son de 9.33 ± 2.31 especies por parcela, mientras que en la zona no protegida son de 6.67 ± 1.53 especies. En cuanto a los tabaibales, los valores de riqueza en la zona protegida son 11.00 ± 3.00 especies y la zona no protegida 11.00 ± 2.65 especies (tabla 10).

Código	Nivel de Protección	Comunidad	Riqueza	Promedio	Desv. estándar
AS1	P	AS	12	9.33	2.31
AS2	P	AS	8		
AS3	P	AS	8		
AS4	NP	AS	8		
AS5	NP	AS	7		
AS6	NP	AS	5		
TD1	P	TD	14	11.00	3.00
TD2	P	TD	8		
TD3	P	TD	11		
TD4	NP	TD	13		
TD5	NP	TD	12		
TD6	NP	TD	8		

Tabla 10. Riqueza de especies media y desviación estándar de las parcelas por nivel de protección y comunidad. TD: tabaibal dulce, AS: aulagar saladas; P: protegido; NP: no protegido.

En el análisis de ordenación NMDS observamos un gradiente (Figura 15), con un grupo formado por las seis parcelas de tabaibal dulce, ya se encuentren en zona protegida (TD1, TD2 y TD3) o no protegida (TD4, TD5 y TD6), y un aulagar-saladar, que se encuentra en zona protegida (AS1). Un segundo grupo formado por las otras dos parcelas de la aulagar-saladar en zona protegida (AS2 y AS3), y un grupo intermedio, con las tres parcelas de aulagar saladar ubicadas en la zona no protegida (AS4, AS5, y AS6). Esta diferenciación por grupos sugiere que la composición florística está marcada por la comunidad vegetal, más que por el nivel de protección. Aunque, sí que existe una diferencia entre los aulagares-saladares localizados en la zona protegida y no protegida, formando un gradiente. El valor de estrés del NMDS fue inferior a 0.1, lo que indica una buena calidad de la ordenación y una representación adecuada de la composición florística.

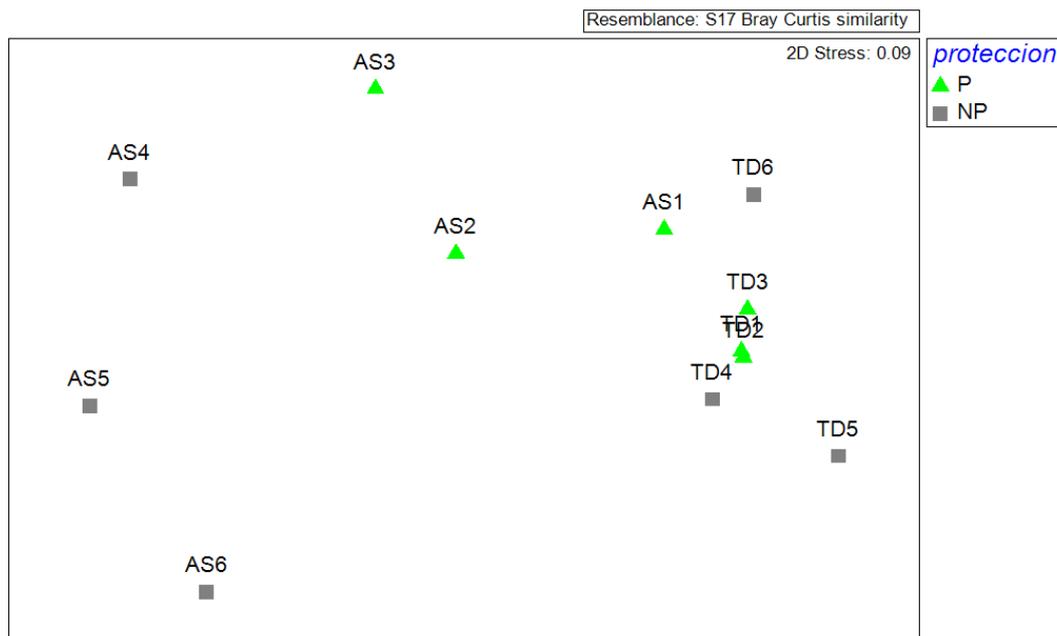


Figura 15. Análisis de ordenación NMDS de las parcelas en relación a la composición florística, basándose en porcentajes de cobertura vegetal de las especies. TD: tabaibal dulce, AS: aulagar saladas; P: protegido; NP: no protegido.

Los resultados del PERMANOVA de la composición florística indican que no existen diferencias significativas relacionadas con el nivel de protección ($p > 0.05$) ni en la interacción entre la comunidad y el nivel de protección ($p > 0.05$). Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas en relación con el tipo de comunidad ($p < 0.05$).

Por último, el análisis SIMPER mostró que el grupo de los aulagares-saladares tienen una media de similitud del 30.14 %, y que las especies que más contribuyen a esta comunidad son *Schizogyne sericea* (60.24 %), *Euphorbia balsamifera* (22.78 %), *Lycium intricatum* (5.22 %) y *Reseda scoparia* (5.17 %). Mientras que, el tabaibal dulce mostró una media de similitud del 65.77 %, y las especies dominantes de esta comunidad fueron *E. balsamifera* (85.77 %) y *E. canariensis* (5.84 %).

Por otra parte, la media de disimilitud entre ambas comunidades es de un 76.11 %. Las especies con una mayor abundancia promedio, y con ello las especies que diferencian el tabaibal dulce son *E. balsamifera* (36.62) y *E. canariensis* (4.51). Sin embargo, las especies con mayor abundancia promedio en el aulagar-saladar son *Schizogyne sericea* (4.98), *Launaea arborescens* (0.22), *Limonium pectinatum* (0.26) y *Reseda scoparia* (0.73), siendo las especies dominantes de esta comunidad (tabla 11).

Especie	Aulagar-saladar	Tabaibal dulce
	Abundancia promedio	Abundancia promedio
<i>Euphorbia balsamifera</i>	6.56	39.62
<i>Euphorbia canariensis</i>	0.00	4.51
<i>Schizogyne sericea</i>	4.98	2.30
<i>Lycium intricatum</i>	1.15	3.64
<i>Salsola divaricata</i>	0.57	1.71
<i>Opuntia tuna</i>	0.02	1.77

<i>Nechamaelea pulverulenta</i>	0.14	1.32
<i>Plocama pendula</i>	0.23	0.82
<i>Periploca laevigata</i>	0.00	0.88
<i>Reseda scoparia</i>	0.73	0.01
<i>Launaea arborescens</i>	0.28	0.11
<i>Limonium pectinatum</i>	0.26	0.16
<i>Asparagus arborescens</i>	0.00	0.22
<i>Kleinia neriifolia</i>	0.06	0.18

Tabla 11. Abundancias promedio de las especies que diferencian el aulagar-saladar y el tabaibal dulce.

6.3. Efecto de la protección en aves

Se identificaron un total de 14 especies de aves (*Alectoris barbara*, *Anthus berthelotii*, *Apus unicolor*, *Columbia livia*, *Falco tinnunculus*, *Falco peregrinus pelegrinoides*, *Lanius excubitor*, *Larus sp.*, *Passer domesticus*, *Sylvia conspicillata*, *Serinus canaria*, *Streptopelia decaocto*, *Turdus merula* y *Upupa epops*) y se contaron un total de 272 individuos. La riqueza de especies de aves en la zona protegida fue de 3.27 ± 1.08 spp. / punto y en la zona no protegida 3 ± 1.59 spp. / punto (Figura 16). En cuanto al número de individuos, se detectaron 7.27 ± 4.99 ind. / punto en la zona protegida, y 5.6 ± 3.93 ind. / punto en la zona no protegida (figura 17).

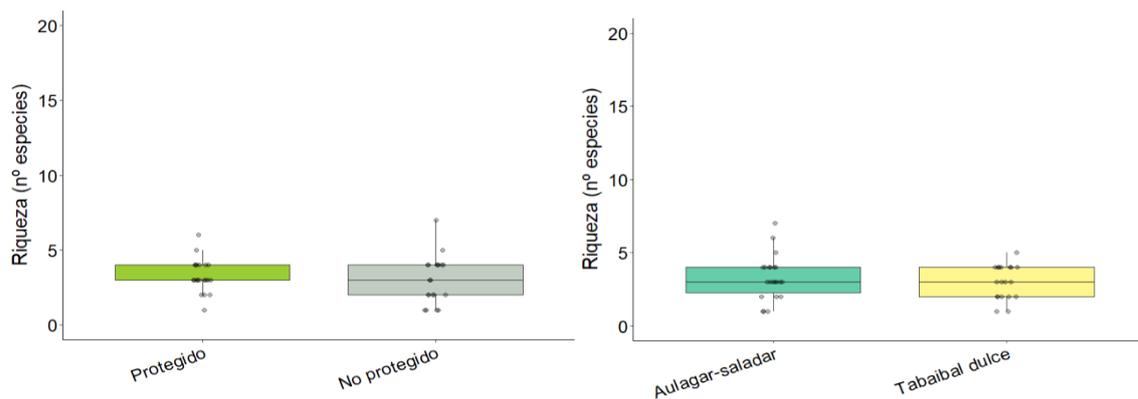


Figura 16. Riqueza de aves en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

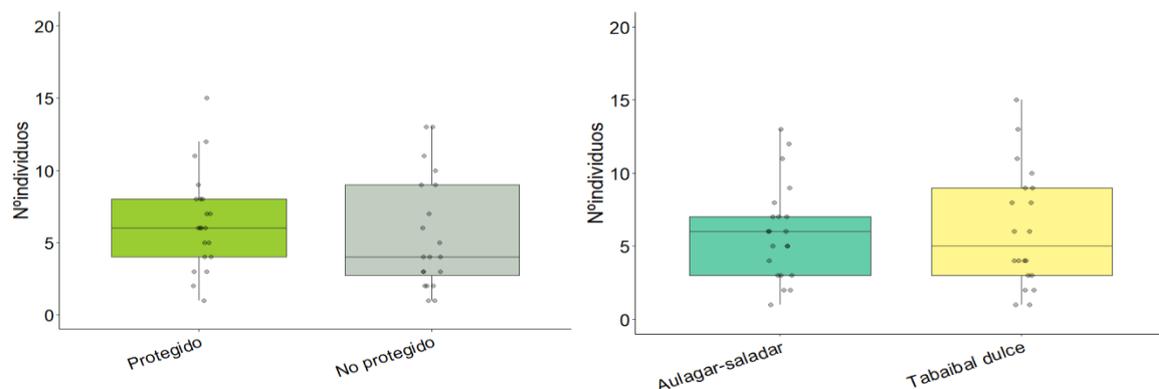


Figura 17. Número de individuos de aves en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

No se encontraron diferencias significativas en cuanto a riqueza de especies para el nivel de protección ($p > 0.05$), ni para la comunidad vegetal ($p > 0.05$) ni en el resto de variables estudiadas, a excepción de la distancia a la urbe más cercana ($p < 0.05$) (Tabla 12 y Figura 18). En los dos puntos más cercano al Palm-Mar, a menos de 200 m a dicho núcleo urbano, se detectaron un total de 12 especies entre los dos muestreos (*Alectoris barbara*, *Anthus berthelotii*, *Apus unicolor*, *Columba livia*, *Curruca conspicillata*, *Larus sp*, *Lanius excubitor*, *Passer domesticus*, *Serinus canaria*, *Streptopelia decaocto*, *Turdus merula* y *Upupa epops*), mientras que en los dos puntos de muestreo más alejados, en torno a 2000 m de distancia del núcleo urbano, se registraron seis especies entre los dos muestreos (*Anthus berthelotii*, *Curruca conspicillata*, *Falco peregrinus pelegrinoides*, *Lanius excubitor*, *Larus sp.* y *Turdus merula*) (Figura 19).

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	>0.05
Nivel de protección	>0.05
Comunidad	>0.05
Distancia a la costa	>0.05
Distancia a la urbe más cercana	<0.05
Distancia al camino más cercano	>0.05
Heces de gato	>0.05
Heces de perro	>0.05
Basura	>0.05

Tabla 12. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la riqueza de especies de aves y los p-valores correspondientes.

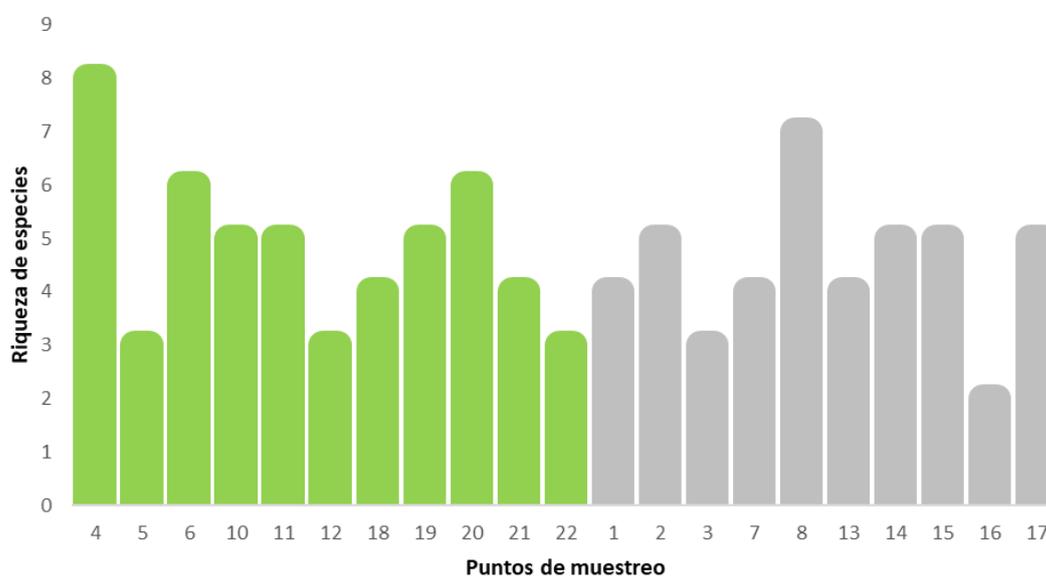


Figura 18. Riqueza de aves por punto de muestreo, en la zona protegida (verde) y en la no protegida (gris).

Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a número de individuos registrados el nivel de protección ($p > 0.05$), ni para la comunidad vegetal ($p > 0.05$), ni para el

resto de variables estudiadas, a excepción de la distancia a la urbe más cercana ($p < 0.05$) y la distancia a la costa ($p < 0.05$) (Tabla 13), siendo el número de individuos mayor cuanto más cerca del núcleo urbano. En el punto más cercano se registró un promedio de 10 individuos. Por otra parte, cuanto más cerca de la costa menor número de individuos detectados, en el punto más cercano a la costa se detectó un promedio de 3.5 individuos. (Figura 19).

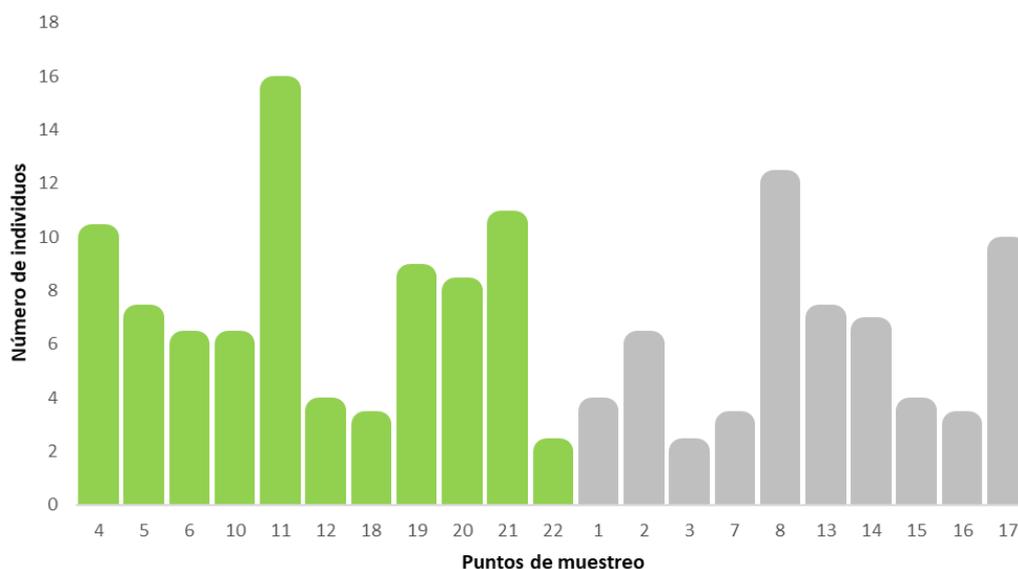


Figura 19. Número de individuos de aves registradas por punto de muestreo, en la zona protegida (verde) y en la zona no protegida (gris).

Modelos de análisis para el número de individuos	
Variabes	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	>0.05
Nivel de protección	>0.05
Comunidad	>0.05
Distancia a la costa	<0.05
Distancia a la urbe más cercana	<0.05
Distancia al camino más cercano	>0.05
Heces de gato	>0.05
Heces de perro	>0.05
Basura	>0.05

Tabla 13. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre el número de individuos de aves y los p-valor correspondientes.

El análisis NMDS realizado para evaluar la composición de aves entre la zona protegida y no protegida indica que no existen diferencias en la composición de aves asociada al nivel de protección (Figura 20). Los resultados del Permanova tampoco mostraron diferencias significativas para el nivel de protección ($p > 0.05$), ni para la comunidad vegetal ($p > 0.05$).

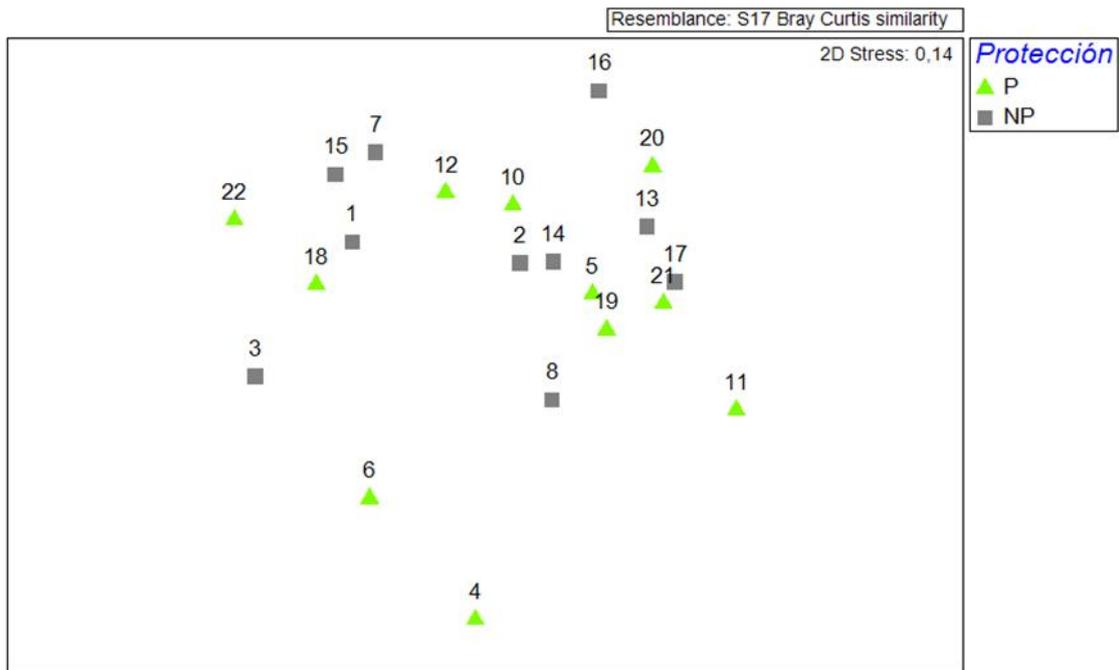


Figura 20. Análisis de ordenación NMDS de los puntos de muestreo en base a la composición de aves. P: zona protegida, NP: zona no protegida.

Por último, es importante mencionar que se detectaron las especies esperadas según el listado de especies del Documento Informativo del Plan Director de la Reserva del Malpaís de la Rasca (2004). Destacando la presencia de la especie en peligro de extinción *Falco peregrinus pelegrinoides* en el entorno de Montaña Gorda.

6.4. Efecto de la protección en reptiles

Lagartos

Se registraron un total de 68 individuos de *Gallotia galloti*, de los cuales 30 se detectaron en la zona no protegida y 38 en la zona protegida. Tras estimar la densidad de individuos con el modelo jerárquico, se encontraron diferencias significativas en el nivel de protección ($p < 0.05$), siendo casi el doble la densidad de *G. galloti* en la zona protegida (48.97 ± 15.91 ind. / ha) que en la no protegida (25.10 ± 7.27 ind. / ha) (Figura 21 y 22). No se encontraron diferencias significativas para el efecto del resto de variables estudiadas.

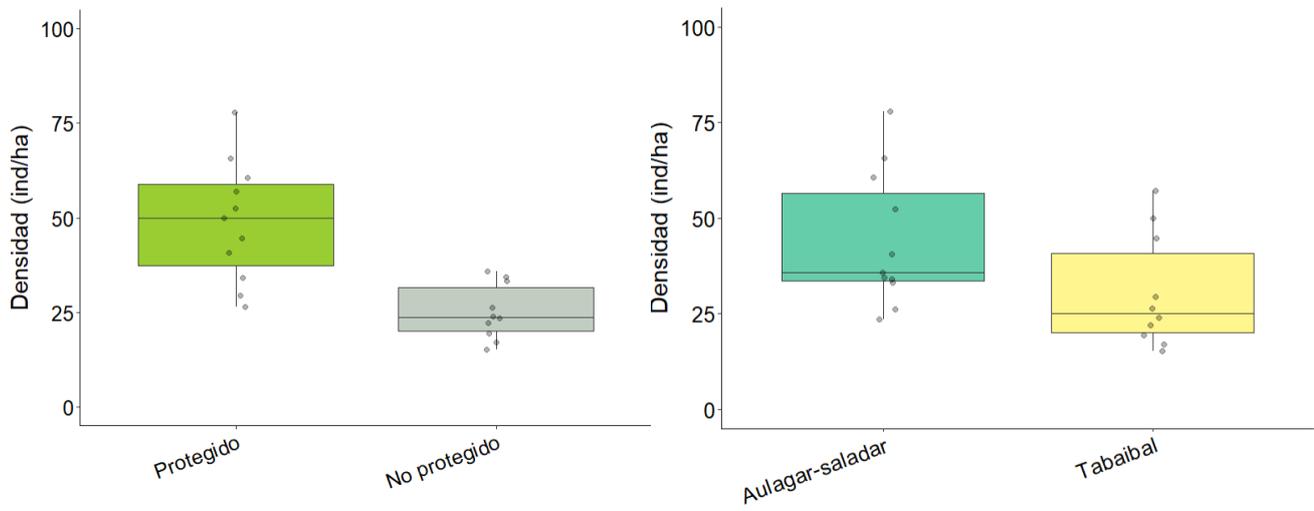


Figura 21. Densidad de *Gallotia galloti* en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

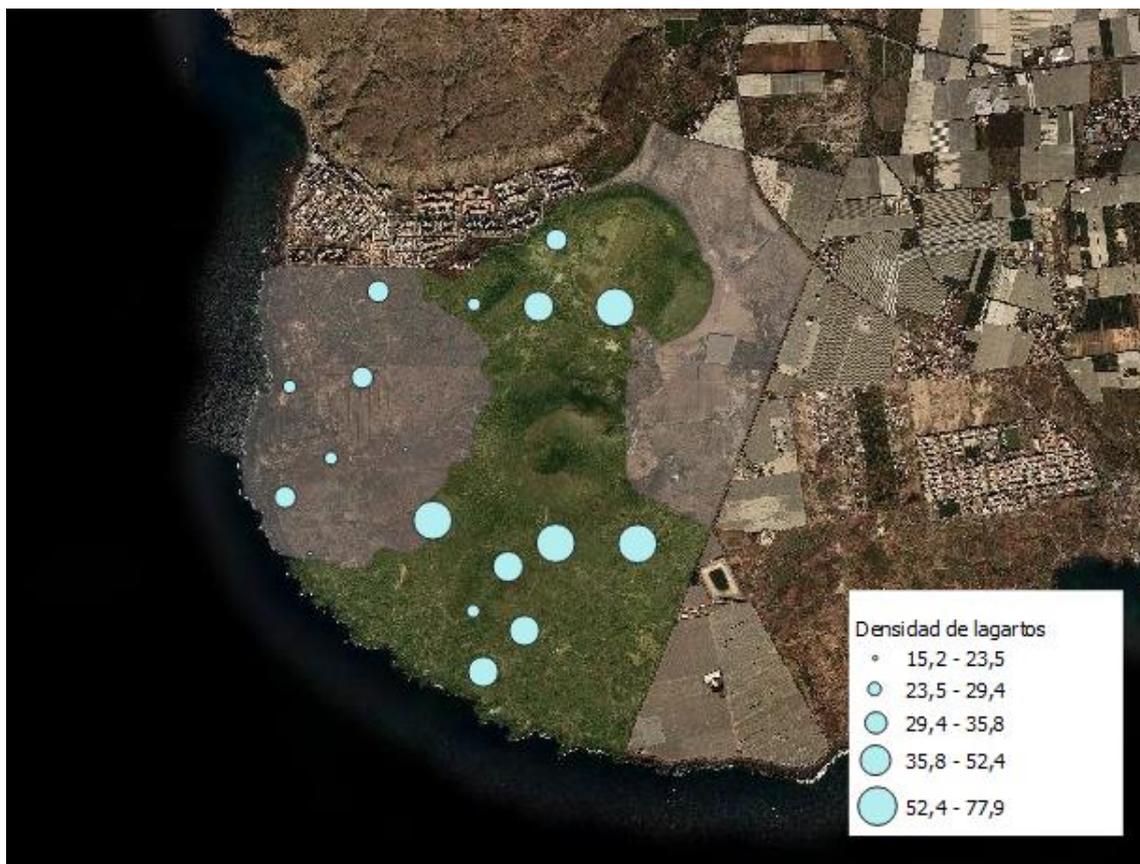


Figura 22. Densidades de *Gallotia galloti* (círculos azules), en la zona protegida (verde) y no protegida (gris).

Perenquenes

Se detectaron un total de 128 individuos de *Tarentola delalandii*, de los cuales 75 se registraron en la zona protegida y 53 en la zona no protegida. El valor promedio de la densidad en la zona protegida fue de 9.00 ± 7.83 ind. / ha, mientras que en la zona no protegida los valores medios fueron de 5.30 ± 4.52 ind. / ha (Figura 23). Por otra parte, no se detectó la presencia de *Chalcides viridanus* a pesar de que se inspeccionaron un total 2660 rocas.

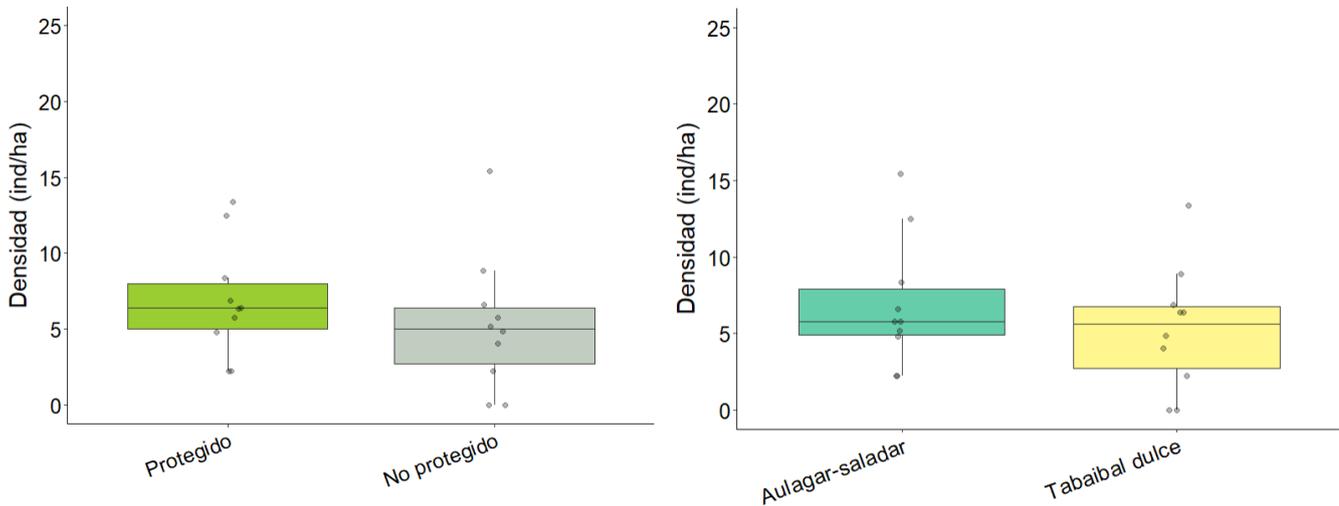


Figura 23. Densidad de *Tarentola delalandii* en la zona protegida y no protegida, y por comunidad (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

No se encontraron diferencias significativas para el nivel de protección ($p > 0.05$) (figura 23), ni para la comunidad vegetal ($p > 0.05$). En la Figura 24, observamos que el punto con mayores valores de densidad de perenquenes (30.07 ind /ha) se localiza en la zona protegida y cerca de los cultivos.

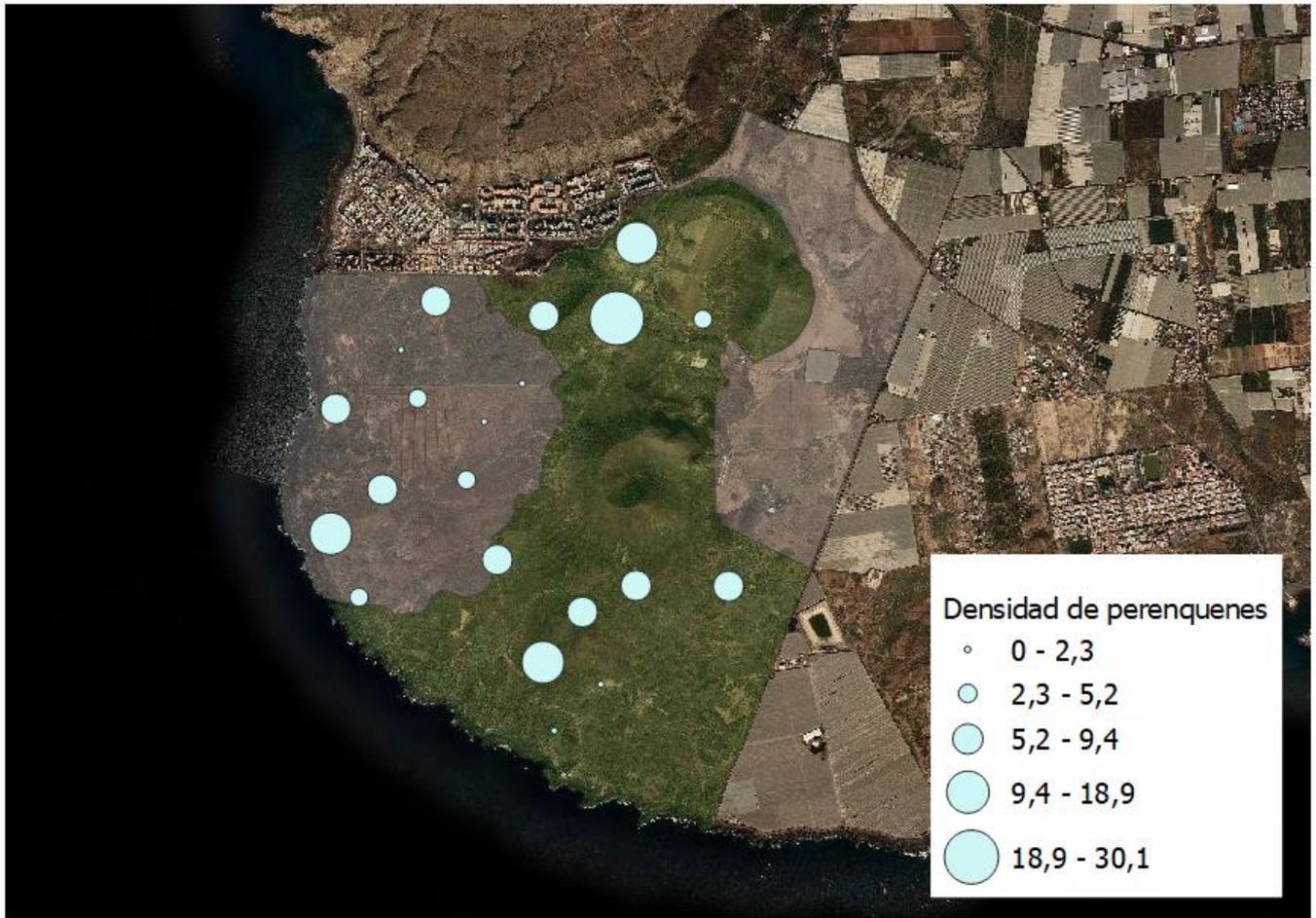


Figura 24. Densidades de *Tarentola delalandii* (círculos azules), en la zona protegida (verde) y no protegida (gris).

6.5. Efecto de la protección sobre indicadores de presión antrópica

Presencia de plantas invasoras

No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) para ninguna de las variables estudiadas en relación a la presencia de plantas invasoras (Tabla 14).

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	> 0.05
Nivel de protección	> 0.05
Comunidad	> 0.05
Distancia a la costa	> 0.05
Distancia a la urbe más cercana	> 0.05
Distancia al camino más cercano	> 0.05

Tabla 14. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre plantas invasoras y los p-valor correspondientes.

Además de los puntos de muestreo y parcelas muestreadas, se incluyeron en un mapa los reportes de REDEXOS de las especies de plantas invasoras localizadas en la zona (Figura 25). Se observan un total de 31 puntos, de los cuales, tan solo cinco se encuentran en la zona protegida. Destaca la acumulación de localizaciones de especies invasoras en el borde del área de estudio, que linda con el Palm-Mar. Tanto en los puntos como en las parcelas muestreadas en este trabajo, la única especie de planta invasora detectada fue *Opuntia tuna*, con una cobertura vegetal de 35.44 m², mientras que los reportes de REDEXOS registraron especies adicionales, además de *O. tuna*, como *Agave* sp., *Arundo donax*, *Cenchrus setaceus*, *Cylindropuntia fulgida*, *Malephora crocea*, *O. maxima*, *Pluchea ovalis* y *Portulacaria afra*.

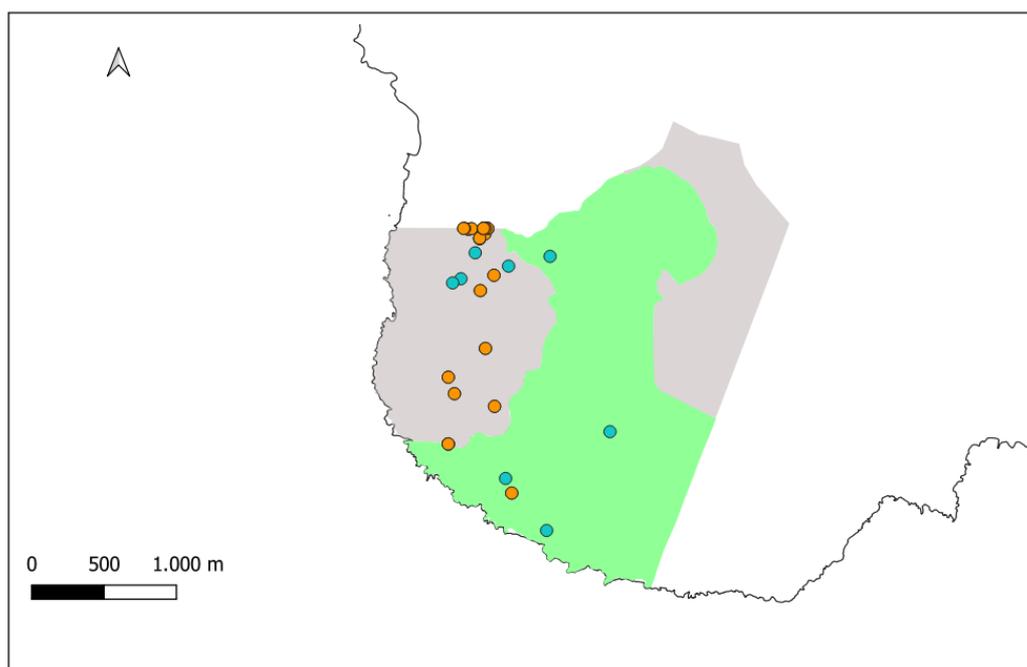


Figura 25. Localizaciones de especies de plantas invasoras en el área de estudio, en la zona protegida (en gris), como no protegida (en verde). Reportes de REDEXOS: puntos naranjas; Puntos de muestreo del estudio: puntos azules.

Presencia de mascotas y fauna invasora

No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) para ninguna de las variables estudiadas en relación a la presencia de heces de perro (Tabla 15). Sin embargo, es importante mencionar que el valor más alto de heces de perro se localiza en el punto 8, que dista 192 m del Palm-Mar, donde se registraron 74 heces de perro.

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	> 0.05
Nivel de protección	> 0.05
Comunidad	> 0.05
Distancia a la costa	> 0.05
Distancia a la urbe más cercana	> 0.05
Distancia al camino más cercano	> 0.05

Tabla 15. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la presencia de heces de perro y los p-valor correspondientes.

Tampoco se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) para ninguna de las variables estudiadas en relación a la presencia de heces de gato (Tabla 16).

Variabes	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	> 0.05
Nivel de protección	> 0.05
Comunidad	> 0.05
Distancia a la costa	> 0.05
Distancia a la urbe más cercana	> 0.05
Distancia al camino más cercano	> 0.05

Tabla 16. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la presencia de heces de gato y los p-valor correspondientes.

En cuanto a las heces de conejo, se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la comunidad vegetal, encontrándose valores más altos de heces de conejo en el tabaibal dulce (2742.1 heces de conejo \pm 3 174.41) que en la aulagar-saladar (879.19 heces de conejo \pm 1 459.78) (figura 26). En cuanto al nivel de protección y, el resto de variables estudiadas, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) (Tabla 17).

Variabes	P-valor
Nivel de protección x comunidad	> 0.05
Nivel de Protección	> 0.05
Comunidad	< 0.05
Distancia a la costa	> 0.05
Distancia a la urbe más cercana	> 0.05
Distancia al camino más cercano	> 0.05

Tabla 17. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre la presencia de heces de conejo y los p-valor correspondientes.

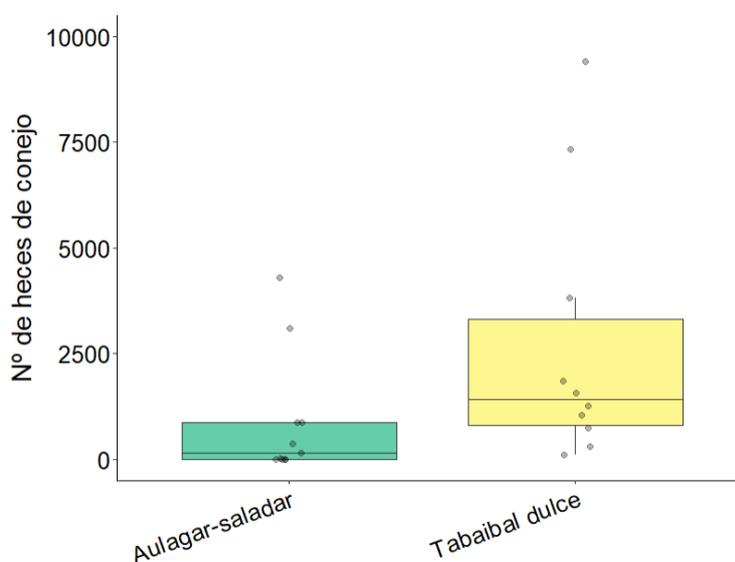


Figura 26. Número de heces de conejo contabilizadas en las diferentes comunidades (aulagar-saladar y tabaibal dulce).

Presencia de basura

Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$), en cuanto a la presencia de basura en la interacción entre el nivel de protección y comunidad vegetal. Registrándose, más residuos en aulagar-saladar, en la zona protegida (115 número de basuras ± 271.42). El punto de muestreo donde se contabilizó un mayor número de basuras (664 restos) corresponde al 6, ubicado en zona protegida en aulagar-saladar. Los residuos encontrados se correspondieron principalmente a cristales rotos, azulejos y cemento. Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas en relación al resto de variables estudiadas (Tabla 18).

Variables	P-valor
Nivel de protección x Comunidad	< 0.05
Nivel de protección	> 0.05
Comunidad	> 0.05
Distancia a la costa	> 0.05
Distancia a la urbe más cercana	> 0.05
Distancia al camino más cercano	> 0.05

Tabla 18. Efecto de las variables de biodiversidad y presión antrópica sobre el número de basuras detectadas.

Mapa de densidad de rutas

Se identificaron un total de 379 rutas aplicando los criterios de búsqueda en Wikiloc. El número de rutas por categoría no fue homogéneo, acumulando el mayor número la categoría de "senderismo" (351) con un 92.61 % del total de las rutas, seguido de "running" (16) con un 4.22 %, "paseo" (10) con un 2.64 %, y, por último, "observación de la flora" (2) con un 0.53 %. La figura 26, muestra todas las rutas registradas por la plataforma Wikiloc desde 2006 hasta mayo de 2024. La mayoría de las rutas no se encuentran en la Red de senderos de Tenerife, puesto que el único sendero oficial ubicado en la zona es el que recorre la costa, lo que podría estar indicando la creación de nuevos senderos por parte de los visitantes. Por otra parte, se observa que tanto en la zona protegida como en la no protegida existe una gran cantidad de rutas, que se distribuyen por todo el malpaís (Figura 27).

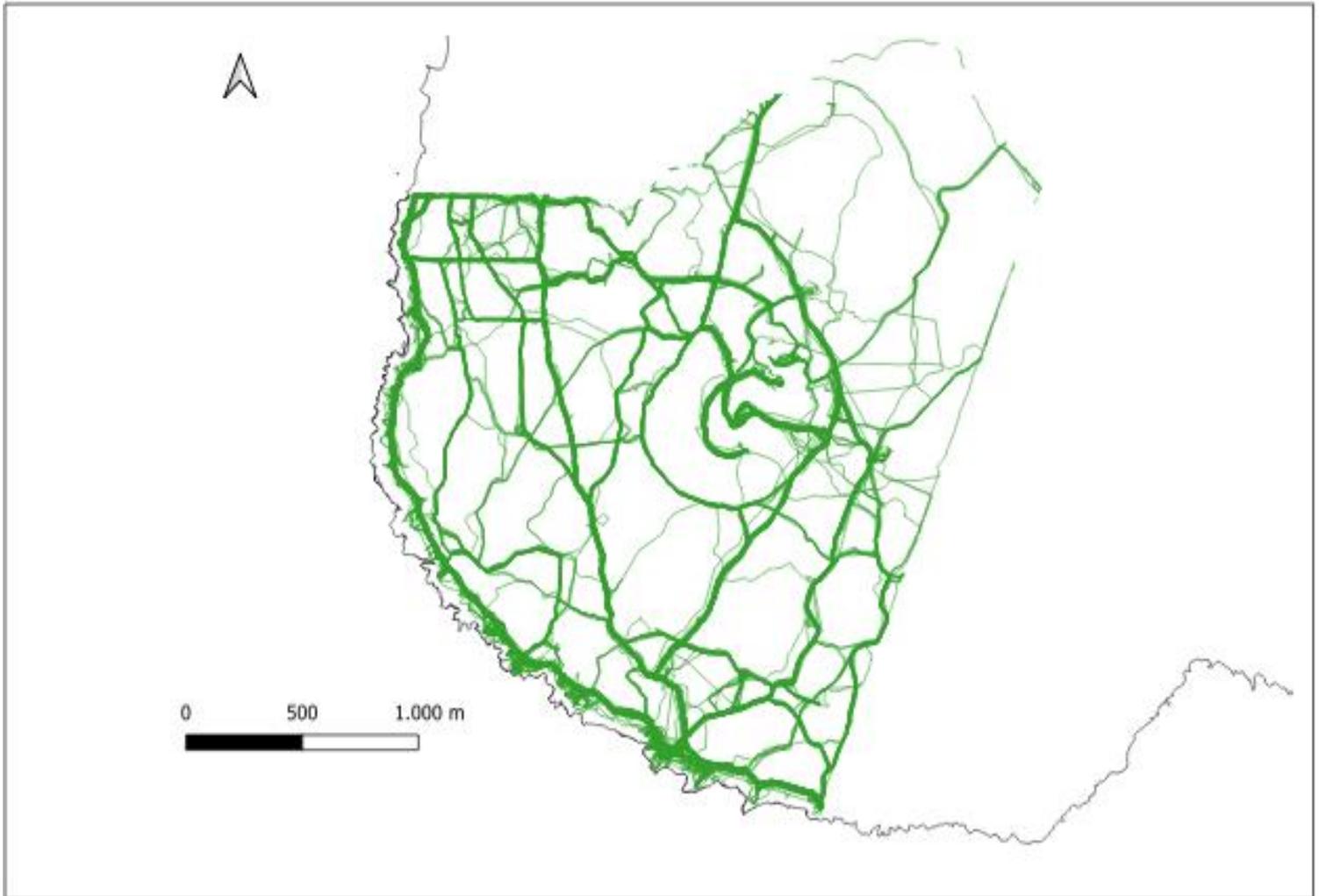


Figura 27. *Rutas que transitan por el área de estudio registradas en la plataforma Wikiloc.*

En términos generales, el área con la mayor densidad de rutas es el entorno del Faro de Rasca, seguida de la ruta oficial de la costa hasta el Faro, con una intensidad de uso alta, destacándose notablemente del resto de rutas. Le siguen en intensidad de uso, la ruta central que sale desde el Faro hacia el cráter de Montaña Gorda, con muchos tramos con intensidad moderada. Además, se observa que por todo el entorno del malpaís existen rutas, aunque con una menor intensidad de uso, ya sea en zona protegida o no protegida (Figura 28).

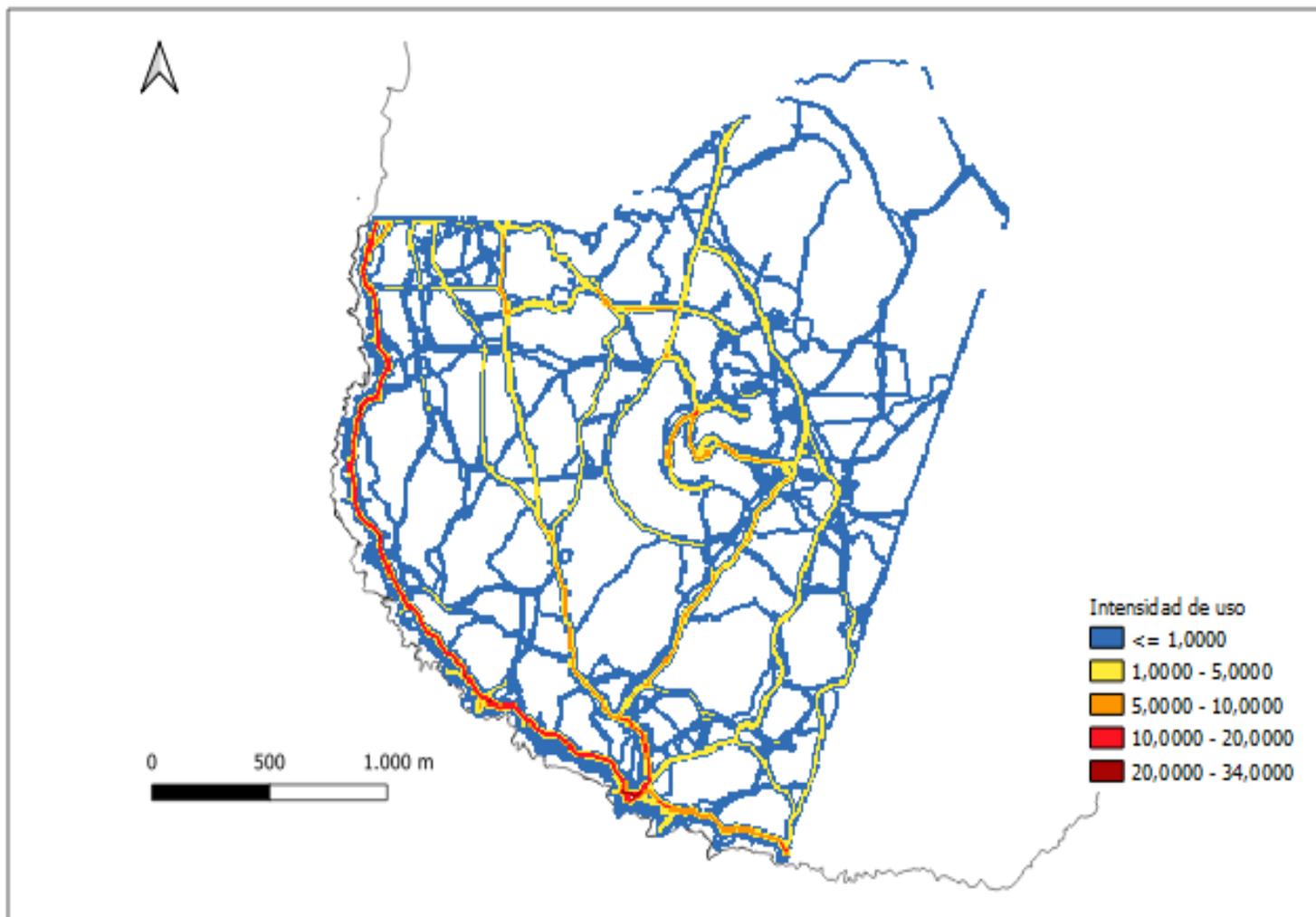


Figura 28. Intensidad de uso de las rutas en el área de estudio registradas en la plataforma Wikiloc.

6.6. Efecto de la protección en el tiempo

Se han observado cambios significativos ($p < 0.05$), en la cobertura tras 30 años (1994-2024). El promedio para las comunidades de sustitución ha pasado de 11.09 ± 2.70 % a 22.07 ± 15.92 %, doblando los valores del año 1994. En cuanto al tabaibal dulce los valores de cobertura vegetal también aumentaron, del 37.13 ± 2.24 %, en 1994, hasta 55.05 ± 3.78 % en el año 2024. Sin embargo, para el resto de variables que estructuran la vegetación, tales como biomasa y riqueza no hay diferencias significativas ($p > 0.05$).

En el análisis NMDS que compara la composición de especies en la zona protegida con el tiempo, se observa una clara diferenciación por comunidades vegetales, mientras que el factor tiempo no tiene efecto. Un primer grupo está formado por los aulagares-saladares, a excepción del AS1 inventariado en 2024. Un segundo grupo incluye los tabaibales dulces y el AS1 de 2024 (Figura 29). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en la comunidad vegetal, en relación a los cambios en la composición florística tras 30 años.

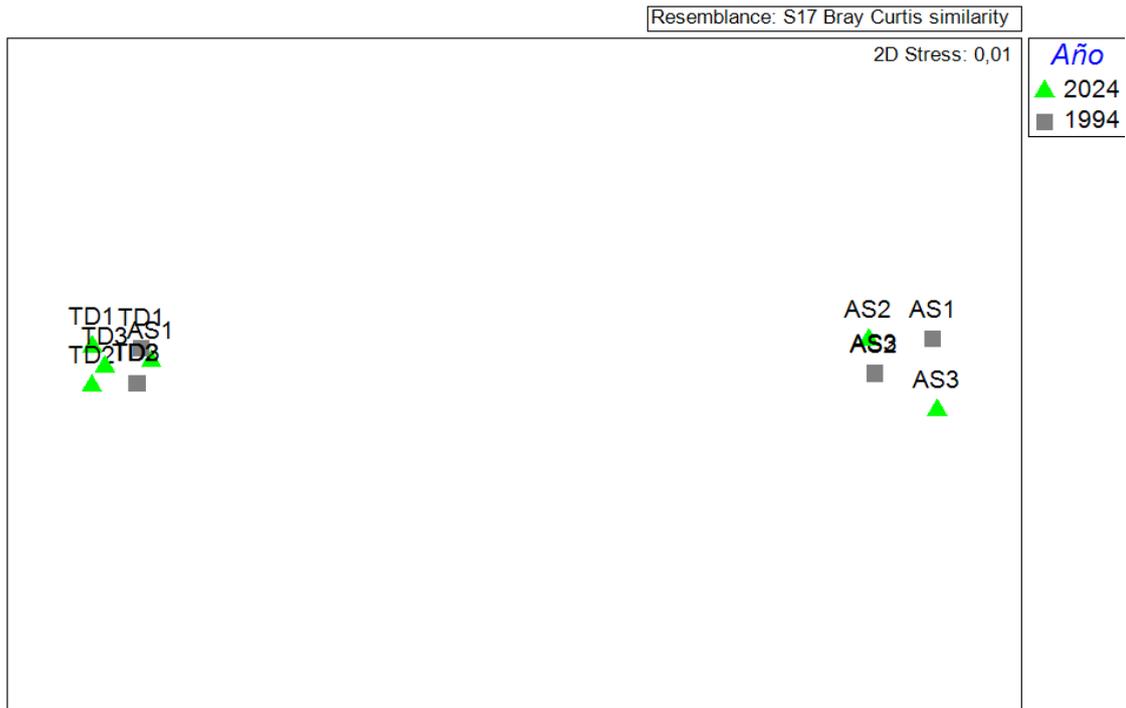


Figura 29. Análisis de ordenación NMDS basado en la composición florística de las parcelas de 1994 (gris) y de 2024 (verde).

En el análisis NMDS de la composición de las parcelas de aulagar-saladar en el tiempo, no se distingue un patrón claro, ni grupos diferenciados. Resalta que la parcela AS1, se encuentran alejada del resto (figura 29). No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) para el efecto del tiempo en la composición florística de los aulagares-saladares.

Por otra parte, en el NMDS de la composición de las parcelas de tabaibal dulce en el tiempo, se distinguen dos grupos, por una parte, se encuentran los tabaibales dulces del año 1994, y, por otro lado, los tabaibales dulces de 2024, aunque están más separados entre sí que los de 1994 (Figura 30 y 31). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) para el efecto del tiempo en la composición florística de esta comunidad.

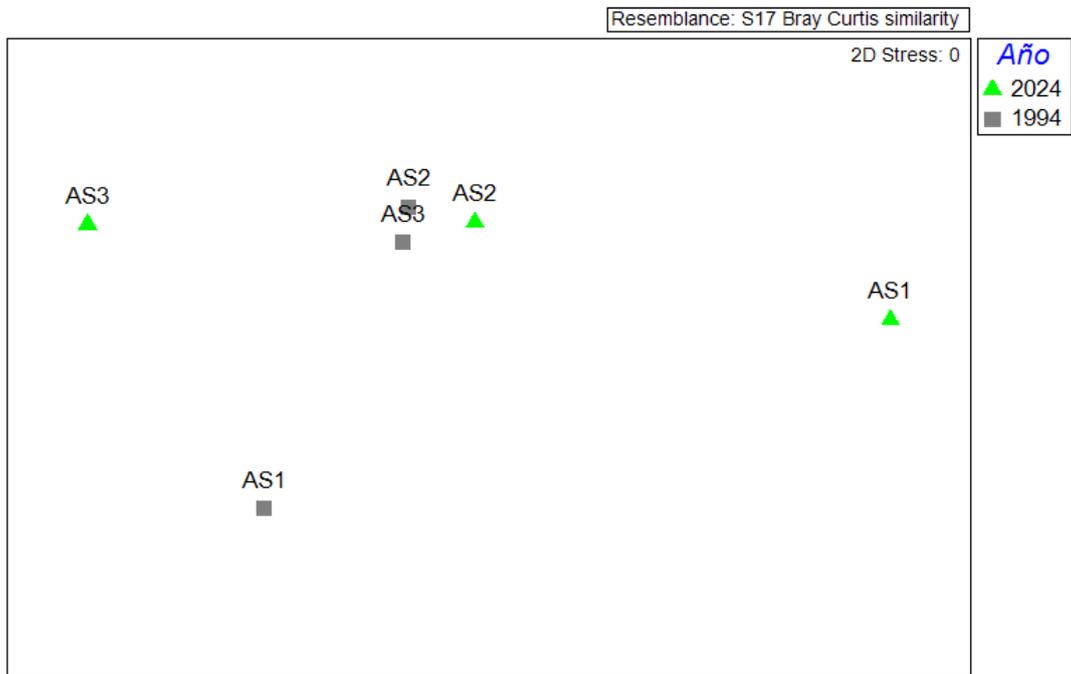


Figura 30. Análisis de ordenación NMDS basado en la composición florística de las parcelas de aulagar-saladar de 1994 (gris) y de 2024 (verde).

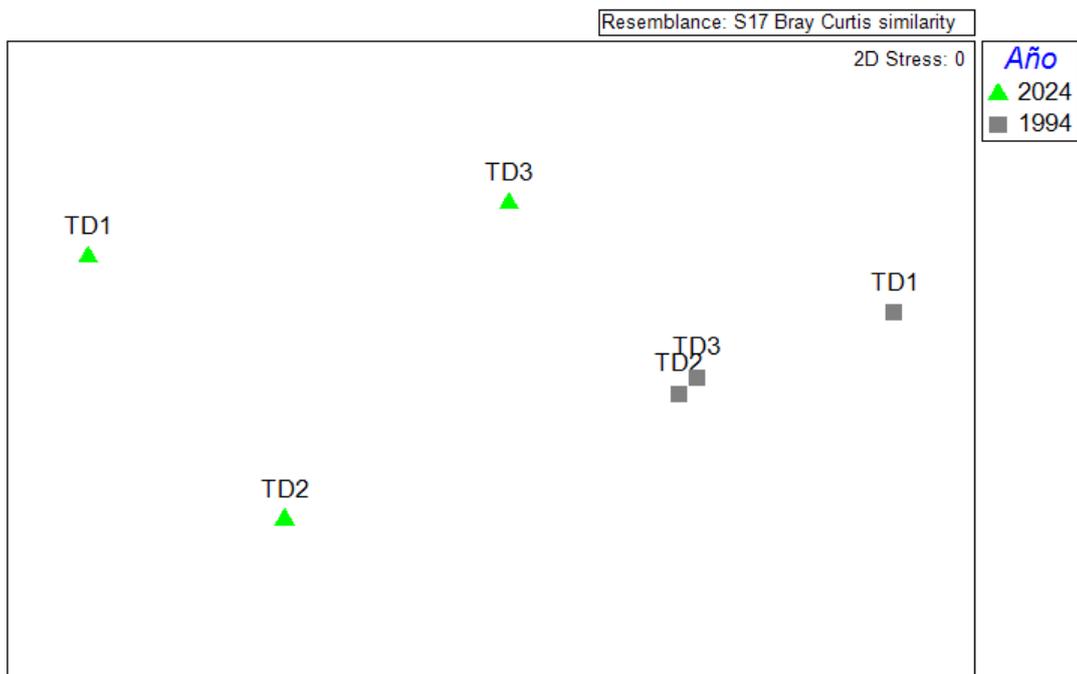


Figura 31. Análisis de ordenación NMDS basado en la composición florística de las parcelas de tabaibal dulce de 1994 (gris) y de 2024 (verde).

Por último, el análisis SIMPER mostró que el grupo de parcelas inventariadas en el año 1994 tiene un promedio de similitud de 89.43 % y, las del año 2024 un 78.57 %. Por otra parte, el promedio de disimilitud entre las parcelas inventariadas en ambos años es de 25.97 %, que es un valor relativamente bajo. *Euphorbia balsamifera*, *E. canariensis*, *Neochamaelea pulverulenta*, *Plocama pendula* y *Lycium intricatum*, son las especies que tienen valores más altos de

abundancia promedio para el año 2024 (Tabla 19), destacando *E. balsamifera*, que es la especie dominante, y ha aumentado en su contribución media de 24.41 a 38.25, y *E. canariensis*, la segunda especie más abundante, aunque su promedio de abundancia no ha aumentado tanto en 30 años, pasando de 6.05 a 6.66. Por otra parte, la especie que tiene una mayor abundancia promedio en las parcelas del año 1994, es *Schizogyne sericea*, que ha perdido en su contribución pasando de un 4.01 a 3.45 en 2024.

Especie	Año 2024	Año 1994
	Abundancia promedio	Abundancia promedio
<i>Euphorbia balsamifera</i>	38.25	24.41
<i>Euphorbia canariensis</i>	6.66	6.05
<i>Nechamaelea pulvurulenta</i>	2.42	1.38
<i>Schizogyne sericea</i>	3.45	4.01
<i>Plocama pendula</i>	1.61	0.78
<i>Lycium inticatum</i>	1.15	0.00

Tabla 19. Abundancias promedio de las especies que marcan la diferencia en la vegetación entre 1994 y 2024.

7. Discusión

7.1. Efecto de la protección sobre las variables estudiadas

En una valoración preliminar, basada en el Análisis de Componentes Principales (PCA), observamos diferencias entre las parcelas estudiadas en relación a la calidad ambiental medida con variables que indican biodiversidad, estructura y grado de presión antrópica de las comunidades en el Malpaís de la Rasca. Las parcelas situadas en la zona protegida se asocian con valores altos de variables estructurales de la vegetación, como la cobertura y biomasa, lo cual puede explicarse por el nivel de protección. La RNE del Malpaís de la Rasca fue protegida desde el año 1987 (Gobierno de Canarias, 2004), y, por lo tanto, no ha experimenta un gran cambio de los usos del territorio, en contraste con las zonas no protegidas (Otto et al., 2007). Tanto los valores de biomasa como de cobertura en la zona protegida de tabaibal dulce, se encuentran en el rango de valores medios, para biomasa (5-20 t/ha) y cobertura (30-55 %), si se comparan con los obtenidos por Otto et al., (2006) para matorrales de costa de Tenerife en estado de sucesión avanzado. Por otro lado, los aulagares-saladares de la zona protegida presentan valores de cobertura similares a dichos valores medios, mientras que la biomasa se encuentra por debajo del rango esperado.

La riqueza de especies también marca una diferencia entre las parcelas protegidas y no protegidas, asociándose los valores más altos de riqueza con las parcelas localizadas en zona protegida, lo cual indica comunidades vegetales próximas a la madurez. En matorrales costeros, con condiciones áridas, se produce una acumulación de especies perennes con el avance de la sucesión, y no un intercambio o reemplazo de especies (Otto et al., 2006). La acumulación de perennes resulta por la falta de exclusión competitiva a lo largo del proceso de sucesión secundaria, aunque con el tiempo dominan *E. balsamifera* y *E. canariensis*, siempre quedarán nichos ecológicos vacíos para otras especies arbustivas (Moll & Brown, 2008). Es decir, hay coexistencia entre diferentes especies perennes de diferentes formas de vida que explotan diferentes niveles de recursos (Moll & Brown, 2008). Respecto a las especies anuales, sí existe

reemplazo o intercambio, aproximadamente la mitad de la riqueza de especies del matorral costero canario se basa en especies de este tipo, sin embargo, estas dependen de la disponibilidad de agua (Otto et al., 2006). La riqueza de especies nativas y endémicas se relaciona más con la zona protegida, de nuevo indicando que en el Malpaís de la Rasca se están protegiendo comunidades más maduras (Otto et al., 2006).

Por otra parte, una mayor distancia a la urbe más cercana se relaciona con la zona protegida, lo cual se debe al propio diseño de este espacio protegido, que se ubica en la zona más alejada del Palm-Mar, y a los usos históricos del territorio, puesto que la zona no protegida incluye zonas de bancales y cultivos que se abandonaron al menos desde el año 1964 (Otto et al., 2007). Según estudios previos, tanto la distancia a núcleos urbanos, como el nivel de protección, influyen en el estado de degradación ambiental de espacios naturales (Hall, 2001; Williams et al., 2005). Por último, las heces de gato y basuras, variables asociadas a presión antrópica, también tienen valores altos, en la zona protegida. En cuanto a la mayor presencia de basuras podría deberse a la gran afluencia de visitantes en la zona protegida (Gobierno de Canarias, 2004), mientras que la mayor presencia de heces de gato, podría explicarse por la mayor disponibilidad de presas tales como conejos o lagartos, puesto que la densidad y patrones espaciales de los gatos asilvestrados se ven influenciados por la abundancia y distribución de presas (Liberg, 1980), y, también, a que podrían estar evitando la presencia de los perros, más frecuentes en las zonas más próximas al núcleo urbano.

Por otro lado, las variables de heces de perro y distancia a la costa son más importantes en las parcelas de la zona no protegida, lo cual se debe a la cercanía al núcleo urbano y el propio diseño de este espacio protegido, respectivamente. Además, la variable de plantas invasoras es más importante en la zona no protegida, puesto que es más probable la llegada de propágulos de plantas invasoras o introducidas desde los jardines del núcleo urbano y carreteras (Pyšek et al., 2020; Russell et al., 2017; Arévalo et al., 2005) y a la vez, una vegetación menos conservada es propicia para la entrada de plantas invasoras (Otto et al., 2006).

Por último, la variable distancia al camino más cercano, no tiene influencia en el nivel de protección ni en la comunidad vegetal, puesto que en el área de estudio existe una gran cantidad de caminos cercanos a todas las parcelas.

7.2. Efecto de la protección sobre la vegetación

El principal efecto sobre la vegetación no se debe al nivel de protección, sino al tipo de comunidad vegetal. Los valores de cobertura son mayores para el tabaibal dulce que para los aulagares-saladares, lo cual es debido a que las especies dominantes de la comunidad de sustitución, como *Schizogyne sericea*, *Reseda scoparia* o *Launaea arborescens*, tienen menor porte que las especies dominantes del tabaibal dulce, como *Euphorbia balsamifera* y *E. canariensis*. Además, en general, los lugares perturbados tienen menores valores de cobertura vegetal (Otto et al., 2001). Es importante destacar que, en las parcelas de tabaibal dulce, ubicadas fuera de la zona protegida, existe una gran variabilidad entre los valores de cobertura, lo cual nos indica que el nivel de degradación es variable y podría depender, en gran parte, de los usos históricos del territorio, como el pastoreo y la recolección de tabaibas para leña (Sabaté, 1993), y el tiempo de abandono de los cultivos (Otto et al., 2006). Además, hay que tener en cuenta la variación natural de la estructura y composición debido a la heterogeneidad del sustrato (Otto et al., 2006).

Los valores de biomasa son mayores para el tabaibal que para los aulagares-saladares, lo cual está relacionado con la sucesión ecológica puesto que las comunidades que han sufrido menos perturbaciones, es decir, las comunidades más maduras tienen valores más altos de biomasa (Otto et al., 2006). Es importante mencionar, que en las parcelas muestreadas de aulagar-saladar existe un gradiente, puesto que, las parcelas ubicadas en la zona protegida tienen valores más elevados de biomasa y se acercan más al tabaibal, lo cual evidencia que si se protegen estas comunidades seguirán avanzando hacia la madurez.

En cuanto a la riqueza de especies, no existe efecto de la protección ni de la comunidad vegetal. En este caso, debido a las pocas precipitaciones de este año, no se pudieron muestrear las especies anuales, las cuales son importantes en las primeras etapas de la sucesión, como, por ejemplo, *Mesembryanthemum crystallinum* (Otto et al., 2006). Debido, a que no se muestrearon las especies anuales no se puede realizar la comparación con valores medios de riqueza de especies con otros matorrales costeros. Sin embargo, en el matorral costero no se produce un reemplazo de especies perennes, sino una acumulación de las mismas (Otto et al., 2006). La ausencia de diferencias significativas entre ambas comunidades indica que los aulagares-saladares se encuentran avanzando en la sucesión hacia la madurez, en cuanto al número de especies.

En la ordenación (NMDS) en base a la composición florística, se diferencia un claro gradiente, donde, en un extremo se sitúan los tabaibales dulces, tanto de zona protegida como de no protegida, y una de las parcelas de aulagar-saladar (AS1), y en el otro extremo se encuentran los aulagares-saladares de la zona no protegida. Como grupo intermedio están las otras dos parcelas de aulagar-saladar en zona protegida, indicando que están más próximas a la comunidad más madura, por lo que en este gradiente de sucesión la protección está permitiendo, y asegurando, que la comunidad siga progresando.

En el tabaibal dulce, las especies dominantes son *E. balsamifera* y *E. canariensis*, contribuyendo en gran medida a la estructura de la comunidad. En cuanto al aulagar-saladar, las especies dominantes son *Schizogyne sericea*, *Launaea arborescens*, *Limonium pectinatum* y *Reseda scoparia*, esta última es una colonizadora, que, a pesar de ser endémica, podría ser considerada como ruderal, puesto que comparte ciertos rasgos de comportamiento oportunista-generalista con *Rumex lunaria*, o las antes mencionadas *S. sericea* y *L. arborescens*, que pueden tener comportamiento invasor o colonizador a pesar de ser especies endémicas o nativas (Fernández-Palacios et al., 2023).

En general, las diferencias entre aulagar-saladar y tabaibal dulce no se encuentran tanto en la riqueza y composición florística sino en la abundancia de las especies. Hay pocas especies exclusivas de cada comunidad, como por ejemplo *Asparagus arborescens* y *Periploca laevigata* para tabaibal dulce. Por último, resalta el cambio en la contribución de las especies *S. sericea* y *N. pulverulenta*, dependiendo de la comunidad. Siendo la contribución de *N. pulverulenta* más elevada para tabaibal dulce que para aulagar-saladar, mientras que, para *S. sericea* sucede al contrario.

7.3. Efecto de la protección sobre las aves

No se aprecia un patrón claro, para la composición de aves, en base al nivel de protección o el tipo de comunidad, ya que el área de estudio tiene un tamaño reducido (315.41 ha en zona protegida y 257.40 ha en la zona no protegida), y las aves tienen un área de campeo mucho

mayor, cuya distancia de vuelo, en el caso de aves europeas se encuentra entre 3.28 a 200 m (Møller, 2008). Aun así, hay diversidad de aves (14 especies) y se registraron todas las especies esperadas según el Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca (Gobierno de Canarias, 2004).

Según Batten (1973), las aves asociadas a entornos urbanos suelen tener mayores densidades y menores distancias de vuelo que las poblaciones de aves en entornos rurales, lo cual concuerda con los resultados obtenidos, ya que existen diferencias significativas en cuanto a riqueza y número de individuos, con respecto a la distancia al núcleo urbano más cercano. Cuanto más cerca mayor es el número de especies y el número de individuos. También hay un efecto significativo con la distancia a la costa, cuanto más cerca de la costa menor es el número de individuos, lo cual podría deberse a una menor disponibilidad de alimento y refugio en la zona.

Por último, es importante el nivel de protección, en relación a la presencia de *Falco peregrinus peregrinoides* (Gobierno de Canarias, 2004), especie en peligro de extinción que habita en la zona protegida. En un censo llevado a cabo en los años 2004 y 2005, tan solo se detectaron 26 parejas seguras y varios territorios con hembras solitarias en Tenerife. La especie se enfrenta a amenazas como la caza furtiva, los tendidos eléctricos y, más recientemente, las actividades en la naturaleza como senderismo o escalada, y en este espacio puede verse afectada por la afluencia de visitantes (Rodríguez & Siverio, 2007).

7.4. Efecto de la protección en los reptiles

Lagartos

Nuestro estudio indica que el nivel de protección influye en la densidad de *Gallotia galloti*, alcanzando mayores densidades en la zona protegida. Esto podría deberse a que en la zona protegida hay más superficie de tabaibal dulce, que es una comunidad más madura, puesto que el espacio protege un territorio menos transformado (Otto et al., 2007). El tabaibal podría estar proporcionando más disponibilidad de alimento y refugio para los lagartos.

Por otra parte, la zona protegida, se encuentra más alejada del núcleo urbano, debido al diseño de la propia reserva, lo que podría indicarnos que los lagartos evitan las zonas próximas a entornos urbanos, donde los perros parecen ser más abundantes (según el recuento de sus heces), y huyen de posibles depredadores. Los perros han contribuido a 11 extinciones de vertebrados y son una amenaza reconocida para 22 especies de reptiles (Doherty et al., 2017). Según estudios recientes, la rata negra depreda sobre *G. intermedia*, siendo alta la tasa de consumo de este reptil, y puede depredar sobre otras especies del género *Gallotia* (López-Darias et al., 2024). Aunque en este trabajo no hemos medido la abundancia de ratas, la alta densidad de lagartos en la reserva podría deberse a que *G. galloti* se refugia en este entorno más alejado del núcleo urbano, donde las ratas podrían ser más abundantes por la disponibilidad de alimento, o a que la presencia de gatos en la reserva esté controlando la abundancia de ratas.

Por último, es importante mencionar la presencia de gatos en la zona protegida, que representan uno de los principales depredadores de lagartos en el archipiélago canario (Medina & Nogales, 2009). Flores & Rando (2021), estudiaron la cadena trófica de los gatos en el Monumento Natural de La Montaña de Guaza, a escasos 200 m de la Reserva Natural Especial del Malpaís de la Rasca, donde se observó que la dieta de este depredador varía dependiendo de las presas disponibles. Según este estudio la depredación sobre *G. intermedia*, era menor

cuanto mayor es la población de conejos puesto que son presas alternativas a los lagartos. Lo cual concuerda con nuestros datos, puesto que, aunque no hay diferencias significativas en cuanto a las heces de gato y conejo en relación al nivel de protección, sí que se asocia más la presencia de gatos a la zona protegida, a la vez que hay una mayor presencia de conejos en el tabaibal dulce protegido.

Perenquenes

Nuestro trabajo indica que el nivel de protección no influye en los valores de densidad de *Tarentola delalandii*. Ninguna de las variables estudiadas explica los resultados obtenidos para el patrón de densidad de los perenquenes. Cabría pensar que existe cierta influencia por la cercanía a los cultivos, puesto que varios puntos con valores altos de densidad (30.07 ind. / ha y 12.47 ind. / ha) se sitúan cerca del cultivo de viñas, presente en la reserva, en torno a 150 m de distancia, lo cual podría favorecer las densidades por la disponibilidad de agua y alimento.

7.5. Presión antrópica

Para los indicadores de presión humana apenas encontramos diferencias en relación al nivel de protección, excepto para una variable (basuras). Estos resultados indican que, a pesar de la existencia de la figura de protección, no hay un efecto notable sobre la calidad ambiental de la reserva, y probablemente las medidas que se están llevando a cabo para la conservación del espacio están siendo escasas y/o ineficientes, lo cual podría deberse, tal y como sucede en otros espacios naturales protegidos, a la falta de vigilancia, gestión e implementación de estrategias de conservación apropiadas (Aguilar-Tomasini et al., 2020). Por otra parte, para la variable heces de conejo, no existe diferencias significativas debido al nivel de protección, pero sí con respecto a la comunidad vegetal.

La presencia de heces de conejo, con mayores cantidades en el tabaibal dulce, concuerda con otros estudios en la isla (Cubas et al., 2021), que relacionan una mayor densidad de conejos con valores altos de riqueza de especies de flora en el matorral costero. Además, el 53 % de especies de flora endémica en matorral costero presentan daños por parte del conejo (González-Mancebo et al., 2019). En cualquier caso, el control de las poblaciones de conejo en la zona protegida debería tener en cuenta los efectos sobre la cadena trófica de otras especies invasoras (ratas, gatos) y la depredación de especies nativas y endémicas.

Por otra parte, el número de basuras, que tiene valores más altos en la zona protegida, se relaciona con la gran afluencia de visitantes a la zona protegida, sobre todo al entorno de la costa, muy frecuentada para las acampadas, y el acúmulo de residuos generados por esta actividad, algo que no debería ocurrir teniendo en cuenta que las reservas prohíben este tipo de actividades (Gobierno de Canarias, 2004). Esto es habitual en áreas protegidas, donde se encuentra la mayor cantidad de basuras en las zonas intensamente utilizadas por los visitantes (Rodríguez et al., 2012). Por otra parte, los altos valores de residuos en zona protegida, se relacionan con el vertido de escombros, ya mencionado en el Plan Director de la RNE del Malpaís de la Rasca.

Es importante resaltar, que no encontramos diferencias para la presencia de plantas invasoras en relación al nivel de protección, es decir, estas especies se encuentran repartidas por todo el territorio indistintamente, por lo que en este caso tampoco se observa el efecto de la protección

en el control de especies exóticas invasoras. Sin embargo, tanto por el análisis PCA como por el mapa con las localizaciones de plantas invasoras, podríamos pensar que existe una tendencia a que estas especies se encuentren en la zona no protegida, al ser un territorio más perturbado debido a los antiguos usos agrícolas y con mayor presión antrópica (Otto et al., 2006; Arévalo et al., 2014), y a que la entrada en la zona protegida está en cierto modo frenada por las comunidades más maduras (Fernández-Palacios et al., 2023).

Por último, se observa una alta densidad de senderos o rutas en toda el área independientemente del nivel de protección, que transmite una ausencia total de control sobre los visitantes, sobre todo, teniendo en cuenta que, en la actualidad el único sendero oficial es el de la costa. Las rutas de la plataforma Wikiloc ofrecen una aproximación cercana al comportamiento de los visitantes a los espacios naturales protegidos, destacando características del uso recreacional de los mismos, como puntos de interés y concentración de visitantes (Barros et al., 2019; Norman & Pickering, 2017). En el caso del Malpaís de la Rasca, el elemento de mayor interés es el Faro de Rasca debido a la gran cantidad de rutas registradas que pasan en torno a este punto. El resto del área se encuentra transitada, y aunque con una menor intensidad de uso, supone un impacto para la biodiversidad, en especial para la fauna, y para el paisaje.

7.6. Efecto de la protección en el tiempo

En el seguimiento de las parcelas ubicadas en la zona protegida en el tiempo, podemos observar el proceso de sucesión en ambas comunidades. Los valores de cobertura aumentaron significativamente al cabo de 30 años (Otto et al., 2006), lo cual nos indica un estado más avanzado de la sucesión en las parcelas de aulagar-saldar, que las medidas en el año 2024. Por otra parte, la evolución del tabaibal dulce nos indica que esta comunidad todavía no se encontraba en la máxima madurez y siguió en el proceso de sucesión. El aumento de cobertura, pero no de biomasa podría deberse a que la especie que más ha progresado es *Euphorbia balsamifera*, que tiene un porte más bajo y rastrero, mientras que la especie que más biomasa acumula en el matorral costero es *E. canariensis* con un porte mucho más alto (Otto et al., 2001), cuyo crecimiento es más lento. *E. canariensis* es una especie conservadora, estrategia K según Grime (1977), que tiene una dinámica poblacional muy lenta, baja producción de propágulos y baja capacidad de dispersión. La riqueza de especies perennes tampoco ha variado con respecto a 1994, lo cual se relaciona con que en la sucesión ecológica en el matorral costero las especies perennes se acumulan en lugar de reemplazarse (Otto et al., 2006), y en su lugar se producen cambios en la abundancia de estas especies a la comunidad, como se observa en este trabajo.

En la comparación de ambas comunidades en base a la composición florística, se comprueba cómo uno de los sitios de aulagares-saladares ha avanzado hacia la madurez situándose en el grupo conformado por tabaibales dulces. Sin embargo, al analizar la composición florística de las dos comunidades por separado, observamos que en los aulagares-saladares, no hay un patrón claro, es decir, se ven diferentes direcciones de la sucesión por parte de la comunidad de sustitución, donde la parcela AS1 se distancia bastante del resto aproximándose a otras comunidades más maduras, mientras que, la parcela AS3 parece que ha sufrido un retroceso. En cambio, en los tabaibales dulces se observa un claro patrón de separación de la composición entre el año 1994 y el 2024.

Euphorbia balsamifera y *E. canariensis*, son las especies que más contribuyen en ambos años, aunque su abundancia promedio es más elevada en el año 2024, y destaca la gran proliferación de la tabaiba dulce. Por otra parte, se produce un cambio en la contribución de *Schizogyne sericea* y *Neochamaelea pluverulenta*. El salado no llega a desaparecer, sin embargo, baja su promedio de abundancia, mientras que, la leña buena aumenta tras 30 años. Estas especies han desarrollado una serie de estrategias de vida similares, para adaptarse a las condiciones del matorral costero (Fernández-Palacios, 1992). *S. sericea* aparece en etapas tempranas de la sucesión puesto que, a pesar de ser un endemismo macaronésico, tiene un comportamiento oportunista-generalista, con un rápido crecimiento y dispersión a larga distancia por el viento (Fernández-Palacios et al., 2023), tal como se refleja en nuestros resultados. En cambio, *N. pulverulenta* puede asociarse a etapas más avanzadas de la sucesión ecológica, puesto que, esta especie endémica del archipiélago, tiene un comportamiento más especialista, con un crecimiento más lento y dispersión zoocora, por lagartos del género *Gallotia*, especialmente aquellos de gran tamaño. Si el tamaño de los lagartos se reduce a pequeño o mediano, el reclutamiento de *N. pulverulenta* se reduce significativamente (Pérez-Méndez et al., 2015).

Además, nuestros resultados también muestran que otras especies como *Lycium intricatum* contribuyen más a la comunidad en etapas maduras. De igual manera, sucede con *Kleinia neriifolia*, a pesar de que es una especie que tiene un comportamiento oportunista-generalista (Fernández-Palacios et al., 2023), en este caso, la especie no es muy abundante porque está menos adaptada a la escasez de agua, factor limitante en el matorral costero a sotavento (Otto et al., 2001; Otto et al., 2006), siendo una especie que está más presente en las zonas de medianía de esta vertiente.

8. Conclusiones

- 1- La sucesión ecológica sigue avanzando en las comunidades del Malpaís de la Rasca, tanto en el espacio (dentro y fuera de la zona protegida), como en el tiempo (en el transcurso de 30 años), probablemente debido al abandono de los usos tradicionales y la capacidad de recuperación de la vegetación, que ocurre sin interferencia de nuevas actividades, gracias a la creación de la reserva.
- 2- En la zona más árida de Tenerife en el dominio del tabaibal dulce, las formaciones arbustivas de sustitución como el aulagar-saladar todavía no se acercan a un estado de madurez después de 90 años de abandono de la actividad agrícola y 30 años de protección, aunque evolucionan favorablemente. Lo cual nos indica que, el tabaibal dulce tarda al menos 100 años en volver al estado de madurez.
- 3- En conjunto, se observa un patrón claro de sucesión marcado por el tabaibal dulce, con una expansión significativa de la cobertura de *Euphorbia balsamifera*, tanto espacial como temporal. Los aulagares saladares se encuentran en una fase menos avanzada de la sucesión, y el grado de degradación es variable.
- 4- No existe un patrón claro sobre la riqueza y abundancia de aves en respuesta al nivel de protección, posiblemente porque el espacio es reducido y las aves tienen áreas de campeo grandes.
- 5- Existe influencia del nivel de protección sobre la densidad de *Gallotia galloti*, que podría deberse a la abundancia de refugios y alimento en el tabaibal más maduro, y a la menor presencia de posibles depredadores (perros, ratas) o a la oferta de presas (conejos) para otros depredadores presentes (gatos).

- 6- No existe un patrón claro de densidad de *Tarentola delalandii* en relación al nivel de protección y ninguno de los factores estudiados explica el patrón.
- 7- El nivel de protección no tiene efecto sobre los indicadores de presión antrópica estudiados. En la zona protegida hay más gatos, conejos, y basura, mientras que las plantas invasoras y rutas están igual de repartidas en toda la zona, dentro y fuera de la reserva, de hecho, debido al uso recreacional podría haber más impacto en la zona protegida.
- 8- El estado de conservación de la vegetación en la RNE del Malpaís de la Rasca y su entorno es favorable, y su recuperación de forma natural está asegurada por la protección de la reserva. Sin embargo, existen evidencias del deterioro que experimenta la reserva en relación a la presencia de especies invasoras, y la afluencia intensa de visitantes que deberían gestionarse con urgencia.
- 9- La zona no protegida contiene comunidades con valores ecológicos similares a los de la zona protegida que se verían protegidos por la ampliación de la RNE del Malpaís de la Rasca. La ampliación implicaría además la protección de una zona tampón para aliviar la presión antrópica que sufre la reserva.

9. Referencias bibliográficas

Albaladejo-Robles, G., Rodríguez, N., Rodríguez-Concepción, B., Nogales, M., & Vences, M. (2022). Limited ecophysiological variation in the Canary Island lizard *Gallotia galloti* (Oudart, 1839) across an elevational range of over 3500 m (Squamata: Lacertidae). *Herpetology Notes*, 15, 87-96.

Ancochea, E., Fuster, J. M., Ibarrola, E., Cendrero, A., Coello, J., Hernan, F., Cantagrel, J. M., & Jamond, C. (1990). Volcanic evolution of the island of Tenerife (Canary Islands) in the light of new K-Ar data. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 44, 231-249.

Anderson, M., Gorley, R., & Clarke, K. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.

Aguilar-Tomasini, M. A., Escalante, T., & Farfán, M. (2020). Effectiveness of natural protected areas for preventing land use and land cover changes of the Transmexican Volcanic Belt, Mexico. *Regional Environmental Change*, 20, 1-9.

Arévalo, J. R., Delgado, J. D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M., & Fernández-Palacios, J. M. (2005). Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7, 185-202.

Arévalo, J. R., Fernández-Lugo, S., Mellado, M., & de la Concepción, T. (2015). Experimental management control of *Opuntia dillenii* H aw. and *Agave americana* L. in Teno Rural Park, Canary Islands. *Plant Species Biology*, 30, 137-146.

Armas Herrera, C. M. (2010). Caracterización físico-química y dinámica del carbono orgánico en los suelos de algunos ecosistemas de las Islas Canarias. Tesis doctoral. Universidad de La Laguna. Curso 2009/10.

Baker, M. R., Kitching, R. L., Reid, C. A., & Sheldon, F. (2012). *Coleoptera (Chrysomelidae, Coccinellidae, Curculionoidea)* in sclerophyll woodland: variation in assemblages among host plants, and host specificity of phytophagous and predatory beetles. *Austral Entomology*, *51*, 145-153.

Barros, C., Moya-Gómez, B., & Gutiérrez, J. (2020). Using geotagged photographs and GPS tracks from social networks to analyse visitor behaviour in national parks. *Current Issues in Tourism*, *23*, 1291-1310.

Barone Tosco, R., & Emmerson, K. W. (1995). Distribución, estatus y características del hábitat de la Terrera Marismeña *Calandrella rufescens* (Vieillot, 1820) en la isla de Tenerife, Canarias (Aves: Alaudidae). *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, *7*, 47-61.

Batten, L. A., (1973). Population dynamics of suburban blackbirds. *Bird Study* *20*, 251–258.

Berg R. (1990). Seed dispersal relative to population structure, reproductive capacity, seed predation, and distribution in *Euphorbia balsamifera* (Euphorbiaceae), with a note on sclerendochory. *Sommerfeltia*, *11*, 35-63.

Biodiversidad de Canarias (2024) Hábitats – 5330: <https://www.biodiversidadcanarias.es/inatura/habitats/5330>. Último acceso junio de 2024.

BIOTA (2024). Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. <https://www.biodiversidadcanarias.es/biota/>. Último acceso junio de 2024.

Brown, R.P., (1996). Thermal biology of the gecko *Tarentola boettgeri*: comparisons among populations from different elevation within Gran Canaria. *Herpetologica* *52*, 396-405.

Brown, R.P., (1990). Microevolution and ecophysiology of Canary Island skinks (*Chalcides*). Thesis. University of Aberdeen.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. (1993). *Distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. London, UK: Chapman & Hall.

Campos, R. I., Vasconcelos, H. L., Ribeiro, S. P., Neves, F. S., & Soares, J. P. (2006). Relationship between tree size and insect assemblages associated with *Anadenanthera macrocarpa*. *Ecography*, *29*, 442-450.

Casanova Rodríguez, O. & Trujillo Rodríguez, M. (2018). *Aproximación a la problemática mediambiental del turismo de avistamiento de cetáceos en Tenerife (Canarias, España)*. Trabajo de final de Grado. Universidad de La Laguna.

Carranza, S., Arnold, E. N., Mateo, J. A., & López-Jurado, L. F. (2000). Long-distance colonization and radiation in gekkonid lizards, *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *267*, 637-649.

Carrillo, M., Pérez-Vallazza, C., & Álvarez-Vázquez, R. (2010). Cetacean diversity and distribution off Tenerife (Canary Islands). *Marine Biodiversity Records*, 3, 1-9.

Cody, M. L. (2000). Slow-motion population dynamics in Mojave Desert perennial plants. *Journal of Vegetation Science*, 11, 351-358.

Cooke, B., McPhee, S., & Quentin, H. (2008). *Rabbits: A threat to conservation and natural resource management. How to rapidly assess a rabbit problem and take action* (p. 16).

Cooke, B. D., & McPhee, S. (2007). *Rabbits and Native Plant Biodiversity*. A report compiled for Australian Wool Innovation and Meat and Livestock Australia as part of the Invasive Animals Cooperative Research Centre Project 7.T. 6 - Biodiversity Impact of Rabbits. Invasive Animals Cooperative Research Centre, University of Canberra, ACT 2601, Australia.

del Arco Aguilar, M. J., Acebes, J., Rodríguez Rodríguez, A., Padrón, P., Morales Rodríguez, O., Pérez de Paz, P. L., & Wildpret, W. (1997). Cormophytic vegetation of the Malpaís de La Rasca, Tenerife (Canary Islands). *Fitosociología*, 34, 159-170.

del Arco, M., Wildpret, W., Pérez P., Rodríguez, J., Acebes, J., García, A., . . . García, S. (2006). *Mapa de vegetación de Canarias*. GRAFCAN, Santa Cruz de Tenerife.

del Arco Aguilar, M. J., González-González, R., Garzón-Machado, V., & Pizarro-Hernández, B. (2010). Actual and potential natural vegetation on the Canary Islands and its conservation status. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3089-3140.

Delgado Castro, G., Naranjo, J. J., Barone Tosco, R., Trujillo González, D., & Rodríguez, F. (2002). Datos sobre la distribución de aves esteparias en Tenerife y Gran Canaria, islas Canarias. *Vieraea*, 30, 177-194.

de Nascimento, L., Nogué, S., Fernández-Lugo, S., Méndez, J., Otto, R., Whittaker, R. J., Willis, K. J., & Fernández-Palacios, J. M. (2015). Modern pollen rain in Canary Island ecosystems and its implications for the interpretation of fossil records. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 214, 27-39.

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-1992-81200>. Último acceso junio de 2024.

Doherty, T. S., Dickman, C. R., Glen, A. S., Newsome, T. M., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., Vanak, A. T., & Wirsing, A. J. (2017). The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation*, 210, 56-59.

ESRI (2014). *ArcGIS Desktop: Release 10.2.2*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Fernández-Palacios, J. M., & Nicolás, J. P. (1995). Altitudinal pattern of vegetation variation on Tenerife. *Journal of Vegetation Science*, 6, 183-190.

Fernández-Palacios, J. M. (1992). Climatic responses of plant species on Tenerife, The Canary Islands. *Journal of Vegetation Science*, 3, 595-603.

Fernández-Palacios, J. M., Arévalo, J. R., Delgado, J. D., Otto, R. (2004). *Canarias: Ecología, Medio Ambiente y Desarrollo*. Centro de la Cultura Popular Canaria, La Laguna, España.

Fernández-Palacios, J. M., & López, R. (1992). Evaluación del manto en los ecosistemas tinerfeños más característicos. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 3-4, 65-78.

Fernández-Palacios, J. M., López, R. J., García, J. J., & Luzardo, C. (1992). Descripción e interpretación ecológica de las diferencias entre el matorral de costa y de cumbre en Tenerife. *Botánica Macaronésica*, 19-20, 87-104.

Fernández-Palacios, J. M., Schrader, J., de Nascimento, L., Irl, S. D., Sánchez-Pinto, L., & Otto, R. (2023). Are plant communities on the Canary Islands resistant to plant invasion? *Diversity and Distributions*, 29, 51-60.

Ferrer, N., Toimil, A., Losada, I., & Herrera, G. (2024). Impacts of sea level rise on the cultural heritage of oceanic islands: Modeling twenty-first century scenarios in the Canary archipelago. *The Journal of Island and Coastal Archaeology*, 1-18.

Fiske, I. J., & Chandler, R. B. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1-23.

Franco, A. C., Nobel, P.S., 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, 77, 870-886.

García Casanova, J. 2009. Reflexiones conservacionistas sobre el sur de Tenerife. *Makaronesia: Boletín de la Asociación de Amigos del Museo de Ciencias Naturales de Tenerife*, 11, 132-141.

García Casanova, J., Wildpret de la Torre, W., & Rodríguez Delgado, O. (2008). Contribución al estudio geobotánico de los espacios naturales protegidos del antiguo menceyato de Abona. Proyecto de investigación para la conservación de la biodiversidad del sur de Tenerife (Canarias). *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 19, 75-88.

García-Gallo, A., Wildpret de la Torre, W., Rodríguez Delgado, O., Pérez de Paz, P.L., León Arencibia, M.C., Suárez Rodríguez, C. & Reyes-Betancort, J.A. (1999). El xenófito *Pennisetum setaceum* en las Islas Canarias (Magnoliophyta, Poaceae). *Vieraea*, 27, 133-158.

Gobierno de Canarias. (s.f) Hábitats y especies canarios de interés prioritario. https://www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/materias/biodiversidad/natura2000-y-proteccion-internacionales/red-natura-2000/habitat_y_especies_canarios_de_interes_prioritario/. Último acceso junio de 2024.

Gobierno de Canarias (2016) Plan de Gestión de la Zona Especial de Conservación ES7020050 Malpaís de La Rasca: <https://www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/materias/biodiversidad/natura2000-y->

[proteccion-internacionales/red-natura-2000/red_natura_2000_en_canarias/planes-gestion-zec/Tenerife/](#). Último acceso junio de 2024.

Gobierno de Canarias (2006). Plan Director de la Reserva Natural Especial del Malpaís de Rasca: <https://www.gobiernodecanarias.org/planificacionterritorial/materias/informacion-territorial/enp/tenerife/>. Último acceso junio de 2024.

Gómez-Lobo, D. A., Monteoliva, A. P., Fernandez, A., Arbelo, M., de la Fuente, J., Pérez-Gil, M., Varo-Cruz, N., Servidio, A., Pérez-Gil, E., Borrell, Y. J., & Miralles, L. (2024). Mitochondrial variation of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Canary Islands suggests a key population for conservation with high connectivity within the North-East Atlantic Ocean. *Animals*, *14*, 901.

Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The american naturalist*, *111*, 1169-1194.

Grupo de Ecología y Biogeografía Insular (2024). *Cuantificación de la potencialidad de los ecosistemas terrestres canarios para la captura de carbono*. Universidad de La Laguna.

Hall, C.M., 2001. Trends in ocean and coastal tourism. The end of the last frontier?. *Ocean and Coastal Management* *44*, 601-618.

Hernández, E., Martín, A., Nogales, M., Quilis, V., Delgado, G., & Trujillo, O. (1990). Distribution and status of Bulwer's Petrel (*Bulweria bulwerii* Jardine & Selby, 1828) in the Canary Islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, *42*, 5-16.

Hernández Teixidor, D., Santos, I., Suárez, D., & Oromí, P. (2020). The importance of threatened host plants for arthropod diversity: the fauna associated with dendroid *Euphorbia* plants endemic to the Canary and Madeira archipelagos. *Journal of Insect Conservation*, *24*, 867-876.

Hulme, P. E. (2004). Islands, invasions and impacts: a Mediterranean perspective. J. M. Fernández-Palacios & M. Morici (Eds.), *Ecología insular/Island Ecology*, 359-383. Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET), Cabildo Insular de la Palma.

Instituto Nacional de Estadística. (2023). Población del Padrón Continuo por Unidad Poblacional. Recuperado de <https://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2884>. Último acceso mayo de 2024.

Kéry, M., & Royle, J. A. (2015). *Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS*. London, UK: Academic Press.

Larson, C. L., Reed, S. E., & Crooks, K. R. (2024). Reptile responses to outdoor recreation in urban habitat fragments. *Urban Ecosystems*, *27*, 453-468.

Ladle, R. J., & Whittaker, R. J. (Eds.) (2011). *Conservation Biogeography*. Blackwell Publishing Ltd.

Ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2010-9772>. Último acceso junio de 2024.

Ley 12/1994, de 19 de diciembre, de Espacios Naturales de Canarias: <https://www.boe.es/eli/es-cn/l/1994/12/19/12>. Último acceso junio de 2024.

Liberg, O., 1980. Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cat. *Oikos* 35, 336–349.

López-Darias, M., López-González, M., Padilla, D. P., Martín-Carbajal, J., & Piquet, J. C. (2024). Invasive black rats menacing endangered lizards. *Biodiversity and Conservation*, 1-15.

Mancebo, J. M. G., Díaz, J. J. C., Rodríguez, V. B., & del Arco Aguilar, M. J. (2019). Cinco siglos de invasión del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en ecosistemas árido-secos de Tenerife. *Vieraea: Folia Scientiarum Biologiarum Canariensium*, 597-624.

Medina, F. M., & Nogales, M. (2007). Habitat use of feral cats in the main environments of an Atlantic Island (La Palma, Canary Islands). *Folia Zoologica*, 56, 277-283.

Medina, F. M., & Nogales, M. (2009). A review on the impacts of feral cats (*Felis silvestris catus*) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna. *Biodiversity and Conservation*, 18, 829-846.

Moll, J.D. & Brown, J.S. (2008). Competition and Coexistence with Multiple Life-History Stages. *American Naturalist* 171, 839-843.

Møller, A. P. (2008). Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology*, 19, 1095-1102.

Moya, Ó., Contreras-Díaz, H. G., Oromí, P., & Juan, C. (2006). Using statistical phylogeography to infer population history: Case studies on *Pimelia* darkling beetles from the Canary Islands. *Journal of Arid Environments*, 66, 477-497.

Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding: A global assessment. *PLoS ONE*, 10, e0118571.

Nogales, M., López Valero, M., Jiménez-Asensio, J., Larruga, J. M., Hernández, M., & González, P. (1998). Evolution and biogeography of the genus *Tarentola* (Sauria: Gekkonidae) in the Canary Islands, inferred from mitochondrial DNA sequences. *Journal of Evolutionary Biology*, 11, 481-494.

Norman, P., & Pickering, C. M. (2017). Using volunteered geographic information to assess park visitation: Comparing three on-line platforms. *Applied Geography*, 89, 163–172.

Otto, R., Fernández-Palacios, J. M., & Krüsi, B. O. (2001). Variation in species composition and vegetation structure of succulent scrub on Tenerife in relation to environmental variation. *Journal of Vegetation Science*, 12, 237-248.

Otto, R., Krüsi, B. O., Burga, C. A., & Fernández-Palacios, J. M. (2006). Old-field succession along a precipitation gradient in the semi-arid coastal region of Tenerife. *Journal of Arid Environments*, *65*, 156-178.

Otto, R., Krüsi, B. O., & Kienast, F. (2007). Degradation of an arid coastal landscape in relation to land use changes in Southern Tenerife (Canary Islands). *Journal of Arid Environments*, *70*, 527-539.

Padilla, D. P., González-Castro, A., Nieves, C., & Nogales, M. (2009). Trophic ecology of the Southern Grey Shrike (*Lanius meridionalis*) in insular environments: the influence of altitude and seasonality. *Journal of Ornithology*, *150*, 557–568.

Padilla, D. P., Nogales, M., & Pérez, A. J. (2005). Seasonal diet of an insular endemic population of Southern Grey Shrike *Lanius meridionalis koenigi* on Tenerife, Canary Islands. *Ornis Fennica*, *82*, 155–165.

Padrón, B., Nogales, M., Traveset, A., Vila, M., Martínez-Abraín, A., Padilla, D. P., & Marrero, P. (2011). Integration of invasive *Opuntia* spp. by native and alien seed dispersers in the Mediterranean area and the Canary Islands. *Biological Invasions*, *13*, 831-844.

Pérez, C. (2022). *Cuantificación del carbono almacenado en Euphorbia balsamifera en el tabaibal dulce de la isla de Tenerife, Islas Canarias*. Trabajo final de Máster. Universidad de La Laguna.

Pérez-Méndez, N., Jordano, P., García, C., & Valido, A. (2016). The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. *Scientific reports*, *6*, 24820.

Pérez-Méndez, N., Jordano, P., & Valido, A. (2015). Downsized mutualisms: consequences of seed dispersers' body-size reduction for early plant recruitment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *17*, 151-159.

Piquet, J. C., & López-Darias, M. (2021). Invasive snake causes massive reduction of all endemic herpetofauna on Gran Canaria. *Proceedings of the Royal Society B*, *288*, 20211939.

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J., & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, *95*, 1511-1534.

Ralph, C. J., Droege, S., & Sauer, J. R. (1995). Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. *En: Ralph, C. John; Sauer, John R.; Droege, Sam, technical editors. 1995. Monitoring bird populations by point counts. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: p. 161-168, 149.*

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

REDEXOS (2024). Red Canaria de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras. <https://www3.gobiernodecanarias.org/cptss/sostenibilidad/biodiversidad/redexos/>. Último acceso junio de 2024.

Rodríguez Navarro, M. L., Fariña Trujillo, B., & Rivero Quintero, A. (2021). La expansión de las especies de *Pluchea* Cass. (Asteraceae) y su potencial comportamiento invasor en Tenerife (Islas Canarias). *Revista Scientia Insularum*, 4, 11-25.

Rodríguez-Rodríguez, D. (2012). Littering in protected areas: A conservation and management challenge – A case study from the Autonomous Region of Madrid, Spain. *Journal of Sustainable Tourism*, 20, 1011-1024.

Rodríguez, B., & Siverio, M. (2007). Halcón tagarote. En J. A. Lorenzo, J. R. Alonso-Alonso, R. Barone-Tosco, & C. González-González (Eds.), *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario*. Madrid: SEO/BirdLife–Ministerio de Medio Ambiente.

Russell, J. C., Meyer, J. Y., Holmes, N. D., & Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, 44, 359-370.

Sabaté Bel, F. (1993). Burgados, tomates, turistas y espacios protegidos: usos tradicionales y transformaciones de un espacio litoral del sur de Tenerife: Guaza y Rasca (Arona). *Servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias*.

Salvador, A., Pleguezuelos, J., 2002. *Reptiles españoles: identificación, historia natural y distribución*. Esfagnos, Talavera de la Reina, Spain.

Tobeña, M., Escánez, A., Rodríguez, Y., López, C., Ritter, F., & Aguilar, N. (2014). Inter-island movements of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* among the Canary Islands: online catalogues and implications for conservation and management. *African Journal of Marine Science*, 36, 137-144.

Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47, 5–14.

Verme, V., & Iannacone, J. (2011). Catálogo de foto-identificación del delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) en las Islas Canarias, España: Una línea de base de información para su conservación. *The Biologist*, 9, 105-119.

Whittaker, R. H., & Marks, P. L. (1975). Methods of assessing terrestrial productivity. In H. Lieth & R. H. Whittaker (Eds.), *The primary productivity of the biosphere* (55-118). Springer-Verlag.

Williams, N.S.G., McDonnell, M.J., Seager, E.J., 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: a case study of native grassland from Melbourne, Australia. *Landscape and Urban Planning* 71, 35–49.