

Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia

TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias

Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia

TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias

Invasive Terrestrial Flora & Fauna of Macaronesia

TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries

Edição | Edición | Edition

Agência Regional da Energia e Ambiente da Região Autónoma dos Açores

Financiamento | Financiación | Funding

INTERREG III B (2007-2008) BIONATURA

Editores | Editors

Luís Silva

Elizabeth Ojeda Land

Juan Luis Rodríguez Luengo

Modo de citar a obra | Modo de citar la obra | When quoting the book

Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) (2008) *Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp.

Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) (2008) *Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia. TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias*. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp.

Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) (2008) *Invasive Terrestrial Flora & Fauna of Macaronesia. TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries*. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp.

Modo de citar um capítulo | Modo de citar un capítulo | When quoting a chapter

Silva L, E Ojeda Land, JL Rodríguez Luengo & C Daehler (2008) Invasões Biológicas. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*, pp. 29-50. ARENA, Ponta Delgada.

Silva L, E Ojeda Land, JL Rodríguez Luengo & C Daehler (2008) Invasiones Biológicas. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia. TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias*, pp. 83-104. ARENA, Ponta Delgada.

Silva L., E Ojeda Land, JL Rodríguez Luengo & C Daehler (2008) Biological invasions. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Invasive Terrestrial Flora & Fauna of Macaronesia. TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries*, pp. 137-157. ARENA, Ponta Delgada.

Modo de citar uma ficha | Modo de citar una ficha | When quoting a characterization sheet

García Gallo A, O Rodríguez Delgado, E Ojeda Land & L Silva (2008) *Opuntia maxima* Mill. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias*, pp. 229-232. ARENA, Ponta Delgada.

García Gallo A, O Rodríguez Delgado, E Ojeda Land & L Silva (2008) *Opuntia maxima* Mill. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Flora y Fauna Terrestre Invasora en la Macaronesia. TOP 100 en Azores, Madeira y Canarias*, pp. 229-232. ARENA, Ponta Delgada.

García Gallo A, O Rodríguez Delgado, E Ojeda Land & L Silva (2008) *Opuntia maxima* Mill. *In: Silva L, E Ojeda Land & JL Rodríguez Luengo (eds.) Invasive Terrestrial Flora & Fauna of Macaronesia. TOP 100 in Azores, Madeira and Canaries*, pp. 229-232. ARENA, Ponta Delgada.

ISBN: 978-989-95910-1-1

Depósito Legal: 287078/08

Execução Gráfica: Coingra, Lda.

Tiragem: 2500 exemplares

Especialistas responsáveis pela elaboração das listas de espécies alvo (1) e pela avaliação das espécies (2).

Expertos responsables de por la elaboración de las listas de especies focales (1) y de la evaluación de las especies (2).

Experts responsible for organizing species lists (1) and for species evaluation (2).

Açores	Madeira	Canarias
<i>Plantas vasculares Vascular plants</i>	<i>Plantas vasculares Vascular plants</i>	<i>Plantas vasculares Vascular plants</i>
Luís Silva (1, 2)	Roberto Jardim (1, 2)	Elizabeth Ojeda (1, 2)
Rodolfo Corvelo (1, 2)	José Augusto Carvalho (1, 2)	Antonio Garcia (2)
	Francisco Manuel Fernandes (1, 2)	Octavio Rodríguez (2)
<i>Moluscos Molluscs</i>		Arnoldo Santos-Guerra (2)
António Frias Martins (1, 2)		Alfredo Reyes (2)
Regina Cunha (1, 2)		Ricardo Mesa (2)
		Wolfredo Wildpret de la Torre (2)
<i>Artrópodos Arthropods</i>		Victoria Eugenia Martín (2)
Paulo Borges (1,2)		
Pedro Cardoso (1,2)		<i>Invertebrados Invertebrates</i>
Ana Cristina Costa (1, 2)		Manuel Arechavaleta (1, 2)
		Agustín Aguiar (1, 2)
		Salvador de la Cruz (2)
		Heriberto López (2)
		Helena Morales (2)
		Carlos Samarín (2)
		Nuria Macías (2)
<i>Vertebrados Vertebrates</i>	<i>Vertebrados Vertebrates</i>	<i>Vertebrados Vertebrates</i>
Regina Cunha (1, 2)	Paulo Oliveira (1, 2)	Juan Luís Rodríguez (1, 2)
Pedro Rodrigues (1, 2)		Luengo.
		José Antonio Mateo (2)
		Guillermo Delgado (2)

Gestores ambientais responsáveis pela atribuição dos pesos relativos aos vários critérios utilizados na avaliação das espécies invasoras.

Gestores ambientales responsables de la atribución de los pesos relativos a los diferentes criterios utilizados en la evaluación de las especies invasoras.

Environmental managers responsible for weighting the different criteria used to evaluate invasive species.

Açores	Madeira	Canarias
Rui Sequeira (Serviço de Ambiente de São Jorge)	Antonio Domingos Abreu (Direcção Regional do Ambiente)	Ana Calero (Cabildo de Fuerteventura)
Pedro Raposo (Serviço de Ambiente da Graciosa)	Duartes Nunes (Direcção Regional do Ambiente)	Miguel Ángel Rodríguez (Cabildo de El Hierro)
Paulo Pimentel (Direcção de Serviços da Conservação da Natureza)	Dília Menezes (Parque Natural)	Ángel Bañares (P. N. del Teide)
Nuno Pacheco (Secretaria Regional do Ambiente e do Mar)	Paulo Freitas (Direcção Regional de Florestas)	Ángel Fernández (P. N. de Garajonay)
Nuno Loura (Serviço de Ambiente de Santa Maria)	Manuel Filipe (Direcção Regional de Florestas)	Mercedes González (Cabildo de Tenerife)
Maria Botelho (Serviço de Ambiente de Flores e Corvo)		Miguel Ángel Cabrera (Servicio de Biodiversidad)
Maria José Bettencourt (Direcção de Serviços da Conservação da Natureza)		Elena Mateo (Cabildo de Lanzarote,)
João Melo (Jardim Botânico do Faial)		Silvia Fajardo (Servicio de Biodiversidad)
Bárbara Chaves (Serviço de Ambiente de Santa Maria)		José Alberto Delgado (Cabildo de Tenerife)
		M ^a Ángeles Llaría (Cabildo de Tenerife)
		Félix Medina (Cabildo de La Palma)
		Juan Carlos Rando (Cabildo de Tenerife)
		Manuel Martín (Cabildo de Tenerife)



ÍNDICE | ÍNDICE | CONTENTS

Agradecimentos	11
Agradecimientos.....	13
Acknowledgements.....	15
Prefácio.....	17
Prefacio.....	19
Preface	21
Introdução.....	23
Introducción	25
Introduction	27
As invasões biológicas	29
Introdução.....	29
Conceitos e definições.....	32
Espécies invasoras	34
O habitat invadido	37
Modelos preditivos.....	39
Impacte.....	40
Prevenção	43
Prioridades e estratégia de gestão	47
O futuro.....	49
Espécies exóticas invasoras na Macaronésia	51
Características dos Arquipélagos.....	51
Importância actual das EEI na Macaronésia	53
Legislação nacional e regional.....	56
Avaliação das EEI na Macaronésia	59
Metodologia.....	59
Listas de <i>taxa</i> analisados.....	59
Critérios de nocividade e de viabilidade de controlo	60
Atribuição das pontuações.....	62
Resultados e discussão	63
Pesos relativos atribuídos pelos gestores ambientais.....	63
Análise global das pontuações	63
Caracterização das EEI do TOP 100.....	66
Limitações do sistema de pontuação	80
Orientações para o futuro.....	81

ÍNDICE | ÍNDICE | CONTENTS

Las invasiones biológicas	83
Introducción	83
Conceptos y definiciones.....	86
Especies invasoras	88
El hábitat invadido	91
Modelos predictivos.....	93
Impacto.....	94
Prevención	97
Prioridades y estrategia de gestión.....	101
El futuro	103
Especies exóticas invasoras en la Macaronesia	105
Caracterización de los archipiélagos	105
Importancia de las EEI en la Macaronesia.....	107
Legislación nacional y regional	110
Evaluación de EEI en la Macaronesia	113
Metodología.....	113
Listas de taxones focales	113
Criterios de nocividad y de viabilidad de control.....	114
Asignación de las puntuaciones	116
Resultados y discusión.....	117
Importancia atribuida por los gestores ambientales	117
Análisis global de las puntuaciones.....	117
Caracterización de las EEI del TOP 100	120
Limitaciones del sistema de puntuación.....	134
Orientaciones para el futuro	135
Biological invasions	137
Introduction.....	137
Concepts and definitions.....	140
Invasive species	141
The invaded habitat	144
Predictive models	146
Impact.....	147
Prevention.....	150
Priorities and control strategy	154
The future	156
Invasive alien species in Macaronesia	159
Characterization of the archipelagos	159
Importance of IAS in Macaronesia	160
National and regional legislagion.....	164
Evaluation of IAS in Macaronesia	167
Methods	167
Lists of target or focal taxa	167

ÍNDICE | ÍNDICE | CONTENTS

Criteria of noxiousness and viability of control.....	168
Scoring.....	170
Results and discussion.....	171
Environmental manager's relative weights.....	171
Global analysis of the scores.....	171
Characterization of the Top 100 IAS.....	174
Limitations of the scoring system.....	187
Guidelines for the future.....	188
Caracterização das invasoras no TOP 100.....	191
Caracterización de las invasoras en el TOP 100.....	191
Characterization of the invaders in the TOP 100.....	191
Ficha explicativa.....	193
Ficha explicativa.....	193
Explanatory sheet.....	193
Fichas do TOP 100.....	197
Fichas del TOP 100.....	197
TOP 100 sheets.....	197
Referências Bibliográficas.....	523
Referencias Bibliográficas.....	523
References.....	523
Anexo Tabelas com os critérios para a avaliação das EEI.....	537
Anexo Tablas con los criterios para la evaluación de las EEI.....	537
Appendix Tables with the criteria used to evaluate IAS.....	537
Índice dos <i>taxa</i>.....	545
Índice de los taxones.....	545
Index of <i>taxa</i>.....	545

AGRADECIMENTOS

Ao coordenador geral do projecto BIONATURA, José Luis Martín (Governo das Canárias), mentor da ideia da elaboração deste livro e aos técnicos Manuel Arechavaleta, Sofía Rodríguez, Silvia Fajardo e María Nieves Zurita, que colaboraram na organização das reuniões com os especialistas e na busca de informação sobre as espécies das Canárias. Igualmente a María José Bermejo, também do Governo das Canárias, que assumiu o apoio geral ao projecto. Aos técnicos da empresa pública das Canárias GESPLAN SAU, José Ramón Docoito, Beatríz Herrera e Miriam Rodríguez, que se encarregaram da logística associada aos muitos deslocamentos que um projecto como este exigiu. A Salvador de la Cruz, que coordenou o trabalho dos especialistas na avaliação das espécies alvo das Canárias. A Aurelio Acevedo, Eduardo Carqué, Eduardo García del Rey e Stephan Scholz, que também participaram nas reuniões de avaliação das espécies invasoras. A Paulo Borges pela coordenação científica do projecto BIONATURA nos Açores e a Bernardo Faria pela coordenação na Madeira. De mencionar ainda a estrutura organizativa da ARENA, que facilitou a execução do projecto, particularmente o Director Executivo, Pedro Perpétuo e Catarina Furtado. Agradecimentos são também devidos aos revisores das três línguas, Curt Daehler, Mónica Moura e Luz Paramio.

AGRADECIMIENTOS

Al coordinador general del proyecto BIONATURA, José Luis Martín (Gobierno de Canarias), mentor de la idea de elaboración de este libro, y a los técnicos Manuel Arechavaleta, Sofía Rodríguez, Silvia Fajardo y María Nieves Zurita, que colaboraron en la organización de los talleres con los expertos y en la búsqueda de información de las especies. Igualmente a María José Bermejo, también del Gobierno de Canarias, que asumió la coordinación administrativa en el apoyo general al proyecto. A los técnicos de la empresa pública de Canarias GESPLAN SAU, José Ramón Docoito, Beatríz Herrera y Miriam Rodríguez que se encargaron de la logística asociada a los muchos desplazamientos que un proyecto como éste ha requerido. Salvador de la Cruz posibilitó el trabajo de los expertos en la evaluación de las especies focales de Canarias. Además participaron en los talleres de evaluación de las especies invasoras: Aurelio Acevedo, Eduardo Carqué, Eduardo García del Rey y Stephan Scholz. Se agradece a Paulo Borges por la coordinación científica del proyecto BIONATURA en Azores y a Bernardo Faria por la coordinación en Madeira. La estructura organizativa de ARENA ha facilitado la ejecución del proyecto con especial referencia al director ejecutivo Pedro Perpétuo y a Catarina Furtado. Se agradece también a los revisores de los tres idiomas, Curt Daehler, Mónica Moura y Luz Paramio.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the general coordinator of the BIONATURA project, José Luis Martín (Government of the Canary Islands), mentor of the idea to write this book and to the technical staff Manuel Arechavaleta, Sofía Rodríguez, Silvia Fajardo and María Nieves Zurita, who participated in the organization of the meetings with experts and in the search for information on Canarian species, likewise to María José Bermejo, also from the Canary Island Government, who assumed the administration of the project. The technicians from the public enterprises GESPLAN SAU José Ramón Docoito, Beatriz Herrera and Miriam Rodríguez have assured the logistics for all the traveling involved in the project. Salvador de la Cruz made possible the work of the experts in the evaluation of target species from the Canary Islands. Aurelio Acevedo, Eduardo Carqué, Eduardo García del Rey and Stephan Scholz also participated in the meetings for the evaluation of invasive species. Thanks also to Paulo Borges for the coordination of BIONATURA project in the Azores, and to Bernardo Faria for the coordination in Madeira. ARENA staff facilitated the execution of the project, and we are particularly grateful to Pedro Perpétuo and Catarina Furtado. Acknowledgments are also due to the revisers of the different language versions, Curt Daehler, Mónica Moura and Luz Paramio.

As espécies invasoras num arquipélago especialmente sensível

A temática das espécies invasoras carece de uma reflexão especialmente detalhada no arquipélago dos Açores. Sendo um conjunto de ilhas especialmente isolado, jovem e alvo de devastadores acontecimentos pré-históricos (glaciações, vulcões e sismos) possui, de facto, uma baixa diversidade biológica ao nível de determinados grupos taxonómicos. Esta baixa diversidade indicia-nos fraquezas ambientais, resultante num elevado laxismo ecológico que torna o arquipélago especialmente vulnerável à entrada de espécies alienígenas. Não sendo um conjunto de ilhas com uma história de colonização e utilização ambiental muito diferente dos outros arquipélagos macaronésicos, assim se explica porque três em cada quatro espécies da flora não pertençam ao conjunto de organismos com distribuição natural nos Açores.

Se os factos e a história explicam o baixo nível de espécies endémicas ao nível da flora, não nos podemos alhear da elevada diversidade noutros grupos taxonómicos (por exemplo, os artrópodes e moluscos) e da provável dependência destes em relação à parca flora natural. Também por essa razão, devemos resistir à entrada de espécies exóticas e defender-nos especialmente em relação às espécies que prejudicam os nossos ecossistemas, as espécies invasoras.

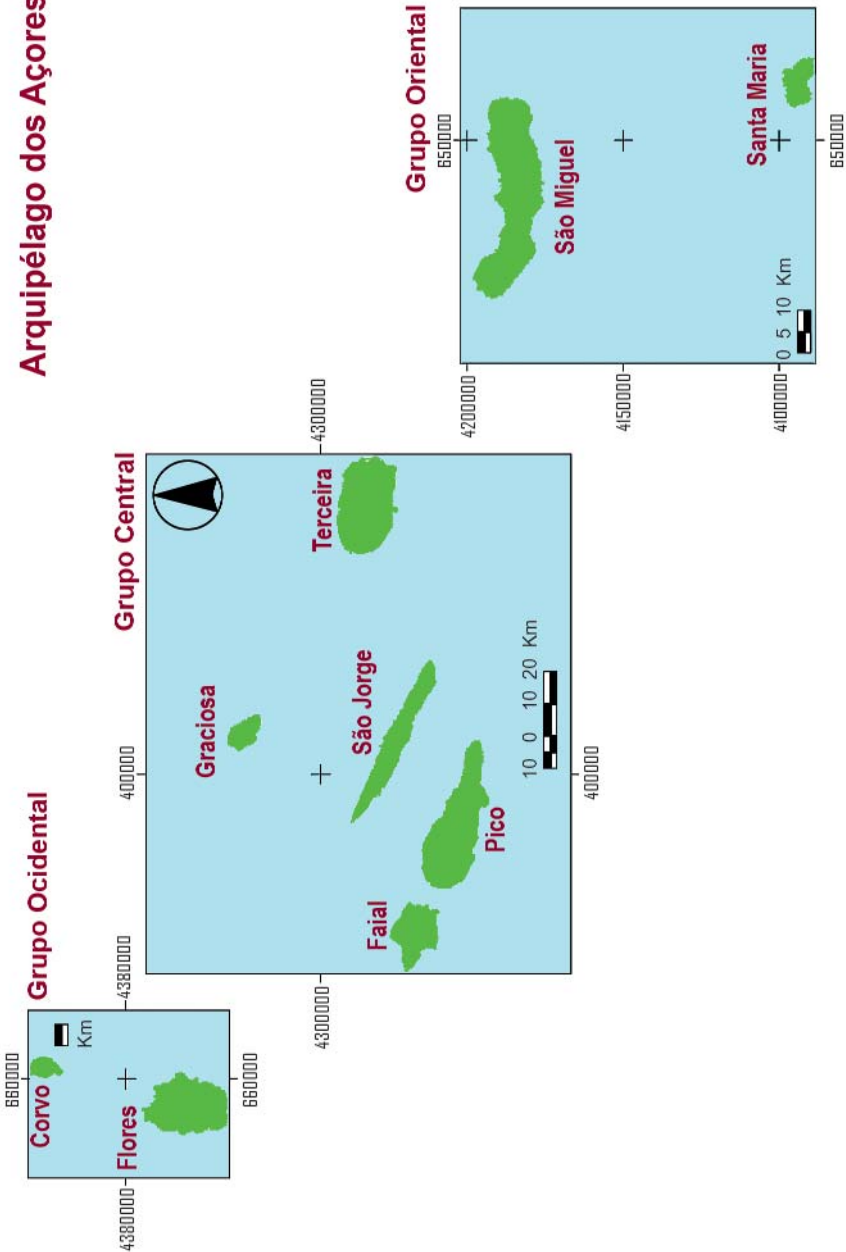
Há também a necessidade imperiosa de calcular com minúcia os riscos inerentes à eventual introdução de novas espécies exóticas, efectuar um maior controlo nestas operações e adoptar políticas específicas para as espécies com uso tradicional. Infelizmente, há espécies da nossa flora, utilizadas na gastronomia e até na paisagística emblemática, que apresentam um carácter invasor.

Por tudo o exposto, é nosso dever conhecer em detalhe os bons aspectos do nosso ambiente, até para ampliar o seu usufruto sustentável, mas também os pontos negros, para os poder contrariar e, sempre que possível, anular. Assim, é com muito prazer que a Direcção Regional do Ambiente dos Açores recebe esta publicação e compromete-se a utilizar os dados

aqui apresentados não apenas na tomada de decisão, mas também na orientação de políticas e na definição de estratégias no que à conservação da natureza diz respeito. Estudar é o primeiro passo do bom planeamento e apenas com bons planos poderão existir acções adequadas e assim construir o nosso futuro colectivo.

O Director Regional do Ambiente
Frederico Abecasis David Cardigos

Arquipélago dos Açores



PREFÁCIO

O fenómeno das espécies invasoras, tal como é conhecido hoje em dia, iniciou-se com a movimentação de pessoas e mercadorias à escala global a partir do século XV com os descobrimentos. Em suma trata-se de um processo natural que decorreu no passado ao longo de milhões de anos e que actualmente é reproduzido artificialmente pelo homem, com consequências negativas bem visíveis. Após a revolução industrial, e muito especialmente nas últimas décadas, este problema cresceu exponencialmente fruto da globalização dos mercados e da expansão do estilo de vida ocidental. As espécies invasoras actualmente são um dos principais factores de ameaça à Biodiversidade do Planeta, em particular no que se refere às espécies e aos habitats insulares mais sensíveis e com menor capacidade de adaptação às mudanças verificadas. Outra face do mesmo problema é o aparecimento de novas pragas agrícolas e de novas doenças associadas à introdução de novas espécies, com prejuízos e ameaças crescentes agravados por outros factores como as alterações climáticas e a redução das áreas geográficas de distribuição dos habitats naturais.

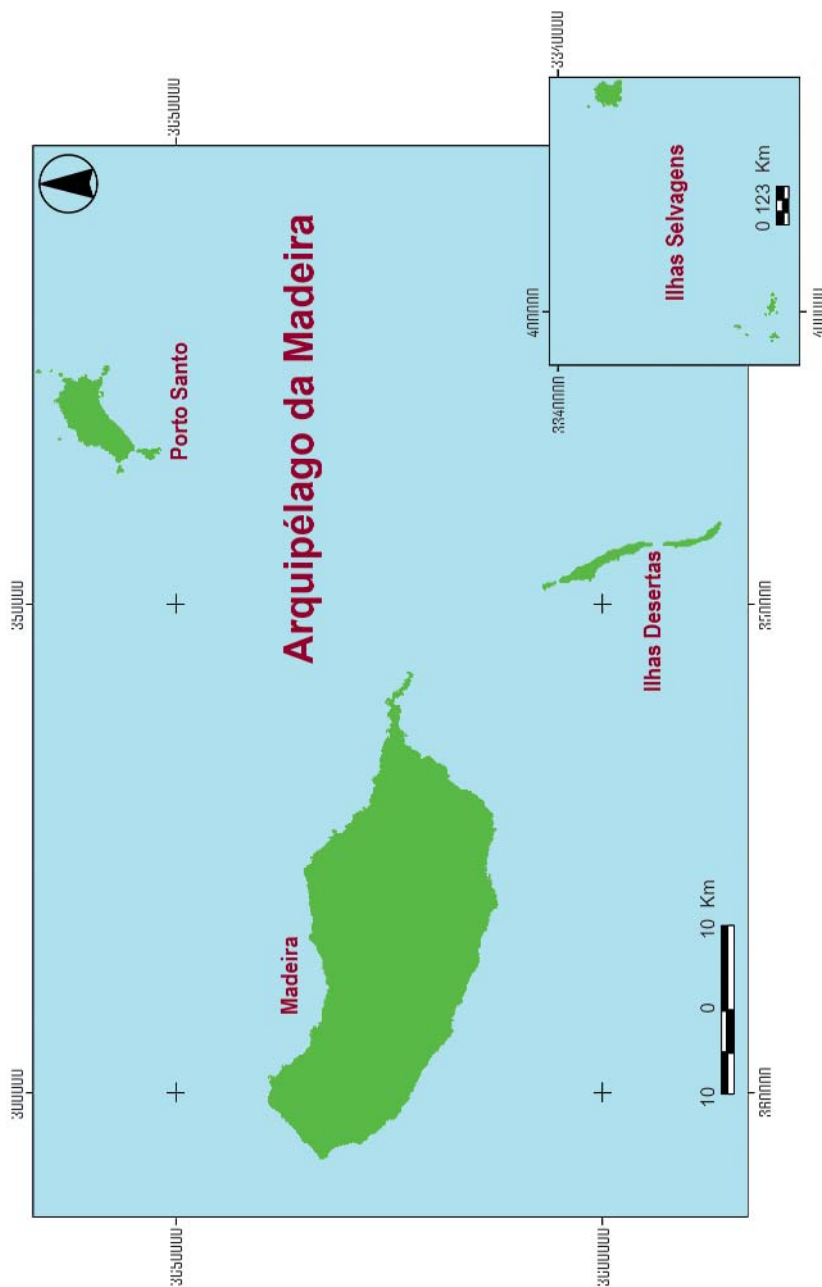
O controlo das espécies invasoras em ambientes insulares e no caso concreto nos arquipélagos Macaronésicos, reveste-se de uma importância estratégica crescente para a Conservação da Natureza e para a gestão sustentável dos Recursos Naturais, exigências imprescindíveis ao bem-estar socio-económico das gerações futuras. A presente publicação constitui assim um levantamento inédito das espécies introduzidas com características invasoras e dos seus efeitos nos Arquipélagos dos Açores, Madeira e Canárias, exercício fundamental para o conhecimento, controlo e combate do problema.

Cabe-me por isso agradecer e saudar os autores desta obra e todos aqueles que participaram e contribuíram para a sua elaboração, pois só é possível evoluir e melhorar o nosso quotidiano se esse processo assentar no estudo e no conhecimento prévio da realidade, bem como na aplicação desse conhecimento no dia-a-dia. Assinalo igualmente o papel do Programa Comunitário INTERREG III B e dos parceiros do projecto BIONATURA (Dirección General del Medio Natural do Governo de Canárias, Agência

Regional da Energia da Região Autónoma dos Açores – ARENA e Direcção Regional de Ambiente do Governo Regional da Madeira), sem os quais não teria sido possível a edição deste livro.

A todos Bem Hajam,

João José Sales Fernandes Correia
Director Regional do Ambiente



PREFÁCIO

La riqueza del patrimonio natural que alberga la región biogeográfica de la Macaronesia europea es sobradamente conocida. Los archipiélagos de Azores, Madeira y Canarias poseen un elevado número de especies exclusivas que constituye un patrimonio único y singular que tenemos la responsabilidad de preservar.

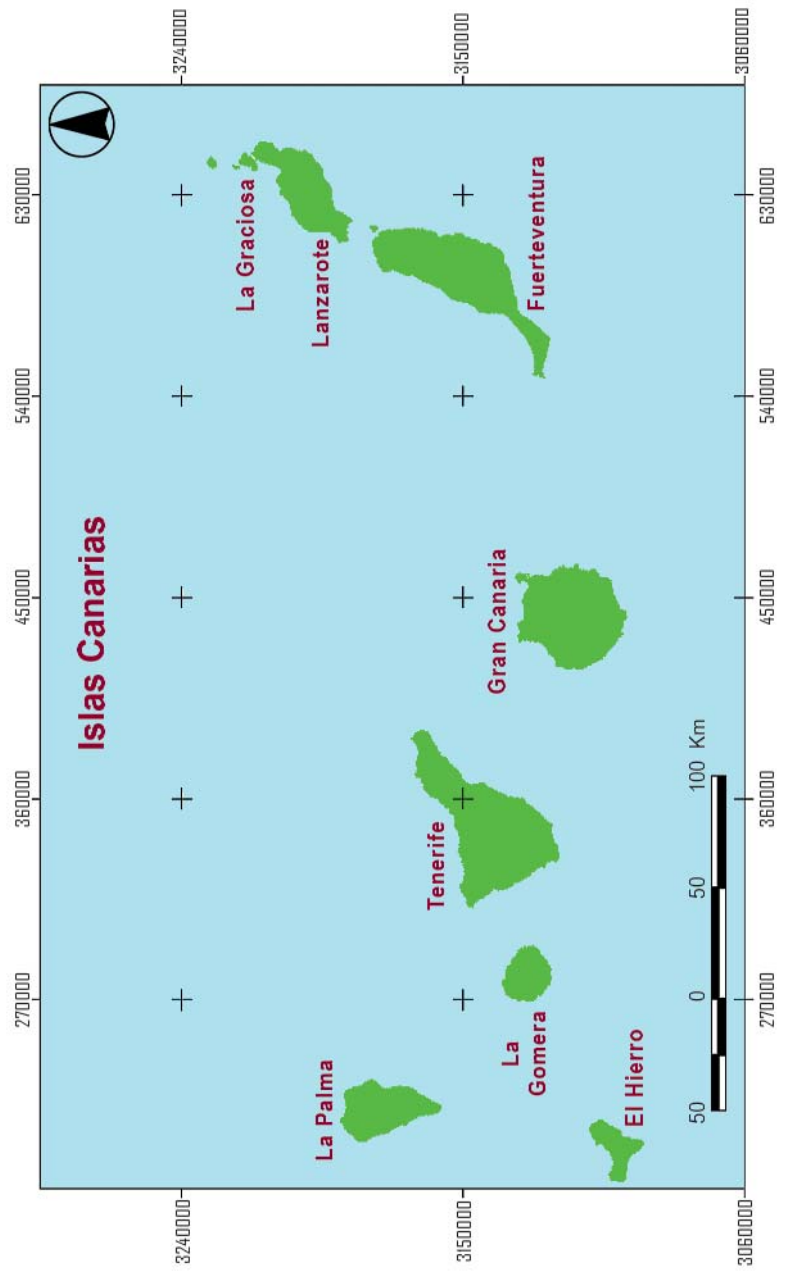
Entre las amenazas más importantes que se ciernen sobre la biodiversidad nativa está la introducción y establecimiento de especies exóticas invasoras, es decir, aquellas que se han asentado en un ecosistema o en un hábitat natural o seminatural, siendo agentes de alteración y amenaza para la conservación de la biodiversidad. En el caso de Canarias, la introducción de especies exóticas se inició con la llegada de los pobladores prehispánicos, incrementándose notablemente, a partir del siglo XV. Sin embargo, es en el siglo XX, concretamente a partir de 1960 cuando se registra el mayor número de especies exóticas en el archipiélago. Actualmente, al menos 1.434 especies han sido introducidas en Canarias de las que 151 se consideran dañinas.

En este marco, el proyecto Interreg III-B “Bionatura” ha brindado la oportunidad histórica de hacer una puesta en común del conocimiento sobre las especies invasoras en los tres archipiélagos, de cuantificar su efecto sobre las especies nativas y los ecosistemas, así como de valorar la viabilidad de su control. En esta tarea han participado de manera entusiasta y, en muchos casos, desinteresada, técnicos de las administraciones públicas y especialistas en la biodiversidad de la Macaronesia.

Este libro es fruto de ese esfuerzo común en favor de la conservación de la biodiversidad propia de estos archipiélagos, que confiamos sirva de soporte para la adopción de políticas y normativas específicas que contribuyan al control de la amenaza que suponen las especies exóticas invasoras.

Francisco M. Martín León

Director General del Medio Natural del Gobierno de Canarias
Jefe de Fila del Proyecto Interreg III-B “BIONATURA”



INTRODUÇÃO

Estudos recentes demonstraram que na Macaronésia existem problemas significativos com espécies exóticas e, em particular, com aquelas consideradas como invasoras. Por exemplo, no Arquipélago dos Açores mais de 60% da flora vascular corresponde a espécies exóticas (Silva & Smith 2004, 2006). Várias plantas são actualmente consideradas como sérias ameaças à conservação da flora endémica dos Açores e das comunidades vegetais autóctones, mas também à conservação de espécies de aves, nomeadamente o priôlo (*Pyrrhula murina*) e de artrópodes (Borges *et al.* 2006). No Arquipélago da Madeira espécies como o rato preto (*Rattus rattus*) e o gato doméstico (*Felis silvestris catus*) têm um forte impacto negativo nas populações de aves nativas. Nas ilhas Canárias, aproximadamente 11% do biota terrestre corresponde a espécies introduzidas, e algumas das introduções mais recentes, ocasionaram um certo alarme social, como no caso da naturalização da cobra-real (*Lampropeltis getula*), na ilha de Gran Canaria.

No entanto, entre todas essas espécies exóticas, quantas são realmente consideradas como invasoras (*i.e.* para além de serem naturalizadas causam um impacto negativo no biota macaronésico)? Entre essas espécies, quais será possível controlar ou erradicar? Quais são as espécies consideradas como prioritárias em termos de acções e medidas de controlo, uma vez que causam um impacto mensurável mas ainda são passíveis de controlo ou mesmo de erradicação?

Por exemplo, nas Canárias, o esquilo-da-Barbária (*Atlantoxerus getulus*) é considerado como uma espécie exótica invasora (EEI) emblemática, mas qual é a sua real importância a nível macaronésico? A hortênsia (*Hydrangea macrophylla*), é um ícone turístico nos Açores, mas é actualmente também considerada como uma EEI. Qual é o impacto real das diferentes espécies de roedores existentes na Macaronésia?

Embora os impactos negativos sejam uma preocupação, devem considerar-se também os impactos positivos? Nomeadamente, várias espécies exóticas continuarão a desempenhar um papel importante na economia insular ou como espécies cinegéticas.

Este livro pretende responder a algumas destas questões para a região da Macaronésia europeia, numa primeira tentativa para apresentar a informação relativa às

EEI de uma forma sistemática. Trata-se de uma tarefa com algum grau de dificuldade devido às diferenças ao nível legislativo e ao tratamento geral atribuído às espécies exóticas invasoras nos diferentes arquipélagos.

Definiu-se e utilizou-se um conjunto de critérios para avaliar as espécies consideradas como naturalizadas e ocupando habitats naturais e semi-naturais. Um primeiro conjunto de critérios foi utilizado para avaliar os efeitos sobre a biodiversidade, seja de espécies seja de habitats, que estão a ser afectados pelas EEI. Um segundo grupo de critérios foi utilizado para avaliar as possibilidades de controlo ou erradicação das EEI analisadas. Neste segundo grupo de critérios também se incluíram itens que reflectem a importância social das espécies em causa. A aplicação dos dois conjuntos de critérios permitiu definir as EEI mais nocivas ao nível da Macaronésia e também ordená-las de acordo com a sua prioridade de gestão. Isto é de crucial importância, uma vez que, devido à dimensão do problema das EEI, não apenas na Macaronésia, mas a nível global, não é possível controlar todas as espécies exóticas. Os recursos terão que ser alocados, prioritariamente, para aquelas espécies que ainda é possível erradicar ou controlar com custos suportáveis. Embora a aplicação dos critérios tenha sido feita por peritos em cada uma das regiões, foi possível obter uma visão macaronésica global, após uma análise e um processamento cuidadoso dos dados originados em cada arquipélago, sendo este o principal objectivo do livro.

Este livro também é visto como uma ferramenta que contribuirá para aumentar o conhecimento geral acerca dos problemas relacionados com as EEI na Macaronésia. De facto, os ecossistemas insulares têm sido considerados como mais susceptíveis às invasões biológicas do que os sistemas continentais, devido à pequena escala insular dos arquipélagos, e a peculiaridades da flora e da fauna insulares que os torna mais susceptíveis a competidores, predadores e patogéneos vindos do exterior. No entanto, as ilhas, em particular as ilhas europeias, são importantes reservatórios de biodiversidade e a preservação deste património natural está actualmente, em boa parte, dependente da implementação de medidas de contenção das EEI.

INTRODUCCIÓN

Estudios recientes demuestran la existencia de problemas significativos con las especies exóticas en la Macaronesia y en particular, con aquellas consideradas como invasoras. A modo de ejemplo, en el archipiélago de Azores, más del 60% de la flora vascular corresponde a especies exóticas. Varias plantas son en la actualidad consideradas como serias amenazas para la conservación de la flora endémica de las comunidades vegetales de Azores o para determinadas especies de aves, como es el caso del camachuelo de Azores (*Pyrrhula murina*), y de los artrópodos (Borges *et al.* 2006). En el Archipiélago de la Madeira, especies como la rata negra (*Rattus rattus*) o el gato cimarrón (*Felis silvestris catus*) tienen un fuerte impacto negativo sobre varias especies de aves consideradas prioritarias para la conservación. En las Islas Canarias aproximadamente el 11% de la biota terrestre corresponde a especies introducidas y algunas de las más recientes, han ocasionado cierta alarma social, como en el caso de la naturalización de la culebra real (*Lampropeltis getula*) en la isla de Gran Canaria.

Sin embargo, entre las numerosas especies exóticas establecidas, ¿cuántas se podrían considerar en realidad como invasoras (además de ser naturalizadas originan un impacto negativo en la biota macaronésica)? De esas especies, ¿cuáles es posible controlar o erradicar?. ¿Cuáles son aquellas especies que se pueden considerar como prioritarias con respecto a la ejecución de actuaciones y medidas de control, una vez que se sabe que causan impacto y que además se considera que es viable su control o erradicación?.

Por ejemplo, en Canarias la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) es considerada como una especie exótica invasora (EEI) emblemática, pero ¿cuál es su importancia real a nivel macaronésico? La hortensia (*Hydrangea microphylla*) es un ícono turístico en Azores, sin embargo, en la actualidad también se le considera como una EEI. ¿Cuál es el impacto real de las diferentes especies de roedores exóticos existentes en la Macaronesia?

A pesar de que los impactos negativos constituyen una preocupación, ¿deberían considerarse también los impactos positivos? Por ejemplo, varias especies exóticas tienen, y muy probablemente, continuarán desempeñando un papel importante en la economía insular o como especies cinegéticas.

Este libro pretende responder a algunas de estas cuestiones para la región europea de la Macaronesia, siendo una primera tentativa para presentar la información sobre las especies exóticas de un modo sistemático. Sin duda, se trata de una tarea con cierta dificultad, debido fundamentalmente a las diferencias a nivel legislativo y al tratamiento general que, de estas especies, se hace en los diferentes archipiélagos.

Se han elaborado y utilizado un conjunto de criterios para evaluar cada una de las especies exóticas consideradas como naturalizadas en hábitats naturales o seminaturales en la Macaronesia. Un primer conjunto de criterios fue utilizado para evaluar los efectos sobre la biodiversidad, no sólo a nivel de las especies, como también de los hábitats que se encuentran afectados por las especies exóticas. Un segundo grupo de criterios ha servido para evaluar las posibilidades de control o erradicación de las EEI analizadas que reflejaron la importancia social de los taxones objeto de evaluación. La aplicación de los dos conjuntos de criterios ha permitido, por un lado, definir las EEI más nocivas de la Macaronesia, y por otro tras un proceso de análisis, ordenarlas según su prioridad de gestión. Este último aspecto es de crucial importancia debido a la dimensión de este problema, no sólo en la Macaronesia, sino a nivel global, por lo que no es viable (ni deseable) la implementación de medidas y actuaciones de control sobre todas ellas. Los recursos disponibles deberán ser destinados, prioritariamente, a aquellas especies cuya erradicación o control aún es posible con costos asumibles. Aunque la aplicación de los criterios fue realizada por expertos en cada una de las regiones, después de un análisis y de un procesamiento cuidadoso de los datos originados en cada archipiélago, ha sido posible obtener, además, una visión global para el conjunto de la Macaronesia, siendo éste, el objetivo primordial del libro.

Además, este trabajo pretende convertirse también, en una herramienta que contribuya a aumentar el conocimiento general sobre los problemas relacionados con las EEI en la Macaronesia. En este sentido, los ecosistemas insulares son considerados más susceptibles a las invasiones biológicas que los sistemas continentales. Ello es debido fundamentalmente, a la pequeña escala insular de los archipiélagos y a ciertas peculiaridades de la flora y de la fauna insulares que las convierte más vulnerables a los competidores, predadores y patógenos procedentes del exterior. No obstante, las islas, en particular las europeas, constituyen importantes bancos de biodiversidad, estando la preservación de este patrimonio natural, actualmente condicionado en buena parte, a la puesta en práctica de medidas efectivas de contención de las EEI.

INTRODUCTION

Recent studies have shown that Macaronesia has considerable problems with exotic species, particularly those considered as invasive. For instance, in the Azores more than 60% of the vascular plant flora consists of non-indigenous species (Silva & Smith 2004, 2006). Several plants are presently considered to be serious threats not only to the conservation of the Azorean endemic flora and native plant communities, but also to the conservation of bird species, namely the Azores bullfinch (*Pyrrhula murina*) and of arthropods (Borges *et al.* 2006). In Madeira Archipelago, species like the black rat (*Rattus rattus*) and the domestic cat (*Felis silvestris catus*) are known to have a strong negative impact on populations of native birds. In the Canaries, about 11% of the terrestrial biota corresponds to alien species, and some recent introductions originated some social alarm, namely the recent naturalization of a species of snake (*Lampropeltis getula*) in Gran Canaria.

However, of the considerable number of introduced species, how many are considered as really invasive (i.e. they are not only naturalized but are presently causing a negative impact on the Macaronesian biota)? Among those species, which are amenable to control or eradication? Which species should be considered priorities for control actions and other measures because they are causing impact but are still possible to control or eradicate?

For instance, in Canaries the Barbary ground squirrel (*Atlantoxerus getulus*) is considered an emblematic invasive alien species (IAS), but is it the top-ranking invader in Macaronesia? French Hydrangea (*Hydrangea macrophylla*) is a touristic icon in the Azores, but is now also considered as an invasive alien species. What is the real impact of the different species of alien rodents in Macaronesia?

Although negative impacts have been a concern, should positive impacts also be considered? For example, several alien species still have and will most probably continue to have an important role in the islands' economy or as game species.

This book aims to answer some of these questions. It is a first attempt to present information regarding alien species in the European region of Macaronesia in a systematic way. Undoubtedly, this is a difficult task, due to differences regarding legislation but also to the differences in the general treatment given to IAS in the different archipelagos.

A standard set of criteria was designed and applied to those species considered as naturalized and occupying natural and semi-natural habitats. A first set of criteria was used to score the effect on biodiversity values, in terms of species and habitats, which are being affected by the invasive species. A second set of criteria was used to score the feasibility of control or eradication of the invasive species. In this second set of criteria we also included items reflecting the social importance of the species concerned. The application of both sets of criteria has allowed identification of the most noxious IAS in Macaronesia and also the ranking of those species according to a management priority. This is of considerable importance, since, due to the large scale of the IAS problem not only in Macaronesia but globally, it is not possible to control every introduced species. Resources will have to be allocated to those species that are still possible to control or eradicate with sustainable costs. Although the criteria were applied by experts from each archipelago, a global Macaronesian approach was possible after a thorough analysis and careful treatment of the data from each archipelago, this being the main objective of the book.

This book is also intended to serve as a tool to raise awareness of the problem of IAS. In fact, island ecosystems have been considered as more susceptible to IAS than continental systems, largely due to the small scale of the islands and to peculiarities of island biota which make them more susceptible to foreign competitors, predators and pathogens. However, islands, particularly European islands, are important hotspots for biodiversity, and the preservation of this natural heritage is currently also dependent on the implementation of effective measures to contain IAS.

As invasões Biológicas

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Curtis Daehler³

¹ CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

² Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

³ Botany Department, University of Hawaii at Manoa, Honolulu, Hawaii, USA.

Introdução

A introdução de espécies exóticas e sua naturalização é hoje considerada como um dos mecanismos responsáveis pela alteração global da biosfera, originando modificações profundas na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas, uma homogeneização dos biota, uma redução da biodiversidade e a extinção de espécies endémicas (Huenneke 1997, Williamson 1996, Lodge 1993, Vitousek 1990, Vitousek *et al.* 1987).

As invasões biológicas e as introduções de espécies fascinam os biólogos há já longa data. Darwin, em 1859, no seu livro “A Origem das Espécies”, referia o facto de alguns animais domésticos, levados da Europa pelos navegadores, uma vez introduzidos na América e na Austrália, se terem multiplicado muito rapidamente, por vezes pondo em causa a sobrevivência das espécies autóctones.

Uma **invasão biológica** ocorre quando um organismo, de qualquer tipo, se estabelece num local para além da sua área de distribuição (Williamson 1996), ou seja, quando uma espécie coloniza e persiste numa área onde até então não havia habitado (Shigesada & Kawasaki 1997).

Existe, no entanto, alguma heterogeneidade no conceito de invasora. Por exemplo, Usher (1991), apresenta as seguintes definições: i) espécie introduzida - transportada intencional ou acidentalmente por acção humana, para uma zona fora da sua área de distribuição geográfica; ii) espécie invasora - espécie introduzida que aumenta o efectivo e a área ocupada na nova região, sem intervenção humana.

No entanto, deste modo, as invasões biológicas naturais não teriam enquadramento. Alternativamente, é possível utilizar o conceito de invasora como um critério geográfico, significando que uma nova área ou habitat foi colonizado; e, por outro lado, estabelecer várias fases do processo de invasão (Richardson *et al.* 2000).

Outros autores consideram como invasoras apenas aquelas espécies exóticas que colonizaram ecossistemas naturais ou semi-naturais (Cronk & Fuller 1995). Será talvez uma visão demasiado restrita, uma vez que as espécies introduzidas num habitat mais ou menos alterado podem, posteriormente, colonizar ecossistemas menos sujeitos à acção humana.

Por outro lado, Rejmánek (1995) separou os conceitos de invasora, infestante e colonizadora. Uma **infestante** (ou uma praga) é uma espécie que interfere negativamente com as actividades ou aspirações humanas, podendo ser nativa ou introduzida. Uma espécie **colonizadora** surge nas fases iniciais da sucessão ecológica, sendo posteriormente substituída - é a única categoria definida por características biológicas - podendo ser introduzida ou autóctone. Uma **invasora**, segundo o autor citado, é uma espécie proveniente de outras regiões, tratando-se de uma definição geográfica.

Ao longo da escala temporal geológica, a distribuição das espécies na superfície da Terra tem sido afectada por **alterações climáticas ou geomorfológicas de larga escala** (Vermeij 1991). Acompanhando essas alterações, as invasões biológicas têm sido uma componente importante do processo evolutivo, ao longo da história geológica, e incluem desde pequenas variações na área de distribuição de uma espécie, até invasões de dimensão continental (Huenneke 1997, Williamson 1996, Fryer 1991).

Depois do final da **última glaciação quaternária** (há 10000 a 15000 anos), o desenvolvimento das **actividades humanas** (agricultura, comércio, viagens intercontinentais) originou alterações consideráveis no ambiente global e estimulou o transporte de organismos vivos para novas áreas, propositada ou acidentalmente, com um aumento da incidência das invasões biológicas e a extinção de espécies nativas (Shigesada & Kawasaki 1997). Desde os primórdios da actividade agrícola que os humanos são um importante factor biogeográfico, influenciando e acelerando a expansão das plantas comensais (Le Floch 1991). Algumas dessas espécies foram introduzidas intencionalmente com fins alimentares, medicinais, ornamentais enquanto que outras são introduções acidentais, importadas como contaminantes agrícolas ou através de outros meios (Rejmánek *et al.* 1991). Isto é, as primeiras introduções associadas às actividades humanas ocorreram durante a Pré-história, incluindo o Paleolítico (Austrália), mas também ao longo da Antiguidade Clássica (Mediterrâneo); sem dúvida, trata-se de um evento generalizado a várias regiões, incluindo o Atlântico assim como o Pacífico (ver Capdevila *et al.* 2006).

No **século XVI**, a civilização europeia promoveu uma larga troca de seres vivos com as zonas tropicais, particularmente com as ilhas. Mais tarde, o grande desenvolvimento dos jardins botânicos, especialmente a partir de Inglaterra, levou à constituição de uma rede que facilitou uma troca mais sistemática de espécies entre regiões (Cronk & Fuller 1995). De facto, o século XVII foi um marco importante no processo de aclimação de espécies exóticas (Capdevila *et al.* 2006).

No **século XIX**, o padrão de colonização e comércio levou a um fluxo de espécies a partir da Europa e à criação de um número elevado de sociedades dedicadas à aclimação de espécies exóticas. No século XX, os meios de transporte aumentaram tanto em velocidade como em termos de capacidade de transporte de organismos vivos. Actualmente, porém, os fluxos comerciais são mais vastos e mais rápidos, e as espécies viajam em todas as direcções. **A maior parte das invasões biológicas são agora originadas pelas actividades humanas** (Williamson 1996). Mesmo em alguns casos em que se considera a invasão como natural, conclui-se depois que a expansão se deu, muito

provavelmente, devido a alterações no habitat provocadas pela acção humana (McCulloch & Stewart 1998). A imigração de novas espécies pela acção humana é mais rápida e extensa do que a causada pelos animais, pelo vento e pelas correntes marinhas (Mooney 2005, Raunkjaer 1936).

Apesar da existência de sistemas de quarentena, a expansão da população humana, o desenvolvimento de caminhos de ferro e a proliferação de estradas e veículos automóveis, as movimentações do solo, o comércio de espécies hortícolas e a fuga de exemplares de jardins, proporcionaram numerosas oportunidades para a introdução e dispersão de organismos vivos (Ernst 1998, Hodkinson & Thompson 1997, Rejmánek *et al.* 1991). Além disso, as áreas onde os ecossistemas naturais são directamente alterados pelas actividades humanas encontram-se em constante expansão, facilitando a invasão por espécies até aí mal sucedidas (Shigesada & Kawasaki 1997). Consequentemente, a taxa de introduções aumentou para valores sem precedentes (Huenneke 1997).

Os problemas relacionados com a invasão e a propagação das espécies, não têm um interesse meramente académico, mas revestem-se de uma grande importância para a **sociedade humana** (Mooney 2005). A maioria das espécies invasoras não tem sucesso; no entanto, o efeito cumulativo das espécies que de facto se tornam invasoras é grande. De facto, um número considerável de espécies invasoras tornou-se praga ou infestante, provocando prejuízos na agricultura, na pecuária e na silvicultura, e dificultando a gestão das áreas protegidas (Williamson 1996).

Para além disso, em alguns casos, é difícil resolver os problemas criados com a introdução de uma espécie, porque esta pode ser encarada como nociva por um sector da sociedade, mas como benéfica por outro sector. Assim, haverá que procurar estratégias de gestão destas espécies que satisfaçam os vários interesses da sociedade, o que nem sempre será fácil.

O **processo de invasão** varia de acordo com múltiplos factores, nomeadamente as características da espécie invasora, as características do ecossistema invadido, e as interacções com as espécies nativas (Lockwood *et al.* 2006). A maioria das invasões ocorre em habitats afectados pelas actividades humanas, particularmente, naqueles que são sujeitos a distúrbios acentuados, mas isso pode apenas reflectir o facto das espécies serem mais facilmente transportadas para esses locais (Williamson 1996). Sem dúvida, também ocorrem invasões em ecossistemas naturais, sujeitos a distúrbios naturais, sendo este o ponto central deste livro.

Em biologia das invasões, poderá ser útil abordar algumas questões gerais (Shigesada & Kawasaki 1997): quais as condições necessárias para que ocorra uma invasão; qual o modo como a invasão progride espacialmente e a que taxa; quais as características de um ecossistema sujeito a introduções sucessivas; quais as espécies que se tornarão invasoras; que tipo de habitat é mais susceptível a uma invasão em particular; qual o impacte causado pelo invasor no biota autóctone? No entanto, as previsões quanto ao resultado de uma nova invasão são pouco consistentes e pouco fiáveis (Williamson 1999).

Enquanto que as alterações globais de origem humana levaram ao declínio de muitas espécies, provocaram também a proliferação de muitas outras, originando por vezes

impactes consideráveis nas populações ou nos ecossistemas nativos. Apesar disso, a investigação em biologia da conservação agiu, em grande parte, isolada da biologia das invasões. A partir do momento em que se começou a defender a conservação de ecossistemas e não apenas de espécies ou populações, as espécies invasoras passaram a ter um interesse inerente à biologia da conservação. Isto levou a que a “ciência da raridade” se aliasse à “ciência da agressividade” (Parker & Reichard 1998).

A complexidade do estudo das invasões biológicas será ainda acrescida pela interacção deste fenómeno com todas as restantes alterações globais da biosfera (Huenneke 1997), nomeadamente, aumento da concentração de CO₂ na atmosfera, aumento da radiação ultravioleta, alterações no clima, poluição por sulfatos, aumento da deposição de nitratos, fragmentação dos habitats, alteração no regime de distúrbios (fogo, hidrologia, etc.) e alteração das interacções bióticas.

Conceitos e definições

A questão, talvez mais importante, em biologia das invasões é a de determinar o que permite que uma espécie invada um ecossistema em particular (Parker & Reichard 1998). No entanto, questões mais básicas estão ainda pouco clarificadas. Por exemplo, em relação às plantas invasoras, Heywood (1989) alerta para o facto de, em muitas floras, não se explicitarem os motivos por que se considera uma espécie como autóctone ou introduzida, parecendo que esse critério foi copiado de autores anteriores ou baseado na intuição. De facto, é muitas vezes difícil distinguir entre nativas e introduzidas, entre casuais e naturalizadas. Para além disso, o número de termos utilizados é considerável: indígenas, nativas, autóctones, exóticas, importadas, introduzidas, não indígenas, alienígenas, arqueófitos, neófitos, etc. (ver Capdevila *et al.* 2006 para uma discussão recente).

A escala a que se considera a invasão tem igualmente variado. Uma espécie invasora pode ser nativa da região geográfica ou do país em questão, mas não da comunidade biológica em causa (Heywood 1989). A invasão de novas comunidades dentro da área de distribuição geográfica natural de uma espécie deve ser reconhecida, uma vez que o seu impacto pode ser tão sério como o das invasoras introduzidas mais nocivas (Rose 1997a).

Alguma desta confusão na definição de invasora poderá advir do facto de uma invasão biológica ser um **processo dinâmico** e não um acontecimento ou episódio localizado, ao longo do qual a população invasora atravessará várias fases (Deacon 1991). Assim, o processo de invasão tem sido dividido em várias fases (Figura 1).

Após a introdução, muitas espécies apresentam uma fase de latência relativamente longa, durante a qual o seu efectivo se mantém mais ou menos constante (Le Floch 1991). Alguns ambientes podem funcionar como refúgios, a partir dos quais uma espécie pode emitir os seus propágulos, quando as condições se tornarem favoráveis.

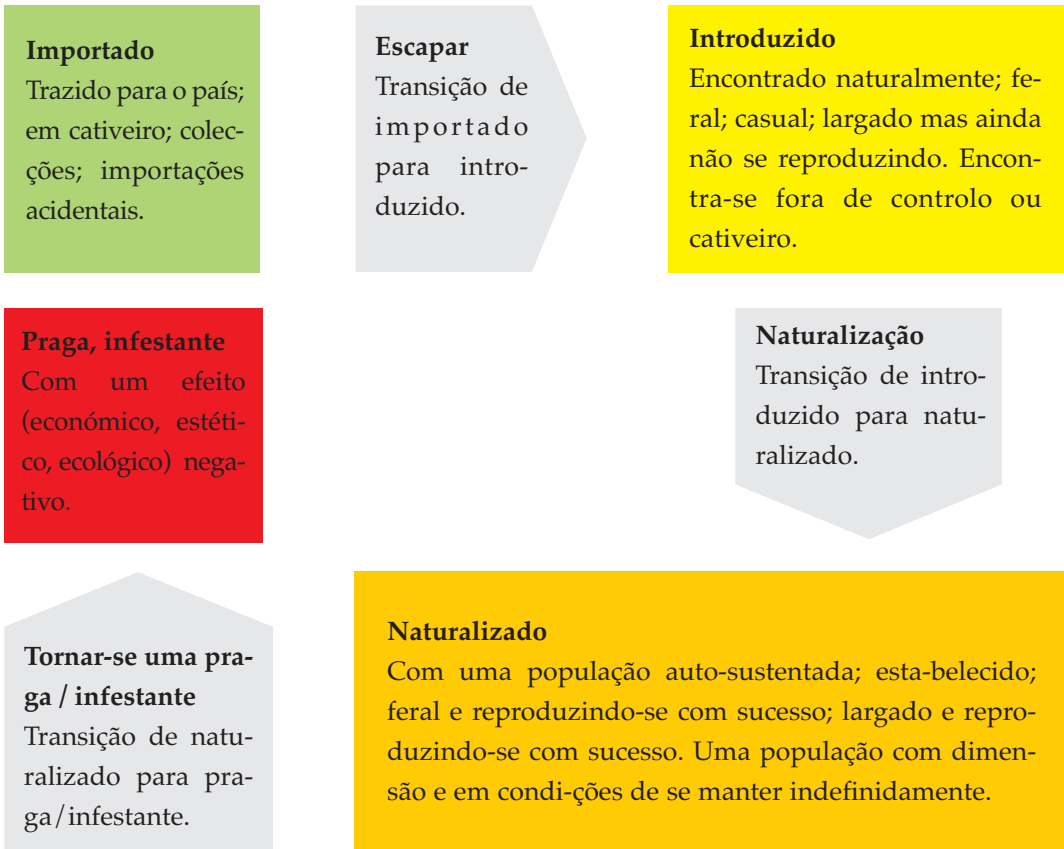


Figura 1. Estádios e transições no processo de invasão, no caso das invasões biológicas originadas pelas actividades humanas (baseado em Williamson 1996).

Uma vez naturalizada, a espécie pode entrar numa fase de expansão (Ribera & Boudouresque 1995): i) expansão ecológica - ocupação de diferentes biótopos; ii) expansão geográfica - aumento da sua área de distribuição.

Uma regra geral é a de que cerca de 10% das espécies introduzidas se tornarão naturalizadas, enquanto que 10% dessas se tornarão nocivas (Smith *et al.* 1999, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Leach 1995). Este valor serve de orientação geral, sendo comum que estes valores oscilem entre 5-20% (Williamson 1996).

Presentemente, as definições da União Internacional Para a Conservação da Natureza (IUCN), consideram que o termo invasor só se deve aplicar aquelas espécies que têm um impacte negativo na biodiversidade, constituindo a base para as definições utilizadas pela Convenção para a Diversidade Biológica (CBD). Neste livro, considerando como interesse fundamental a gestão, serão seguidas as definições básicas propostas pela CBD e a IUCN (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1. Comparação entre algumas definições relativas às espécies exóticas invasoras, de acordo com a IUCN e a CBD.

<p>IUCN Espécie nativa: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior que ocorre dentro da sua área natural e de dispersão potencial.</p>
<p>IUCN Espécie exótica: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior que ocorre fora da sua área natural e de dispersão potencial, incluindo qualquer parte, gâmeta, ou propágulo que possa sobreviver e reproduzir-se.</p>
<p>CBD Espécie exótica: uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior introduzida fora da sua área de distribuição natural, incluindo qualquer parte, gâmeta, semente ou propágulo que possa sobreviver e subsequentemente reproduzir-se.</p>
<p>IUCN Espécie exótica invasora: espécie exótica que se estabelece num ecossistema ou num habitat natural ou semi-natural, sendo um agente de alteração e ameaça para a biodiversidade nativa.</p>
<p>CBD Espécie exótica invasora: espécie exótica cuja introdução e/ou difusão ameaça a diversidade biológica.</p>

Espécies invasoras

Embora as **características** das espécies invasoras tenham sido amplamente estudadas, nenhuma investigação demonstrou a capacidade de prever, com confiança, o resultado de uma invasão específica.

De facto, ainda há dúvidas de que o estudo das características ligadas ao sucesso ou ao insucesso das espécies invasoras seja útil na previsão do resultado de uma invasão particular (Williamson 1999, Simberloff 1989, Noble 1989). Para além disso, uma espécie pode tornar-se invasora sem alterar as suas características, apenas devido a alterações no seu habitat. Assim, as características invasoras poderão funcionar como indicadores de risco e não como previsores definitivos.

Tabela 2. Comparação entre algumas definições relativas à introdução de espécies, de acordo com a IUCN e a CBD.

IUCN Introdução: o movimento, por um agente humano, de uma espécie, subespécie ou <i>taxon</i> inferior, incluindo qualquer parte, gâmeta, ou propágulo que possa sobreviver e reproduzir-se, fora da sua área natural.
CBD Introdução: o movimento, por acção humana, indirecta ou directa, de uma espécie exótica fora do seu ambiente natural.
IUCN Introdução intencional: uma introdução efectuada de forma deliberada pelos humanos.
CBD Introdução intencional: movimento e/ou libertação deliberada, realizada por seres humanos, de uma espécie exótica fora do seu ambiente natural.
IUCN Introdução não intencional: uma introdução que resulta do uso que uma espécie faz dos humanos ou dos seus sistemas de distribuição, como vectores de dispersão, fora da sua área natural.
CBD Introdução não intencional: outros tipos de introdução não intencionais.

No caso dos **insectos**, a taxa de crescimento populacional, os hábitos alimentares, a amplitude dos intervalos de tolerância para os factores ambientais, a dimensão e a capacidade de dispersão, poderão ser importantes, mas não conclusivos, como indicadores da capacidade de invasão (Simberloff 1989).

Em relação aos **vertebrados**, foi sugerido que a comparação de espécies próximas, com diferentes níveis de sucesso, poderia trazer algumas ideias de análise (Ehrlich 1989). No entanto, espécies próximas podem ter níveis de sucesso muito diferentes e enquanto que uma pode ser invasora com sucesso, a outra pode ser uma espécie rara (Wade 1997, Williamson 1996). Ao nível dos vertebrados, os invasores tendem a ser originários de zonas continentais, extensas e não isoladas (Brown 1989).

Houve também tentativas para resumir as características das **plantas** invasoras (Baruch *et al.* 2000, Reichard 1997, Rejmánek, 1995, Ramakrishnan 1991, Noble 1989). Algumas dessas características incluem: árvores que atingem mais de 3 m de altura, (o que

engloba muitas plantas perenes); mecanismos eficazes de dispersão a curta e longa distância (através de aves, mamíferos, vento, água); maturidade precoce, elevada produção de flores, frutos e sementes com uma grande longevidade; reprodução vegetativa; elevada taxa de assimilação de carbono; tolerância ao ensombramento; adaptações para o fogo; capacidade de aclimação ou plasticidade; produção de substâncias secundárias que são repelentes para os herbívoros.

Em relação às **plantas aquáticas** invasoras, foram sugeridas as seguintes características (Ashton & Mitchell 1989): reprodução vegetativa rápida; capacidade de regeneração a partir de fragmentos; independência parcial ou total em relação à reprodução sexuada; dispersão pelas actividades humanas; uma morfologia que resulta na maior área fotossintética possível, ocupando toda a superfície da água ou a zona eufótica; independência em relação ao substrato e ao nível da água; plasticidade morfológica e reprodutora; produção de um grande número de pequenas sementes.

Também foi sugerido que poderá existir uma relação entre o sucesso de uma espécie como invasora e a sua abundância e/ou a sua área de distribuição no habitat autóctone, ou com o número de zonas climáticas e o número de continentes invadidos (Le Floch 1991). Em várias situações, verificou-se que o **sucesso prévio como invasora** em outras regiões seria um importante atributo de um invasor bem sucedido (Maillet & Lopez-Garcia 2000, Goeden 1983). Isto poderá sugerir que a biologia do invasor seria mais importante do que as características particulares da comunidade invadida. No entanto, cada característica deve ser avaliada tendo em conta um habitat particular onde a invasão poderá ocorrer (Noble 1989). É o ecossistema invadido, tanto quanto as características da invasora que determinam o sucesso ou o insucesso. Também se considera que as espécies invasoras em habitats naturais poderão não depender dos mesmos factores que são importantes nas áreas alteradas (Parker & Reichard 1998). Em relação à genética, as espécies invasoras têm demonstrado um largo espectro de características (Williamson 1996).

No estudo das invasões, uma consideração cuidadosa do **habitat**, além de um estudo da história de vida do potencial invasor, poderão levar a conclusões mais sólidas do que a utilização de modelos preditivos baseados apenas nas características da espécie invasora (Noble 1989, Simberloff 1989). É improvável que sejamos capazes de fazer previsões acerca de uma invasão por uma espécie em particular (Milberg *et al.* 1999, Brown 1989, Ehrlich 1989). Em conclusão, a questão relativa à existência de um conjunto particular de características que estarão presentes numa invasora bem sucedida, poderá não ser pertinente, porque os factores que tornam uma bactéria uma invasora com sucesso, dificilmente se aplicarão a um peixe, e as razões que levam diferentes peixes ao sucesso podem ser completamente diferentes (Fryer 1991). Apesar do estudo das características que favorecem a invasão não ter atingido conclusões concordantes, a aplicação de modelos estatísticos a bases de dados que incluem espécies invasoras com e sem sucesso, geraram alguns protocolos de previsão com elevado nível de sucesso (Parker & Reichard 1998), incluídos no que actualmente se designa por **análise de risco**.

O habitat invadido

As **barreiras** que se opõem à invasão de um habitat por uma espécie exótica incluem factores abióticos e bióticos: competição com as espécies estabelecidas; acção de inimigos naturais no novo habitat; ausência de organismos co-adaptados (polinizadores, dispersores); os extremos e a sazonalidade do clima; o regime de distúrbios naturais; e a composição química do substrato (Simberloff & Von Holle 1999, Williamson 1996, Heywood 1989, Rejmánek 1989).

Uma das questões que se coloca em biologia das invasões é a possibilidade de existirem ecossistemas mais vulneráveis à invasão (Rejmánek *et al.* 1991). A “**invasibilidade**” é definida como o grau de susceptibilidade de uma comunidade ao estabelecimento de espécies externas, quer sejam indígenas ou não (Lavorel *et al.* 1999). Os dois factores mais geralmente referidos como influenciando o grau de susceptibilidade de uma comunidade são a riqueza específica e o regime de distúrbios (Williamson 1996, Simberloff 1989). A ideia de que as **ilhas** e os habitats alterados são mais facilmente invadidos, baseia-se no pressuposto de que habitats com um menor número de espécies serão mais susceptíveis às invasões (Simberloff & Von Holle 1999, Wiser *et al.* 1998, Brown 1989, Vitousek & Walker 1989, Moore 1979). No entanto, os estudos empíricos têm apresentado resultados contraditórios (Lavorel *et al.* 1999). Para além disso, a diferença em relação às ilhas será menos uma questão de vulnerabilidade, mas uma combinação de poucas espécies nativas, maior proporção do habitat alterado, e um maior entusiasmo para a introdução de exóticas no passado (Williamson 1996). Além disso, as espécies continentais invadem comunidades insulares mais facilmente do que *vice-versa*, apenas porque podem ter mais oportunidades para tal (Simberloff 1989). Por outro lado, as comunidades poderão ser mais facilmente invadidas por espécies pertencentes a um tipo diferente (grupo funcional), não previamente representado (Lavorel *et al.* 1999, Wiser *et al.* 1998, Deacon, 1991). Nas ilhas, tem-se verificado uma resistência mínima à invasão por certos grupos, capazes de explorar assim novos nichos ecológicos (Tabela 3).

Um outro factor importante no desenrolar das invasões biológicas será o **regime de distúrbios**, endógenos ou exógenos (Baruch *et al.* 2000, Di Castri 1991). Distúrbio é qualquer evento, relativamente discreto no tempo, que causa uma ruptura na estrutura do ecossistema, comunidade ou população e altera os recursos, a disponibilidade em substrato ou o ambiente físico (Hobbs 1989). Entretanto, não há completo acordo em relação à necessidade de ocorrerem distúrbios para que haja invasão. Vários autores consideram que as aberturas no coberto vegetal, associadas a distúrbios naturais ou antrópicos, são o factor mais importante na promoção das invasões por espécies introduzidas em comunidades naturais e semi-naturais (Dietz *et al.* 1999, Duggin & Gentle 1998, Parker & Reichard 1998, Paynter *et al.* 1998, Gentle & Duggin 1997, Rose 1997, Williamson 1996, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

No entanto, as regiões e os ecossistemas submetidos a longos períodos de perturbação contínua ou intermitente, são mais resistentes à invasão, e algumas das espécies que os constituem são consideradas como tendo elevado potencial invasor (*e.g.*

as da zona mediterrânica). Para além disso, mesmo habitats considerados como pouco alterados pelo homem, como sejam as reservas naturais, são sujeitos a invasões (Usher 1991). O único grupo de reservas naturais que parece não apresentar espécies introduzidas corresponde às Áreas Protegidas Marítimas do Antártico (Usher 1991).

Tabela 3. Factores na base de uma possível susceptibilidade das ilhas oceânicas às invasões biológicas (baseado em Loope & Mueller-Dombois 1989).

Evolução dos organismos insulares em isolamento

- Reduzido número de espécies, menor competição.
- Ausência de grandes herbívoros.
- Ausência de formicídeos, roedores, mamíferos carnívoros, répteis, anfíbios, e de doenças.
- “Desarmonia” na flora e na fauna: ausência ou rarefacção de famílias vegetais e ausência de ordens de insectos.
- Dependências para a germinação e polinização.
- Reduzida intensidade e frequência de fogos.
- Ausência de inimigos naturais generalistas.

Modificações antrópicas dos ambientes insulares

- Antiguidade da colonização pelo Homem, levando a uma longa história de introduções.
- Pequena área em relação ao potencial para suportar uma população humana considerável.
- Área relativamente grande dedicada à agricultura, à caça e a outras actividades.
- Contacto com os povos ocidentais - estão no cruzamento do tráfego intercontinental.
- Devido à pequena dimensão, a exploração dos ecossistemas e as alterações causadas estendem-se a toda a ilha; a dispersão é rápida, existindo várias comunidades diferentes mas espacialmente muito próximas.

Outros factores que podem estar relacionados com a susceptibilidade à invasão incluem a fragmentação do habitat (Suarez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992), o estado sucessional da comunidade, com os estados iniciais e os ecótonos considerados como mais susceptíveis (Stromberg *et al.* 1997, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

Por outro lado, foi igualmente relacionada a fragmentação do habitat com uma maior susceptibilidade à invasão, quer por animais, quer por plantas (Suarez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992).

O estágio sucessional da comunidade pode ser mais ou menos susceptível à invasão, nomeadamente em sucessões secundárias (Byrne 1992). Uma diminuição da susceptibilidade ao longo da sucessão ecológica é em geral admitida, mas nunca foi quantificada (Stromberg

et al. 1997; Rejmánek 1989), podendo apenas reflectir um maior aporte de propágulos nas fases iniciais de uma sucessão secundária. Por outro lado, algumas invasoras podem encontrar nos ecótonos condições óptimas para a colonização (Ramakrishnan 1991).

Entretanto, muitos autores questionam se realmente há comunidades mais susceptíveis do que outras, devido a várias razões, incluindo diferenças ao nível da pressão de propágulos (Wiser *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Brown 1989).

Em geral, muitos **tipos diferentes de comunidades** foram invadidos em diferentes graus: zona temperada quente (+), zona subtropical, temperada fria, tropical (-) (Le Floch 1991); habitats méxicos (+), zonas áridas (savana, bosque seco) (-) (Stromberg *et al.* 1997, Rejmánek 1989); floresta tropical húmida (mais invadida em ilhas) (Whitmore 1991, Connant *et al.* 1997); comunidades complexas de peixes tropicais (Fryer 1991); zonas pantanosas e estuários (Philbrick *et al.* 1998, Turner *et al.* 1998); ambiente marinho – um vasto conjunto de animais e plantas, principalmente associados à água de lastro (Ruiz *et al.* 1997, Ribera & Boudouresque 1995).

As condições ambientais abióticas também foram referidas como afectando a invasão em diferentes comunidades: nutrientes do solo/água, nível de luz (Gentle & Duggin 1998, Madsen 1998, Wiser *et al.* 1998); precipitação (Lonsdale 1993); alterações na topografia ou na estrutura da paisagem (Hutchinson & Vankat 1998, Thomas 1998).

Também foi sugerido que as espécies introduzidas poderão interagir de um modo positivo, facilitando o seu estabelecimento mútuo. Neste caso, existiria uma sinergia que poderia originar um efeito superior ao da simples adição dos efeitos individuais das espécies isoladas. Esta hipótese foi denominada “fusão invasora” (Simberloff & Von Holle 1999). Como exemplo, há que referir a introdução de animais a qual poderá favorecer a dispersão de muitas plantas invasoras (Schiffman 1997).

Modelos preditivos

Um factor importante no sucesso de uma espécie invasora é a **pressão de propágulos**, o que se refere ao número e à frequência das introduções ao longo do tempo. Quanto mais propagada for uma espécie por acção humana, maior será a probabilidade de ser registada como introduzida ou estabelecida (Lockwood *et al.* 2005). Se os propágulos forem introduzidos de um modo repetido ou regular, tal poderá levar à naturalização, se existirem condições ambientais favoráveis (Le Floch 1991). Quanto maior for o número de propágulos, maior será a probabilidade de um estabelecimento bem sucedido: mais indivíduos implicam maior probabilidade de reprodução; maior probabilidade de encontrar um habitat favorável e de sobreviver a condições adversas do clima e à acção de parasitas e patógenos (Williamson 1996).

Por outro lado, **o acaso e o momento** em que ocorre a introdução, afectam o resultado da mesma. A chegada a um novo ecossistema é influenciada por vários acontecimentos e circunstâncias aleatórias (Crawley 1989), nomeadamente um efeito de fundador, a idade, o estado fisiológico, a probabilidade de morrer antes de ocorrer a reprodução, a

abundância dos inimigos naturais ou de vectores, a existência de refúgios, a fenologia dos recursos, e o estado sucessional.

Os atributos que aumentam a probabilidade de sucesso são conhecidos mas não é possível fazer previsões acerca de casos individuais (Maillet & Lopez-Garcia 2000). Assim, há poucas bases para prever o resultado de uma determinada introdução num habitat particular, de modo que, até ao final do **século XX** a biologia das invasões foi considerada como o estudo de **tendências gerais e de casos particulares**. O comportamento de introduções individuais é de algum modo imprevisível, uma vez que há diferenças importantes entre as ilhas de um mesmo arquipélago ou entre espécies de um mesmo género (Brown 1989).

No entanto, a **análise de risco** está já presente nos procedimentos obrigatórios, de rotina que determinam as decisões relativas às introduções intencionais e à escolha da estratégia de gestão mais eficaz, pelo menos em alguns países (Capdevila *et al.* 2006). Este tipo de análise pode ser utilizado para estimar o potencial invasor de uma espécie em particular, para avaliar o risco associado a diferentes vias de introdução, para avaliar a vulnerabilidade do sistema receptor, ou para avaliar espécies que deviam ser incluídas em listas brancas.

Neste livro, foi desenvolvida e aplicada uma análise de risco, relativamente às espécies invasoras na Macaronésia, já que incluiu uma série de itens ou subcritérios de estudo, que tendem a avaliar a capacidade invasora actual e futura das espécies consideradas.

Impacte

Estudos rigorosos acerca do impacte das invasoras têm sido dificultados porque, em geral, a investigação é desencadeada apenas depois da ocorrência de uma expansão considerável da invasora, e apenas para aquelas espécies que aparentam já causar algum impacte (Parker *et al.* 1999). Por outro lado, factores estéticos ou psicológicos podem distorcer a avaliação do impacte de uma invasora pelo público, acentuado-o se a espécie for inestética ou directamente nociva para o Homem, ou amenizado-o se a invasora for esteticamente atraente ou aparentar ajustar-se à comunidade invadida (Parker *et al.* 1999).

As espécies invasoras podem competir com as espécies nativas por recursos limitados, alterar o funcionamento do ecossistema e o regime de distúrbios (Parker & Reichard 1998). As invasões biológicas que alteraram profundamente os ecossistemas receptores, envolveram organismos com uma forma de vida não representada na comunidade, ou espécies invasoras que alteraram o regime de distúrbios (Parker *et al.* 1999, Walker & Smith 1997, Williamson 1996, Macdonald *et al.* 1989). O impacte de uma espécie invasora pode ser medido a cinco níveis (Parker *et al.*, 1999): ao nível genético; nos indivíduos; na dinâmica populacional; na comunidade; e no ecossistema. Mais concretamente, de acordo com o Livro Vermelho da IUCN (www.redlist.org), as EEI ameaçam 5,4% das espécies em perigo de extinção (1284 em 23675).

As invasões por mamíferos em ilhas foram igualmente problemáticas, nomeadamente nos casos em que ocorreu a introdução de **predadores** e de **herbívoros** de

grande porte, em ilhas onde não existiam anteriormente (Mack *et al.* 2000, Usher 1991). Em relação às ilhas, 27% dos mamíferos nativos em sistemas insulares extinguíram-se, após a colonização humana, com a introdução das espécies comensais (Alcover *et al.* 1998). De facto, os predadores introduzidos são a causa mais importante das extinções, nomeadamente, 42% do total das extinções de aves em ilhas (Brown 1989). Nas ilhas de Santa Helena e Ascensão e em várias ilhas dos oceanos Índico e Pacífico, foram introduzidos mamíferos herbívoros que eram deixados livremente nas ilhas, o que causou um impacte considerável na flora autóctone (Ramakrishnan 1991, Melville 1979, Rauh 1979). Espécies como o achigã (*Micropterus salmoides*), a gambúsia (*Gambusia* spp.), a cabra (*Capra* spp.), o rato (*Rattus* spp.), a raposa (*Vulpes vulpes*), e o gato (*Felis silvestris catus*), entre muitas outras, têm tido efeitos profundos nas faunas e floras dos ecossistemas receptores. Não há dúvida de que os impactes dos vertebrados exóticos em ambientes insulares, com faunas autóctones pobres, são em média maiores do que em zonas menos isoladas e com áreas maiores (Brown 1989, Macdonald *et al.* 1989). Do mesmo modo, em relação aos invertebrados, foram registadas diminuições na riqueza específica das espécies nativas, após a introdução de espécies exóticas, nomeadamente no caso das formigas e dos moluscos (Holway 1998b, Cole *et al.* 1992).

No que respeita às **plantas invasoras**, são conhecidos vários impactes (Tabela 4).

Tabela 4. Impactes das plantas invasoras nos sistemas terrestres invadidos (baseado em Pickart *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Turner *et al.* 1998, Blank & Young 1997, Duncan 1997, Wade *et al.* 1997, Walker & Smith 1997, Silva & Tavares 1995, Mitchell & Gopal 1991, Usher 1991, Williams & Timmins 1990, Macdonald *et al.* 1989, Vitousek & Walker 1989).

- Originam manchas monoespecíficas, excluindo a flora endémica e originando uma redução na diversidade.
- Alteram os mecanismos básicos de funcionamento do ecossistema, a produtividade, o regime hídrico, a escorrência e a erosão, a sedimentação e a geomorfologia, a evapotranspiração, a intercepção da chuva e a infiltração.
- Alteram o regime de distúrbios (fogos, deslizamentos de solo).
- Afectam o ciclo de nutrientes e a química do solo (fixação de azoto, consumo de nutrientes, adição de sais).
- Proporcionam novas fontes de alimento.
- Alteram a utilização do habitat invadido pela fauna, quer de vertebrados, quer de invertebrados.
- Levam ao declínio dos fungos micorrizais.
- Alteram a paisagem tradicional ou natural com que os humanos estão familiarizados.
- Obstruem caminhos e causam alergias.

Para além disso, as plantas invasoras podem cruzar-se com espécies indígenas próximas, e em alguns, casos o *taxon* introduzido e o híbrido podem crescer e dispersar mais rapidamente do que o *taxon* nativo (Paiva 1999, Vilà & D'Antonio 1998, Macdonald *et al.* 1989). No entanto, problemas de hibridação ocorrem não apenas em plantas, mas igualmente em animais, nomeadamente peixes, aves, mamíferos e insectos (Usher 1991, Macdonald *et al.* 1989). Sem dúvida, as plantas invasoras são potentes agentes de alteração ambiental às escalas local, regional e global (Turner *et al.* 1998). Por exemplo, a salvinia (*Salvinia molesta*) que coloniza cursos de água anteriormente sem plantas flutuantes; a tamargueira (*Tamarix* spp.), que com as suas raízes profundas coloniza locais onde as plantas nativas não têm capacidade de absorver água a níveis tão profundos do solo (DiTomaso 1998); a faia-das-ilhas (*Morella faya*) que no Havai invadiu os solos vulcânicos onde não havia plantas fixadoras de azoto (Vitousek & Walker 1989, Vitousek *et al.* 1987).

Foram também referidos impactes ao nível dos **ecossistemas aquáticos** (Tabela 5), devido à competição entre espécies, à predação e à alteração do habitat (Leach 1995).

Tabela 5. Impacte das invasões biológicas em sistemas aquáticos (baseado em Findlay *et al.* 1998, Madsen 1998, Strayer *et al.* 1998, Kolar *et al.* 1997, Mitchell & Gopal 1991, Ramakrishnan 1991).

Manchas densas de plantas invasoras:

- Reduzem as trocas de oxigénio e diminuem o oxigénio dissolvido;
- Aumentam a temperatura das águas;
- Aumentam as cargas internas de nutrientes;
- Originam uma redução da diversidade em macro-invertebrados e a uma redução no crescimento dos peixes;
- Alteraram os fluxos hídricos;
- Originam consequências graves ao nível social na circulação, pesca, irrigação, higiene, água potável e nas hidroeléctricas.

Invasões de sistemas aquáticos por bivalves ou por zooplâncton:

- Alterações nas abundâncias relativas do bacterioplâncton, do fitoplâncton e do zooplâncton;
- Alterações na qualidade da água;
- Alterações nas comunidades bentónicas;
- Alterações nas cadeias tróficas.

Em **reservas naturais** as invasões biológicas têm várias implicações, nomeadamente, o seu controlo absorve grande parte dos fundos, afectam as populações humanas dependentes, especialmente em sistemas aquáticos, e levam a uma redução da biodiversidade local (Usher 1991).

Em geral, não existe um sistema de quantificação e de comparação do efeito total das invasoras (Parker *et al.* 1999). Foi sugerido que um tal sistema devia incluir a área afectada, a abundância e o efeito individual da espécie invasora. Enquanto que os dois primeiros valores podem ser mais ou menos facilmente obtidos, o efeito não o será certamente. Enquanto que um **investigador** da biologia das invasões pretenderá medir o impacte com o fim de testar hipóteses acerca do funcionamento das comunidades ou dos ecossistemas, e acerca dos factores que inibem ou facilitam a invasão, um **gestor** de uma reserva natural terá necessidade de medir o impacte para identificar as espécies alvo e os locais onde é mais ajustado actuar com medidas de controlo (Parker *et al.* 1999). Williamson (1998) sugere alguns meios que permitem quantificar o impacte de plantas invasoras: registos de plantas problemáticas em reservas naturais; estimativas de custo das operações de controlo; a tendência média para ser considerada como invasora atribuída por um painel de peritos; número de registos em diferentes localidades.

Sem dúvida, as invasões biológicas também causam **impactes económicos**, em alguns casos, a uma escala considerável. Estes, incluem as perdas de produção ao nível das actividades humanas (agricultura, pecuária, pescas), prejuízos ao nível dos produtos armazenados e ao nível das infra-estruturas. Para além disso, os custos associados às acções de controlo devem também ser considerados. Isto incluirá todas as medidas de quarentena, detecção precoce, controlo e erradicação destas espécies. Globalmente, as EEI são responsáveis por perdas económicas da ordem das centenas de milhões de dólares em vários países (ver Capdevila *et al.* 2006). Além disso, na Europa, por exemplo, o investimento realizado através do programa LIFE, gerido pela União Europeia, ascendeu a centenas de milhões de Euros. Por outro lado, alguns autores consideram que muitas das epidemias que afectaram ou afectam a humanidade, são o resultado de invasões biológicas.

Apesar de tudo, alguns autores afirmam que apenas um número reduzido de invasões causaram extinções, e também que as introduções tendem a adicionar espécies e não a causar extinções (Wade 1997, Pimm 1989). Essa opinião poderá dever-se ao facto de que os reais efeitos de uma invasora na comunidade invadida são muitas vezes difíceis de avaliar, porque não existe informação de base acerca da estrutura inicial da comunidade e dos processos ecológicos em curso (Parker *et al.* 1999).

Prevenção

Ao longo da história da humanidade, várias razões e motivações justificaram a **introdução intencional** de espécies (Capdevila *et al.* 2006). Aquelas incluíam actividades económicas (agricultura, horticultura, espécies ornamentais, silvicultura – madeira, melhoramento do solo, controlo da erosão – pesca, caça, luta biológica contra pragas, etc.), actividades científicas e educacionais (jardins zoológicos, jardins botânicos, etc.) e motivos estéticos ou psicológicos (alteração da paisagem, animais de companhia, jardinagem, etc.). Na realidade, a qualidade de vida actual em muitos países depende em larga medida das espécies de plantas e animais que foram introduzidos. Esta dimensão humana é um

elemento essencial no momento de definir os mecanismos financeiros e penais que devem ser implementados para desencorajar as actividades económicas e as importações que envolvem elevados riscos (Jenkins 2001). Neste sentido, as cidades são os centros focais da economia global sendo por isso o ponto de entrada de muitas espécies exóticas, enquanto que a dispersão de muitas dessas espécies decorre através dos sistemas de transporte e ao longo de corredores (Capdevila *et al.* 2006).

Por outro lado, as **introduções acidentais** ocorrem através de vias diferentes (Capdevila *et al.* 2006). Estas vias incluem carregamentos de produtos agrícolas, madeira, flores, plantas e sementes; espécies incrustantes em embarcações; descarga das águas de lastro; importação de organismos vivos como vectores ou agentes de dispersão; “viajantes” acidentais em meios de transporte a longa distância (aeronaves, navios); antropocoria em veículos, equipamento, vestuário, calçado, etc.; mercadorias (contentores); material de embalagem (madeira, caixas, paletes, etc.).

Alguns autores (Capdevila *et al.* 2006) também consideram as **introduções negligentes**, quando não há o objectivo de estabelecer populações ferais ou naturalizadas, mas não se tomaram as medidas necessárias para evitar a fuga da espécie exótica. Exemplos incluem fugas a partir de unidades de criação de animais, jardins zoológicos, aquaculturas, aquários, etc., bem como a eliminação descuidada de plantas ornamentais.

Na regulamentação da entrada de espécies exóticas devem ser claramente separadas as importações de organismos a manter em cativeiro estrito (jardins zoológicos, laboratórios), das espécies que não serão mantidas em cativeiro estrito ou em quarentena. No primeiro caso, os riscos estão ligados à possibilidade de evasão dos organismos e à sua sobrevivência no ambiente externo. No segundo caso os riscos estão ligados aos possíveis impactes do organismo nos ecossistemas (Levin 1989). Adicionalmente, há também que considerar a importância das introduções acidentais e ilegais, já que muitas das invasões biológicas mais destrutivas ocorreram deste modo (ratos, térmitas, muitas infestantes e pragas agrícolas, mustelídeos libertados por organizações de defesa dos animais).

A emissão de **autorizações** para a importação de organismos baseou-se, quase inteiramente, em evitar a entrada de espécies reconhecidas como ameaças para a agricultura, horticultura, silvicultura, pecuária e saúde pública, negligenciando-se os impactes na flora e fauna nativas.

No caso das plantas, recorreu-se a **listas negras** de espécies que é proibido importar e a **listas brancas** de plantas ou órgãos vegetais que podem entrar. Para plantas que não fazem parte das listas seriam emitidas autorizações específicas. A filosofia de utilização de listas negras ou brancas é diferente: uma lista negra assume que a maior parte das introduções, excepto as listadas, será segura. A utilização de uma lista branca implica que as espécies listadas nunca serão um problema, mas que as espécies não listadas são um risco potencial. Porém, esta filosofia, mais restritiva, é de difícil aceitação por vários sectores: a indústria dos animais de estimação, os coleccionadores, os produtores de caça, os agricultores, os viveiristas, os aquariófilos e as aquaculturas. No entanto, poderá existir um compromisso para alargar as listas negras em conjunto com a utilização de listas brancas, ficando os restantes casos sujeitos a uma autorização especial (Tabela 6).

Tabela 6. Alguns princípios para a regulamentação das importações/introduções de seres vivos (baseado em Ribera & Boudouresque 1995, Levin 1989).

- Introduções deliberadas: autorização nacional (comité científico nacional e internacional).
- Demonstração, pela entidade interessada, da necessidade económica e da ausência de alternativas (espécies nativas).
- Avaliação dos riscos associados à introdução.
- Avaliação do destino provável e dos efeitos prováveis do material biológico.
- Construção de base de dados, incluindo: as características da espécie introduzida, os métodos de controlo e os objectivos da introdução.
- Não realizar introduções quando não existem estratégias de controlo viáveis.
- Estimular a aplicação de um código de boas práticas ao nível das importações.
- Responsabilização das entidades importadoras.
- Delimitação de regiões biogeográficas: controlo, descontaminação e quarentena do material biológico transportado entre regiões.
- Monitorização depois da largada.
- Um plano para contenção biológica ou física.
- Um plano para mitigar os possíveis efeitos secundários adversos.

Segundo Reichard (1997) a introdução de uma espécie devia ser proibida até ser demonstrado que esta apresenta uma baixa probabilidade de se tornar problemática. O importador devia pagar os custos da avaliação, como troca pelos direitos de importação durante um determinado período de tempo (Reichard 1997). Uma vez a espécie avaliada, seria incluída numa lista branca ou numa lista negra, o que serviria de orientação para pedidos futuros. Na Austrália surgiram problemas com o público e com os viveiristas, quando se propôs a proibição da utilização de certas espécies em jardins (Rose 1997b).

Vários autores têm sugerido que o papel das espécies indígenas, em termos de desenvolvimento sócio-económico, deve ser avaliado antes de se considerar a simples introdução de espécies exóticas (Usher 1991). A legislação pode tornar o controlo de determinada espécie como obrigatório, e proceder à sua regulamentação (Ashton & Mitchell 1989). No entanto, a proibição do uso de uma espécie será sempre um processo contencioso, e não deverá ser aplicado senão com bases sólidas. Em Portugal, foram proibidas a posse e venda do jacinto-de-água (*Eichornia crassipes*), através do Decreto-Lei 165/74 de 22 de Abril, mas foi difícil implementar esta medida (Paiva 1999).

A CBD requer que os estados contratantes, dentro do possível e apropriado, previnam as introduções e controlem ou erradiquem as espécies introduzidas que ameaçam os ecossistemas, os habitats ou as espécies autóctones. Existem muitos outros textos, emanados de várias entidades, mas que apenas funcionam como recomendações.

A Convenção Internacional para a Protecção das Plantas (CIPF), requer que as partes contratantes emitam certificados para a exportação de plantas, e autoriza os governos a banir a sua importação por motivos fitossanitários. Foi também produzida legislação ao nível da Comunidade Económica Europeia e da União Europeia, no sentido de aumentar as exigências fitossanitárias durante a circulação e importação de material vegetal (cf. Graça *et al.* 1993). Por outro lado, a Directiva Habitats (Directiva do Conselho 92/43/CEE), cujo objectivo é manter e restabelecer os habitats naturais e a flora e fauna silvestres, é algo inespecífica, referindo-se à regulação e possível proibição da introdução deliberada de espécies, mas não abordando as introduções acidentais. Até há muito pouco tempo, a legislação não previa, em geral, a necessidade eventual de aplicar medidas de controlo, no caso de existir fuga de seres vivos introduzidos.

Em **alguns países** as leis relativas à importação de espécies são mais abrangentes, nomeadamente na Alemanha, Suíça, Nova Zelândia e Austrália. No entanto, mesmo na Austrália, onde a legislação é muito rígida, continuam a naturalizar-se cerca de 20 a 30 espécies por ano (Ribera & Boudouresque 1995). Também na Europa Central o número de plantas introduzidas continuou a aumentar nas décadas de 80/90, aumentando 90% em 13 anos (Pysek & Mandák 1997). Até ao final do século XX, a legislação foi considerada como ineficaz para travar a onda de introduções porque as leis relativas às espécies nocivas, centraram-se num grupo restrito de pragas agrícolas, e em geral falhou na proibição da introdução de invasoras em áreas naturais (Daehler *et al.* 2004). Quando se proibiu a introdução de invasoras em áreas naturais, através da legislação, foi apenas após terem alcançado um ponto onde o controlo seria provavelmente demasiado dispendioso ou ineficaz (Reichard 1997).

Em **Portugal**, o Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro pretende condicionar a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna, com excepção das destinadas à exploração agrícola. Um anexo ao referido diploma inclui as espécies da flora e da fauna não indígenas que comportam risco ecológico conhecido, optando pelo sistema da lista negra. Além disso, o diploma interdita, genericamente, a introdução intencional de espécies não indígenas na Natureza, visando promover o recurso a espécies autóctones aptas para os mesmos fins. Quanto às introduções acidentais, são definidas medidas relativas à exploração de espécies não indígenas em local confinado, sujeitando os estabelecimentos ou as entidades que as detenham a um licenciamento e ao cumprimento de normas mínimas de segurança como forma de prevenção.

Em **Espanha** os sistemas actuais de prevenção mostram uma série de fraquezas (Capdevila *et al.* 2006). Primeiro, as considerações ambientais constituem apenas um pequeno componente do processo de decisão relativo à autorização de novas introduções. Assim, os sistemas de prevenção estão principalmente centrados em evitar a introdução de pragas e doenças. Além disso, a informação acerca das vias de introdução de muitas espécies continua incompleta. As restrições à importação existem apenas para um número limitado de espécies e o volume e a diversidade crescente da mercadoria origina novas vias de introdução, as quais não se encontram regulamentadas pela actual legislação. Por outro lado, o sistema actual de inspecção e controlo não consegue fazer face ao referido

aumento no fluxo de mercadorias, porque os postos fronteiriços não dispõem dos recursos humanos, económicos e tecnológicos necessários, o serviço de inspecção não se baseia em modelos estatísticos sólidos de amostragem, e as sanções aplicadas às introduções ilegais são desajustadas. Entretanto, do ponto de vista legal, as introduções de espécies são reguladas por, pelo menos, sete documentos legais diferentes, bem como pela recentemente aprovada Lei 42/2007, do Património Natural e da Biodiversidade.

Actualmente, os princípios que orientam uma estratégia de prevenção, baseiam-se largamente na CBD (CBD 2002) e na Estratégia Europeia para as Espécies Exóticas Invasoras (Genovesi & Shine 2004). De acordo com esta última, a atenção deve centrar-se na **precaução**. A ausência de certezas científicas acerca das consequências diversas resultantes de uma invasão não deve ser utilizada como motivo para atrasar ou abortar a adopção de medidas adequadas de erradicação, contenção e controlo.

A **educação** é uma importante estratégia de prevenção, uma vez que a participação do público é crucial para controlar e prevenir as invasões biológicas (Colton & Alpert 1998, Williamson 1996, Cronk & Fuller 1995). Há um grande desconhecimento acerca dos riscos associados à introdução de espécies não indígenas, em especial plantas (Daehler 2008). Em estudos realizados por Colton & Alpert (1998), verificou-se que, mesmo em cidadãos com elevado nível de formação académica, apenas uma minoria apoia a aplicação de um esforço considerável para controlar as plantas invasoras. No entanto, em alguns casos, os esforços dedicados à educação e à inspecção poderão ser mais eficazes do que as quarentenas (Schneider *et al.* 1998). Neste âmbito, as áreas naturais poderiam desempenhar um importante papel, se utilizadas num esquema educativo. Finalmente, várias entidades, ao nível internacional (IUCN, CBD, e a Convenção de Berna) reconheceram o valor da educação ambiental como uma ferramenta obrigatória para a prevenção.

Prioridades e estratégia de gestão

Devido às dificuldades na implementação das leis de importação, e na prevenção de introduções acidentais, é necessário, em muitos casos, controlar as espécies introduzidas. Neste sentido, a **monitorização** de espécies invasoras em locais indicadores (estradas, caminhos pedestres, corredores ribeirinhos), permitirá uma detecção precoce de novas invasoras, ainda numa fase inicial (Reichard 1997).

A **erradicação** poderá ser aconselhada apenas para as espécies estabelecidas muito recentemente e com uma distribuição limitada (Sharov & Liebhold 1998). Nesses casos, a diminuição da taxa de expansão pode ser útil e é conseguida através da eliminação de pequenas populações satélite, para lá da frente de invasão (Sharov & Liebhold 1998). Uma vez que a fase de latência é em geral longa (dezenas de anos) poderá ser desenvolvido algum trabalho no sentido de determinar se a espécie avançará para as fases seguintes no processo de invasão (Wade 1997). Nessas fases, a expansão poderá ser exponencial e os custos para a sua contenção disparam. Sem dúvida que as espécies introduzidas serão mais facilmente **controladas na fase inicial**, mas poderá ser impossível estabelecer *a priori*

quais as espécies mais problemáticas (Woods 1997). No entanto, poderá ser razoável controlar uma espécie numa fase inicial da invasão, caso seja reconhecida como problemática noutras regiões (Randall 1997). Segundo Wade (1997), **devem listar-se as espécies exóticas de uma região**, e de entre esse conjunto, eleger as que potencialmente irão expandir a sua área ou aumentar em abundância, considerando-as como alvo de acções de controlo. Por exemplo, na Nova Zelândia, foi elaborada uma lista com 65 espécies consideradas prioritárias, porque causavam impactes consideráveis nos ecossistemas autóctones (Williams & Timmins 1990). Como regra geral, apenas algumas das espécies introduzidas numa área causarão um impacte significativo na comunidade natural, por isso será importante desenvolver e aplicar instrumentos analíticos que permitam identificar as espécies inócuas, as potencialmente problemáticas, e aquelas que estão já a causar impactes. Harris (1992) e Hiebert (1997) sugeriram sistemas de ordenação para espécies exóticas em áreas naturais, baseados no nível de impacte, no potencial inato para se tornar invasora, e na probabilidade de um controlo bem sucedido.

Em geral, a gestão das comunidades naturais onde as espécies introduzidas estão bem implantadas, decorre segundo duas influências filosóficas distintas (Luken 1997): i) o caminho tradicional, definido pelo controlo de pragas e infestantes, envolvendo a utilização de métodos de luta química, física ou biológica, dirigidos contra a espécie problemática - o sucesso é medido em termos de mortalidade da invasora; ii) um caminho alternativo que consiste no desenvolvimento de acções que contrariem os processos que levaram à alteração gradual do ecossistema - o sucesso é medido através das alterações nas abundâncias das espécies introduzidas e autóctones envolvidas. De facto, tem sido criticada a tendência para concentrar as atenções nos atributos e na gestão de invasoras individuais, sugerindo-se em alternativa uma aproximação mais holística, que permita determinar quais os factores que aumentam a susceptibilidade do ecossistema às invasões. Além disso, vários autores consideram que o controlo das espécies invasoras deve centrar-se no ecossistema e não nas espécies, uma vez que deve ser visto como uma parte integrante de uma boa **gestão** dos recursos naturais (Edwards 1998, Rose 1997b, Woods 1997, Usher 1991, Williams & Timmins 1990).

A gestão das espécies introduzidas nas comunidades naturais tem decorrido com base no princípio de que o controlo da invasora permitirá, eventualmente, a instalação de um sistema equilibrado, dominado por espécies nativas; no entanto, esse resultado é pouco provável (Luken 1997). Na recuperação de áreas degradadas, o objectivo pode ser o de regressar a uma condição apenas superior, em que haja uma recuperação do ecossistema, e não à situação original, com uma completa ausência de espécies introduzidas (Randall 1997, Rose 1997b). As medidas de gestão destinadas a eliminar espécies introduzidas devem considerar, conjuntamente, as espécies nativas e as introduzidas, com o objectivo de, gradualmente, constituir um sistema dinâmico que satisfaça os objectivos concretos da gestão (Luken 1997). O **sucesso** de um projecto de recuperação de uma área de vegetação natural baseia-se no encorajamento dos voluntários e no envolvimento da comunidade local, ainda que orientada por profissionais (Rose 1997b). Os programas de controlo mais efectivos foram aqueles onde se adoptou um **plano coordenado de gestão**, e em que o

esforço foi mantido até atingir o objectivo estabelecido. Esses programas incluíram a participação de pessoal profissional, de voluntários e do público, e ainda campanhas publicitárias, programas educativos e de investigação (Williams & Timmins 1990). Pelo contrário, a falta de planeamento, alterações no pessoal e flutuação dos recursos financeiros levaram a programas fracassados (Tabela 7).

Finalmente, é em geral aceite que muitas das espécies introduzidas não causam impactes negativos. Assim, a decisão de controlar uma espécie exótica deve ser tomada individualmente e pesando os aspectos sociais e os valores em causa, evitando-se um possível preconceito contra as espécies exóticas de *per se* (Edwards 1998, Eser 1998, Kowarik & Schepker 1998).

O futuro

As opiniões dividem-se quanto ao futuro. Alguns autores afirmam que, sem um esforço para proteger os ecossistemas naturais, as espécies exóticas irão proliferar e inundarão todos esses sistemas, com excepção dos mais resistentes.

Tabela 7. Alguns princípios para a regulação dos esforços de contenção de espécies invasoras, incluindo a aplicação, em simultâneo, de medidas preventivas, recuperadoras e curativas (baseado em Rose 1997b, Wade 1997, Ribera & Boudouresque 1995, Williams & Timmins 1990).

- Evitar a criação de condições que aumentem a gravidade do problema.
- Detectar novas invasões.
- Estabelecer prioridades de gestão em termos de espécies, locais e circunstâncias.
- Formar e coordenar as várias entidades envolvidas.
- Elaborar uma lista de espécies problema em cada parque / região.
- Mapear e estimar o seu número e impacte.
- Organizar a informação sobre as espécies introduzidas, a partir da bibliografia e de peritos.
- Definir as invasoras prioritárias com base no impacte e na probabilidade de controlo.
- Desenvolver modelos ecológicos das invasões, apoiados em sistemas de informação geográfica.
- Elaborar uma estratégia de gestão.
- Planear, executar e monitorizar o controlo, utilizando vários métodos de luta.
- Eliminar todas as exóticas em pequenas áreas de grande valor ecológico.
- Dirigir os esforços para as espécies que causam maiores impactes, quando há alguma probabilidade de sucesso.
- Restaurar as zonas invadidas utilizando técnicas específicas.

Outros porém, acentuam o possível papel das espécies exóticas numa biosfera alterada (Ribera & Boudouresque 1995, Saxena 1991, Brown 1989). Segundo Sukopp (1998), a maioria das espécies naturalizadas irá persistir e tornar-se parte da flora permanente, originando novas comunidades. Essas espécies terão maior probabilidade de sobreviver e constituir as bases para uma nova diversificação. Nos países em desenvolvimento, os impactos e as estratégias de gestão das invasoras têm directa ligação com a vida social e a economia, sendo, por isso, sugerido que se retire o maior proveito da biomassa proporcionada por essas espécies como combustível, fonte de alimento, em rações, como fertilizante, no tratamento de águas residuais e como matéria prima (Ramakrishnan 1991, Vasudevan & Jain 1991).

A valorização das funções ecológicas das plantas introduzidas tem sido maior em sistemas antrópicos, e o seu valor poderá aumentar com a expansão das áreas convertidas ou com as alterações climáticas, se algumas espécies indígenas se perderem (Williams 1997). Em relação às plantas, uma mistura de espécies nativas e naturalizadas – vegetação sintética – poderá ser inevitável (Rose 1997b). No entanto, permanecem dúvidas quanto ao modo como esse afastamento em relação à comunidade original, poderá afectar a manutenção dos mecanismos ecológicos que suportam a biodiversidade.

Entretanto, a União Europeia, através da Comissão Europeia, publicou uma Comunicação relativa à necessidade de travar a perda de biodiversidade: “Halting the loss of biodiversity by 2010, and beyond - Sustaining ecosystem services for human well-being {SEC(2006) 607} {SEC(2006) 621}”. Claramente, um dos tópicos prioritários definidos pela Comunicação foi a urgência de diminuir o impacto das EEI na biodiversidade. A comunicação orienta os membros no sentido de “Reduzir de um modo significativo o impacto das EEI e dos génotipos exóticos na biodiversidade da União Europeia”.

No mesmo sentido, a Declaração Final da “Conferência Europeia sobre Espécies Exóticas Invasoras, Madrid, 15 e 16 de Janeiro de 2008”, publicou as principais conclusões, as quais se resumem de seguida. A ameaça das EEI aumenta exponencialmente, levando à extinção de espécies nativas, causando desequilíbrios nos ecossistemas, e impactos na economia e na saúde pública, sendo urgente responder a esta ameaça de forma eficaz. A prevenção é a primeira resposta e a mais desejável. Em relação à mitigação, devem ser implementados sistemas de aviso precoce, assim como mecanismos para a imediata erradicação de EEI durante as fases iniciais do estabelecimento. Consideram-se como prioridades um compromisso político, bem como o desenvolvimento e a implementação de documentos legais relativos à prevenção e controlo de EEI na Europa aos níveis nacional e europeu. Devem ser criados códigos de boas práticas centrados na prevenção e devem ser estabelecidos comités nacionais dedicados em exclusivo às EEI. A coordenação entre centros de investigação e entidades governamentais é fundamental, a participação dos cidadãos deve ser estimulada, e a educação ambiental deve ser considerada como uma ferramenta fundamental no controlo das EEI.

Esperamos que estas orientações sejam seguidas num futuro próximo por todas as regiões e países intervenientes.

Espécies Exóticas Invasoras na Macaronésia

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Paulo Borges³
Paulo Oliveira⁴
Roberto Jardim⁵

- 1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.
- 2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.
- 3 CITA-A (Grupo da Biodiversidade dos Açores), Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Portugal.
- 4 Direcção Regional do Ambiente, Funchal, Portugal.
- 5 Jardim Botânico da Madeira, Funchal, Portugal.

Características dos Arquipélagos

Embora as espécies exóticas invasoras (EEI) sejam importantes em todos os arquipélagos da Macaronésia, o conhecimento e a legislação respectiva, diferem entre regiões e entre diferentes grupos taxonómicos. De facto, existem à partida, diferenças consideráveis entre os três arquipélagos ao nível geográfico. As Canárias englobam uma superfície terrestre de 7447 km² (com sete ilhas), muito maior do que a ocupada pelos arquipélagos dos Açores (2332 km², com nove ilhas) e da Madeira (801 km², incluindo as Ilhas da Madeira, Porto Santo, Desertas e Selvagens). O mesmo se pode dizer em relação ao número de habitantes, que chegou a 1968280 nas Ilhas Canárias em 2005, mas é apenas de 244098 na Madeira (2007) e 241763 nos Açores (2007). Já no que respeita à densidade populacional humana, é mais elevada na Madeira (305,9 habitantes/km²), intermédia nas Canárias (264,3 habi./km²) e menor nos Açores (104 habi./km²). O início do povoamento humano nas Canárias é muito antigo (Preberber) sendo anterior à presença europeia, enquanto que na Madeira se iniciou em torno de 1425 e de 1439 nos Açores. No que respeita à localização, as Canárias encontram-se apenas a 95 km da costa de África enquanto que a Madeira se encontra numa posição central na Macaronésia, estando a 660 km da costa de África, a 980 km de Lisboa, a 400 km da Ilha de Gran Canaria e a 880 km da Ilha de Santa Maria (Açores). Por outro lado, os Açores localizam-se a 1500 km da Europa continental, a 1450 km de África e a 3900 km da América do Norte.

Em relação ao clima, a temperatura ao nível do mar nas Canárias oscila entre os 17 e os 25°C e a precipitação varia entre 100 mm junto à costa até aos 300 ou 700 mm por ano a maiores altitudes. Na cidade do Funchal (Madeira) a temperatura anual é de cerca de

20°C enquanto que a precipitação pode oscilar entre 500 e mais de 2000 mm por ano, dependendo da altitude e da exposição. As ilhas Selvagens, por seu lado, apresentam um clima árido com precipitação abaixo dos 200 mm. Nos Açores, a temperatura média anual ao nível do mar é de 17°C, diminuindo cerca de 0,6°C por cada cem metros de altitude, enquanto que a precipitação aumenta em altitude e de leste para oeste, podendo atingir 3000 mm por ano. Em termos gerais, muito embora se verifique uma variação das condições climáticas de um extremo ao outro do arquipélago e se observe uma variação espacial significativa dentro de cada ilha, o clima açoriano pode ser classificado como *mesotérmico húmido com características oceânicas* (Azevedo 2001).

No que se refere ao relevo, a Madeira é uma ilha montanhosa com vários picos a altitudes elevadas: Pico Ruivo (1862 m), Pico das Torres (1851 m), Pico do Areeiro (1818 m). Nos Açores, a altitude máxima, 2351 m, encontra-se na ilha do Pico, e existem várias ilhas com altitudes máximas ligeiramente acima ou abaixo dos 1000 m. É, no entanto, nas Canárias, onde se encontra o ponto mais elevado da Macaronésia, nomeadamente El Teide com 3717 m acima do nível do mar na Ilha de Tenerife.

Como consequência das condições geográficas e de acontecimentos históricos, as Canárias mostram a maior biodiversidade. Como exemplo, as Canárias apresentam 524 plantas vasculares e 2768 artrópodes endémicos (Martín Esquivel *et al.* 2005), enquanto que os Açores apresentam 72 e 267, respectivamente (Borges *et al.* 2005) e os arquipélagos da Madeira e das Selvagens apresentam 154 e 979, respectivamente (Borges *et al.* 2008a). É bem conhecido o facto de, nas Canárias, vários géneros de plantas incluírem um elevado número de espécies endémicas (*Aeonium*, *Echium*, *Argyranthemum*, *Sonchus*, etc.), as quais resultaram, muito provavelmente, de uma radiação adaptativa, enquanto que nos Açores as plantas endémicas se encontram a uma taxa de uma, e mais raramente duas ou três espécies por género. Uma situação intermédia encontra-se na Madeira em que os géneros *Argyranthemum* (Asteraceae) e *Sinapidendron* (Brassicaceae) possuem seis *taxa* endémicos (Jardim & Sequeira 2008). Existem também diferenças significativas entre os arquipélagos em relação aos vertebrados nativos, uma vez que, por exemplo, nos Açores não existem espécies nativas de répteis, existindo apenas dois morcegos nativos, um dos quais endémico (*Nyctalus azoreum*), enquanto que existem várias espécies desses grupos na Madeira e nas Canárias, como a lagartixa da Madeira (*Teira dugesii*, com quatro subespécies) ou os lagartos gigantes de La Gomera (*Gallotia bravoana*), El Hierro (*G. simonyi*), Tenerife (*G. intermedia*) e Gran Canaria (*G. stehlini*), entre outros.

Assim, embora haja semelhanças entre as diferentes regiões, importantes diferenças geográficas ditaram que a flora e a fauna nativas apresentem diferenças importantes entre os arquipélagos. Isto é de uma importância considerável para perceber o que aconteceu em cada uma das regiões no que se refere às espécies exóticas. Por exemplo, em geral, aceita-se que várias espécies com distribuição mediterrânica sejam consideradas como nativas na Madeira ou nas Canárias, sendo consideradas como exóticas nos Açores.

Importância actual das EEI na Macaronésia

Como referido anteriormente, mais de 60% da flora vascular dos Açores foi considerada como exótica (Silva & Smith 2004, 2006), todos os mamíferos (excepto os morcegos dos Açores), anfíbios e répteis foram introduzidos. Por exemplo, Schaefer (2002) sugere que há um crescente aumento no número de novas introduções de plantas desde o século XVIII.

Uma análise das proporções das categorias de colonização para alguns *taxa* de artrópodes para os quais há informação adequada mostra que a maior parte da fauna de artrópodes na Madeira e Selvagens é composta por *taxa* indígenas (68%), enquanto apenas 28% são considerados exóticos (Borges *et al.* 2008b). Este resultado está de acordo com o padrão observado no arquipélago das Canárias (ver Izquierdo *et al.* 2001), mas contrasta com os resultados observados no arquipélago dos Açores, onde as espécies e subespécies exóticas dominam (58%, ver Borges *et al.* 2005). Para além disso, vários artrópodes exóticos são considerados como pragas nos Açores, nomeadamente: o escaravelho japonês (*Popillia japonica*) que ataca as pastagens e outras culturas e se encontra em expansão em várias ilhas (Terceira, Faial e São Miguel); a lagarta da pastagem (*Pseudaletia unipuncta* em zonas de pastagem nas várias ilhas onde provoca grandes prejuízos anuais na agricultura; as térmitas em zonas urbanas, em particular a espécie *Cryptotermes brevis*, considerada como a espécie de térmita de madeira seca mais perigosa que se conhece no mundo e que atingiu já o estatuto de praga urbana nas cidades de Angra do Heroísmo, Ponta Delgada e Horta (Borges & Myles 2007).

Nas florestas nativas dos Açores, a proporção de espécies exóticas pode atingir os cerca de 65% nas comunidades de artrópodes epígeos do solo, em alguns locais muito perturbados (Cardoso *et al.* 2007), mas por exemplo, nas copas de árvores endémicas (e.g. *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Laurus azorica*), domina a fauna de artrópodes nativa e endémica (Borges *et al.* in press). De notar que os padrões de invasão dos habitats naturais dos Açores pelas espécies de artrópodes exóticos é um processo dinâmico em que os resíduos de vegetação nativa mais pequenos e fragmentados estão em maior perigo e em que a matriz de habitats que os rodeia tem uma grande importância, já que a presença de uma matriz de pastagem semi-natural favorece a manutenção de espécies endémicas e nativas (Borges *et al.* in press). A constante expansão de algumas plantas invasoras como a conteira (*Hedychium gardnerianum*), o incenso (*Pittosporum undulatum*) e o novelão ou hortênsia (*Hydrangea macrophylla*), está a colocar em risco vários fragmentos de vegetação nativa, prevendo-se que várias comunidades de briófitos, líquenes, plantas vasculares, moluscos e artrópodes nativos e endémicos dos Açores estejam em perigo. Este fenómeno parece-nos mais sério nas ilhas de São Miguel, Santa Maria e Flores. Estudos recentes (Borges *et al.* dados não publicados) sugerem que as populações de várias espécies endémicas de artrópodes de ampla distribuição no arquipélago possuem as suas menores densidades em fragmentos perturbados por plantas exóticas. Ainda preocupante é a actual expansão da conteira na ilha Terceira, verificando-se a sua presença em pequenas clareiras no meio de grandes áreas de floresta nativa inalterada.

Nos arquipélagos da Madeira e das Selvagens ocorrem 430 espécies e subespécies de plantas vasculares consideradas como naturalizadas, representando 35,7% da flora vascular (Jardim & Sequeira 2008). A Ilha da Madeira apresenta o valor mais elevado de *taxa* exóticos (419) e as Selvagens o menor, apenas 17. A flora exótica tem tendência a aumentar, pois existem várias espécies em cultivo com grande potencial de se tornarem naturalizadas. Vieira (2002) assinalou que 20 espécies referidas anteriormente como cultivadas (florestais, ornamentais ou alimentícias) se tornaram naturalizadas nos últimos anos. Refira-se que no início do século XX, Menezes (1914) havia apenas citado 160 plantas naturalizadas para o arquipélago da Madeira.

A figura 2 mostra a importância das espécies de plantas vasculares exóticas na Macaronésia. Nos Açores o número de espécies exóticas por quilómetro quadrado é uma ou duas vezes maior do que o número de espécies indígenas (endémicas e nativas). Uma situação apenas aproximada pelas ilhas de Cabo Verde.

Na Madeira, todos os mamíferos terrestres que ocorrem nas diferentes ilhas, com excepção para as cinco espécies de morcegos indígenas, foram introduzidos (Oliveira 2008). A esmagadora maioria das espécies referenciadas para o arquipélago fazem parte da lista das 100 piores espécies invasoras do mundo, nomeadamente, e referindo as mais preocupantes pelos impactos causados, três espécies de roedores (*Rattus rattus*, *R. norvegicus* e *Mus musculus*), duas espécies de herbívoros (*Oryctolagus cuniculus* e *Capra hircus*) e um felídeo (*Felis silvestris catus*) (Oliveira 2008). Os anfíbios e os répteis estão modestamente representados, estando os *taxa* indígenas numericamente mais bem representados do que os introduzidos.

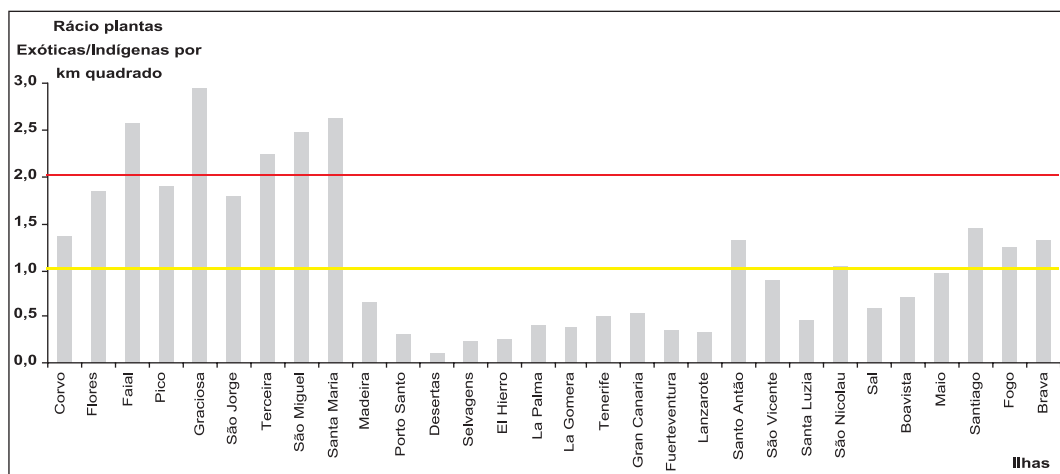


Figura 2. Rácio entre o número de plantas vasculares exóticas e indígenas por km quadrado, nas ilhas da Macaronésia.

As únicas espécies que se destacam são a rã (*Rana perezi*), pela sua abundância e alargada distribuição, e a osga (*Tarentola mauritanica*), cuja área de ocorrência está em contínua expansão (Jesus 2008).

Na Ilha da Madeira existe um consistente trabalho de recuperação de habitats e espécies prioritárias, que tem controlado ou erradicado algumas das espécies supra-mencionadas, de locais com elevado interesse em conservação. Este programa envolve largos recursos humanos e financeiros, que têm sido parcialmente assegurados por programas comunitários, nomeadamente o Life-Natureza. Inseridos neste programa assumem relevo o projecto de recuperação do habitat de nidificação da Freira da Madeira (*Pterodroma madeira*) (Menezes & Oliveira 2002, 2003, Oliveira *et al.* 2007), o projecto de recuperação dos habitats terrestres da Deserta Grande (Bell 2001), o projecto de recuperação do habitat da Freira do Bugio (*Pterodroma feae*, www.sosfreiradobugio.com), o projecto de recuperação dos habitats terrestres da Selvagem Grande (Zino *et al.* 2008, Oliveira *et al.* in press) e o projecto “Recuperação da Floresta Laurissilva nas Funduras”.

Existe igualmente um programa de controlo de espécies de plantas invasoras nas áreas protegidas da Madeira, nomeadamente nas Selvagens (*Nicotiana glauca*), em São Lourenço (*Carpobrotus edulis*) e na Laurissilva da Madeira (*Hedychium gardnerianum*, *Solanum mauritianum*, *Passiflora tripartita* var. *mollissima*, entre outras). São também de destacar as acções de erradicação de plantas invasoras, como *Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus* e *Cytisus scoparius*, com alunos de escolas do ensino básico e secundário e por voluntários.

Para as Canárias, segundo Martín Esquivel e colaboradores (2005), o biota terrestre inclui 13328 espécies das quais uma em cada quatro é endémica. Pelo menos 1434 espécies são introduzidas (cerca de 11% do total). A grande maioria das espécies exóticas foram introduzidas a partir dos anos sessenta, tendo-se registado 43% da mesmas durante as últimas três décadas.

Segundo os mesmos autores, as espécies introduzidas nas Canárias, sejam invasoras ou não, estão representadas por cerca de 47% de invertebrados, 46% de plantas vasculares, 4% de fungos e 3% de vertebrados. As ilhas centro-orientais albergam a maior proporção de espécies exóticas, sobretudo Gran Canaria, onde constituem 15,5% do biota insular. No entanto, o maior número de espécies exóticas é alcançado na ilha de Tenerife (Tabela 8). Entre as espécies exóticas, pelo menos 151 são consideradas como invasoras, das quais: 79 são fanerogâmicas, 1 é um pteridófito, 45 são artrópodes, havendo 3 anfíbios, 1 réptil, 10 aves e 12 mamíferos.

Estudos recentes reflectem a importância nas Canárias do impacto negativo que as EEI geram sobre a biodiversidade. Segundo Arechavaleta & Martín (2008), as ameaças mais importantes, em termos do número de espécies afectadas, para as 100 espécies canarinas ameaçadas, prioritárias em termos de gestão, são as que derivam da existência de espécies exóticas.

Tabela 8. Número de espécies exóticas por ilha no Arquipélago das Canárias (Martín Esquivel *et al.* 2005).

	El Hierro	La Palma	La Gomera	Tenerife	Gran Canaria	Fuerteventura	Lanzarote
Nº de espécies exóticas	314	576	492	1064	886	364	336

Assim, as EEI afectam negativamente 73% das espécies ameaçadas prioritárias, sendo a segunda ameaça mais significativa em número de espécies, a perda ou degradação dos habitats (51% dos casos). O principal impacto das EEI deriva da pressão que exercem os herbívoros introduzidos sobre as plantas. Segundo Nogales *et al.* (2006), entre as espécies consideradas como invasoras nas Canárias cabe destacar o efeito negativo exercido pelos mamíferos, particularmente pelo gato assilvestrado (*Felis silvestris catus*) e pelos herbívoros introduzidos: o muflão (*Ovis aries*), o carneiro (*Ammotragus lervia*) e o coelho (*Oryctolagus cuniculus*). O gato assilvestrado figura entre os principais factores que ameaçam a sobrevivência dos lagartos gigantes de El Hierro (*Gallotia simonyi*), La Gomera (*G. bravoana*) e Tenerife (*G. intermedia*). Os herbívoros introduzidos acima referidos, conjuntamente com o efeito de exemplares domésticos de ovelhas e cabras, fora de controlo, ameaçam 27 espécies de plantas consideradas em perigo ou em perigo crítico (Bañares *et al.* 2003).

Legislação nacional e regional

Em Portugal, existe um decreto que regula a introdução e detenção de EEI e que inclui uma lista de espécies consideradas como invasoras e com um risco ecológico conhecido, o qual está presentemente em revisão. Nos Açores, há um Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS). Existe também um decreto regional que regula a introdução de espécies de animais, estando em elaboração um documento legal que irá regular a importação e a detenção de EEI no Arquipélago dos Açores.

Na Madeira, a única legislação de âmbito específico e regional que existe diz respeito à regulamentação do transporte e detenção de espécies de animais não indígenas (Decreto Legislativo Regional n.º 27/99/M). Para além disso, os planos de gestão das áreas protegidas, em fase de implementação, e os planos de gestão dos sítios da Rede Natura 2000, em fase de revisão e reestruturação, fazem referências claras aos problemas das EEI privilegiando e propondo, nalguns casos, a manutenção ou a criação de programas de controlo e/ou erradicação.

Na legislação espanhola, assim como na da Comunidade Autónoma de Canárias, existem diversas normativas que foram utilizadas para a prevenção e controlo das EEI.

Para além da legislação relativa à sanidade animal e vegetal, de conservação da fauna silvestre em parques zoológicos e de protecção dos animais domésticos, têm vindo também a ser utilizados os planos de recuperação de espécies ameaçadas e os planos de gestão dos espaços naturais protegidos. Recentemente, foi aprovada a Lei 42/2007, de 13 de Dezembro, do Património Natural e da Biodiversidade, que dedica um capítulo específico à prevenção e controlo das espécies invasoras do qual se destacam os seguintes pontos:

- Proíbe-se de forma genérica a introdução de espécies, subespécies ou raças geográficas alóctones.
- Cria-se o Catálogo Espanhol de Espécies Exóticas Invasoras. A inclusão de uma espécie ou subespécie implica a proibição genérica de posse, transporte, tráfico, e comércio de exemplares vivos ou mortos, dos seus restos ou propágulos, incluindo o comércio exterior.
- As Comunidades Autónomas devem fazer um seguimento das espécies exóticas com potencial invasor. Assim, no seu âmbito territorial, poderão estabelecer catálogos de EEI, determinando as proibições e actuações suplementares que se considerem necessárias para a sua erradicação.
- Qualquer cidadão ou organização poderá solicitar a inclusão de uma espécie ou subespécie nos referidos catálogos, acompanhando a fundamentação científica da medida proposta.

Nas três regiões, os regulamentos gerais e a planificação das áreas protegidas incluem referências, mais ou menos específicas, dirigidas para a questão das EEI. Não obstante, no que se refere aos espaços de protecção europeia, apenas no Plano Sectorial da Rede Natura 2000 para os Açores há referências explícitas em relação ao problema das EEI, não apenas reconhecendo o problema, mas propondo as medidas que deverão ser tomadas para reverter a situação.

Avaliação das EEI na Macaronésia

Luís Silva¹

Elizabeth Ojeda Land²

Juan Luis Rodríguez Luengo²

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

Metodologia

Listas de *taxa* analisados

A definição básica de espécie exótica invasora (EEI) da IUCN, já mencionada, enfatiza o facto de uma espécie invasora estar presente num habitat natural ou semi-natural e de, além disso, originar uma alteração na comunidade, constituindo uma ameaça para a biodiversidade nativa. Portanto, os *taxa* analisados neste livro, apenas incluirão aquelas espécies que não apenas são naturalizadas mas que, para além disso, se encontram em habitats naturais ou semi-naturais e que se consideram como tendo um impacto negativo na biodiversidade ou como constituindo uma ameaça evidente para a biodiversidade local. Decidiu-se, por isso, que as espécies exóticas presentes apenas em habitats antrópicos seriam excluídas da análise, mesmo nos casos em que sejam consideradas como infestantes ou pragas.

Como exemplo, para os Açores recorreu-se à lista das espécies da flora e fauna terrestre e seleccionaram-se os *taxa* naturalizados. De seguida, excluíram-se as espécies dadas como ocorrendo apenas em habitats antrópicos. Seguidamente, os peritos elegeram as espécies com um impacto conhecido na biodiversidade. Nas Canárias, a selecção partiu, fundamentalmente, da análise das espécies silvestres introduzidas, incluídas no Banco de Dados de Biodiversidade das Canárias e daquelas espécies consideradas invasoras no referido Banco, quando a distribuição não era exclusiva de ambientes antrópicos. No caso das plantas, consultaram-se também várias listas, trabalhos e publicações respeitantes às espécies invasoras no Arquipélago (Sanz Elorza *et al.* 2004, 2005, Rodríguez & García 2002). Além disso, consideraram-se algumas propostas por parte dos peritos consultados, que avaliaram a existência de impactes nos ambientes naturais e semi-naturais, elaborando-se com tudo isto a lista de espécies alvo das Canárias.

Uma atenção especial deve ser dada ao facto de que as listas de espécies alvo, analisadas no presente livro, se basearam no conhecimento presente sobre as EEI na Macaronésia. No futuro, outras espécies deverão ser incluídas sempre que estejam

disponíveis informações novas e pertinentes. Para além disso, aceita-se que uma espécie actualmente presente apenas em habitats alterados possa, no futuro, invadir ecossistemas mais preservados. De facto, muitas espécies exóticas podem não manifestar de imediato uma tendência invasora, devido a vários factores: falta de habitat adequado, ausência de agentes dispersores, pequeno número de exemplares ou baixa qualidade da população fundadora, entre outros. Tal poderá alterar-se a qualquer momento, no futuro, devido a mudanças imprevisíveis, ao nível da população introduzida ou do ecossistema receptor.

Critérios de nocividade e de viabilidade de controlo

As listas de EEI alvo dos três arquipélagos foram avaliadas recorrendo a duas tabelas que valorizam, por um lado diferentes aspectos do processo de invasão e, por outro, a estratégia de controlo (Tabela 9). O esquema utilizado baseou-se em sistemas de classificação desenvolvidos para outras regiões e, em particular, no sistema proposto por Morse *et al.* (2004). A Figura 3 reflecte todo o processo envolvido na análise das EEI e que se descreve de seguida.

Tabela 9. Conjuntos de critérios utilizados no projecto BIONATURA para avaliar as EEI dos Açores, Madeira e Canárias.

Tabela I. Avaliação da nocividade – Efeito conhecido e potencial das EEI na biodiversidade nativa e nos habitats naturais e semi-naturais.

- i) Valores da biodiversidade afectados;
- ii) Impacte nos valores da biodiversidade;
- iii) Estado presente e tendência da invasão;
- iv) Potencial invasor.

Tabela II. Avaliação da viabilidade do controlo – Probabilidade de um controlo ou erradicação bem sucedidos.

- i) Características de invasão;
- ii) Viabilidade do controlo ou erradicação com os recursos disponíveis;
- iii) Apoio às acções de controlo ou erradicação;
- iv) Impacte das acções de controlo ou erradicação.

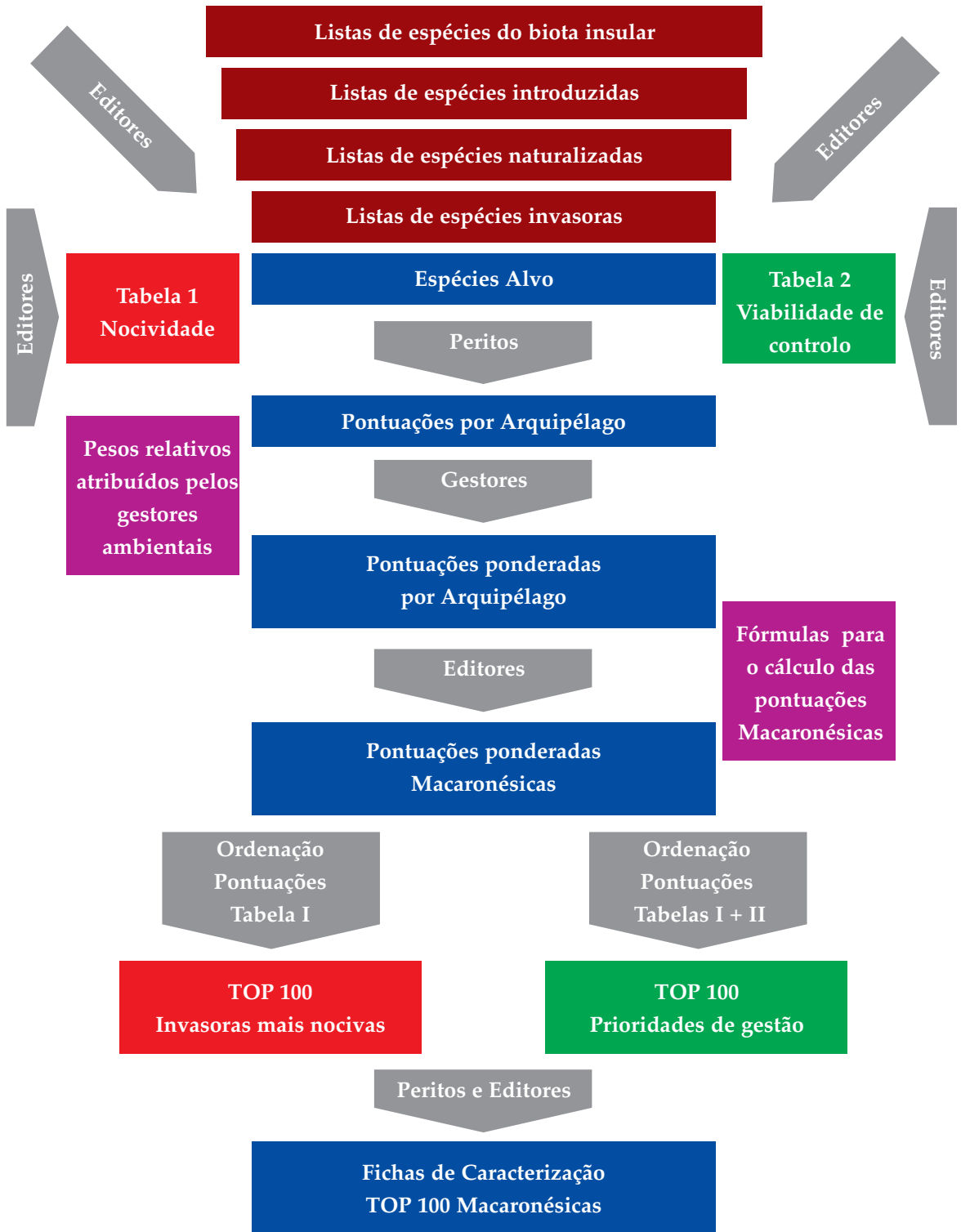


Figura 3. Processo de análise das EEI na Macaronésia europeia.

A ideia de utilizar dois grupos complementares de critérios baseia-se na estratégia proposta num recente trabalho de Marsh *et al.* (2007), no qual se sistematiza um procedimento que permite estabelecer prioridades de gestão para espécies ameaçadas. No presente caso, utilizou-se a mesma metodologia para obter as prioridades de gestão das EEI da Macaronésia europeia.

Cada um dos quatro pontos de cada uma das tabelas foi avaliado com base em três itens ou subcritérios, o que resultou num total de 12 itens por tabela ou seja a análise de um total de 24 itens ou subcritérios para cada espécie (Anexo).

Atribuição das pontuações

Os peritos em cada grupo taxonómico atribuíram as pontuações às espécies alvo, segundo os critérios e itens das duas tabelas, sem conhecerem os pesos relativos atribuídos a cada subcritério ou item, na análise posterior.

Cada item foi pontuado de 1 até 4. No caso da **Tabela I**, o valor 1 correspondeu a um impacte reduzido e/ou a uma invasão limitada, enquanto que o valor 4 correspondeu a um grande impacte na biodiversidade e/ou a uma invasão muito ampla. No caso da **Tabela II**, o valor 1 correspondeu a uma baixa probabilidade de que ocorra um controlo ou erradicação bem sucedidos, enquanto que o valor 4 correspondeu a uma elevada probabilidade de que ocorra um controlo ou erradicação bem sucedida.

É de referir, neste ponto, que houve a necessidade de realizar várias reuniões de trabalho em que estiveram representados os três arquipélagos, no sentido de uniformizar, tanto quanto possível, as atribuições das pontuações, não apenas entre as várias regiões, mas também entre os diferentes grupos taxonómicos analisados. Essas reuniões tiveram lugar nos três arquipélagos envolvidos na análise.

Por seu lado, os gestores ambientais das três regiões atribuíram um peso relativo a cada um dos itens ou subcritérios, sem que tivessem conhecimento das pontuações atribuídas pelos especialistas. O peso a atribuir a cada item foi calculado como a média dos pesos atribuídos pelos vários gestores dos três arquipélagos.

Com base na pontuação de cada espécie, em cada região, calculou-se uma pontuação Macaronésica para cada uma das espécies analisadas. Este cálculo realizou-se de diferentes modos, dependendo do tipo de item. Para alguns itens foi dado mais peso à presença da espécie, de acordo com o número de arquipélagos em que estava presente. Em outros casos, e dependendo do tipo de questão, o valor global obteve-se a partir do valor médio, máximo ou mínimo calculado para as três regiões (Anexo). Por exemplo, se uma EEI tem um impacte em espécies ameaçadas num dos arquipélagos da Macaronésia, terá uma pontuação máxima nesse item. No entanto, no caso da extensão da invasão ou da área a tratar, a pontuação dependerá do número de ilhas ou arquipélagos invadidos.

De seguida, as espécies foram ordenadas de forma decrescente segundo a sua pontuação na **Tabela I**. Essa ordenação permitiu definir as 100 espécies mais nocivas da Macaronésia, o **TOP 100**. Para obter os valores de pontuação total de cada espécie na **Tabela II**, aplicou-se o mesmo critério, obtendo-se uma lista ordenada de *taxa*, de acordo com a sua facilidade para serem controlados ou erradicados. Não obstante, a prioridade de gestão de cada uma destas espécies resulta, conceptualmente, segundo o modelo proposto por Marsh *et al.* (2007), da combinação entre a nocividade de cada *taxon* e a sua viabilidade de controlo ou erradicação. Assim, as 100 espécies do TOP foram de novo ordenadas segundo os valores obtidos, a partir da soma das duas tabelas, estabelecendo-se a sua prioridade de gestão. Deste modo se obteve o **TOP 100** das EEI prioritárias em gestão na região europeia da Macaronésia. A lista completa dos *taxa* analisados bem como as pontuações obtidas podem ser consultadas no Portal da Biodiversidade dos Açores (www.azoresbioportal.angra.uac.pt/publicacoes.php?lang=pt) ou na página do Observatório Regional de Biologia das Invasões (www.orbi.uac.pt).

Resultados e discussão

Pesos relativos atribuídos pelos gestores ambientais

Os gestores ambientais atribuíram diferentes pesos relativos ou importância, aos diferentes itens ou subcritérios em ambas as tabelas (Figura 4). Um peso relativo mais elevado foi atribuído aos itens: nível de ameaça das espécies afectadas; capacidade de dispersão; extensão da área a tratar; disponibilidade de recursos técnicos e humanos.

Ao contrário, os gestores consideraram menos importante ou com um menor peso relativo os seguintes itens: classificação como EEI em outras regiões; existência de um mandato legal para o controlo ou erradicação; interacção entre EEI. O único resultado não esperado desta valoração é o baixo peso atribuído à existência de um mandato legal específico para o controlo ou erradicação da EEI, uma vez que se esperava que os gestores atribuíssem uma grande importância à existência de regulamentação e de legislação específica para as EEI.

Análise global das pontuações

Foram pontuadas 195 EEI na Macaronésia europeia. Não se verificaram saltos pronunciados nas pontuações das EEI (Figura 5). Isto significa que a escolha das primeiras 100 espécies é uma decisão arbitrária, com um objectivo de divulgação pública, mas sem um significado concreto.

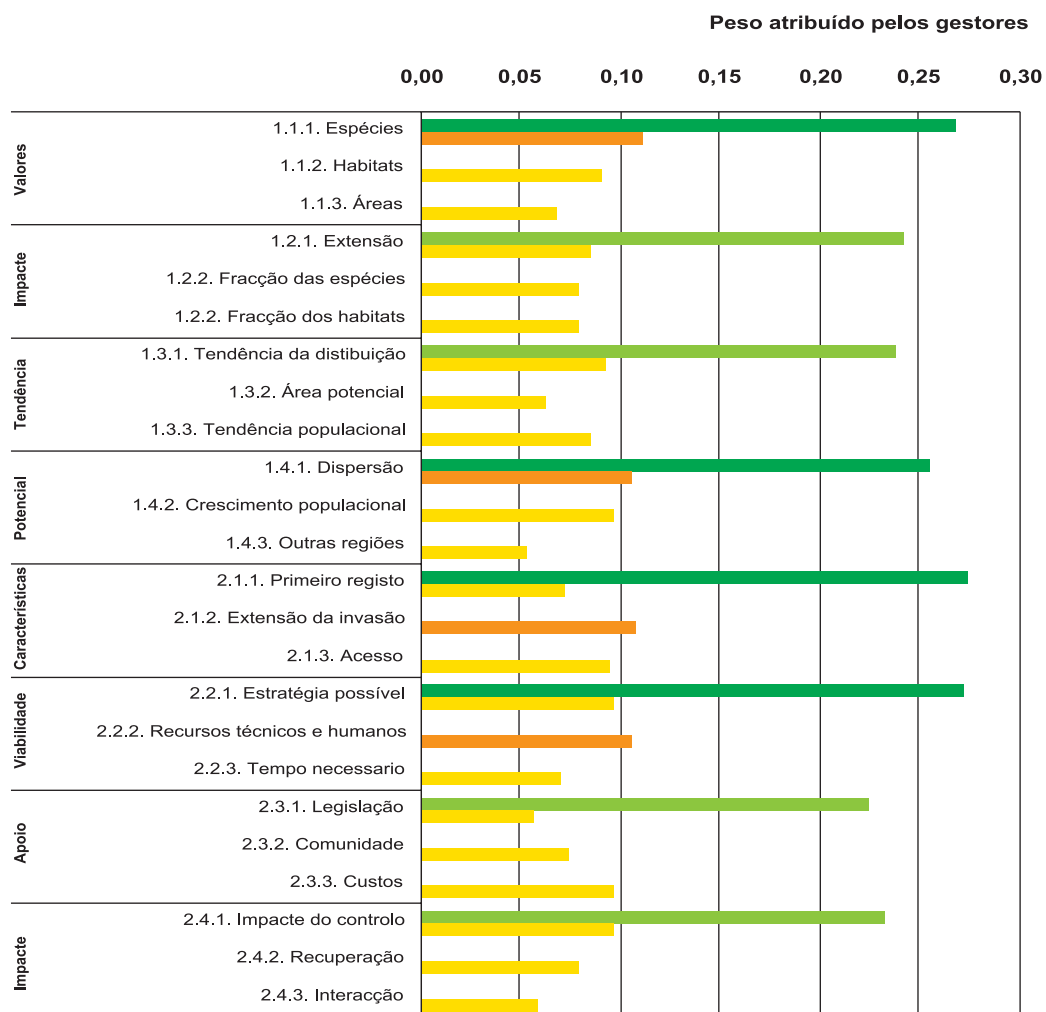


Figura 4. Pesos atribuídos pelos gestores ambientais das três regiões aos subcritérios e aos itens das duas tabelas. Barras verdes, peso dos subcritérios - escuro acima de 0,25, claro abaixo de 0,25. Barras laranja, peso dos itens individuais - escuro acima de 0,10, claro abaixo de 0,10.

De facto, o valor obtido na **Tabela I**, correspondente à centésima espécie (225,4) encontra-se um pouco abaixo do valor médio que seria 250. Os valores mínimos e máximos que poderiam ser obtidos em cada uma das tabelas, pelas espécies analisadas variam entre 100 e 400. Na realidade, obtiveram-se valores mínimos de 148,9 e 140,1 e máximos de 352,2 e 377,7 para as **Tabelas I e II**, respectivamente. Ou seja, obteve-se uma gama de valores relativamente vasta, englobando desde EEI muito nocivas e difíceis de controlar, até espécies muito menos nocivas e que ainda é possível controlar. Verificou-se

a existência de uma correlação ligeiramente negativa entre as pontuações totais das duas tabelas, ou seja, quanto mais nociva é uma espécie, mais difícil será de controlar ou erradicar (Figura 6). Não obstante, o **TOP 100** demonstrou uma variação considerável no que respeita à viabilidade do seu controlo ou erradicação bem sucedida.

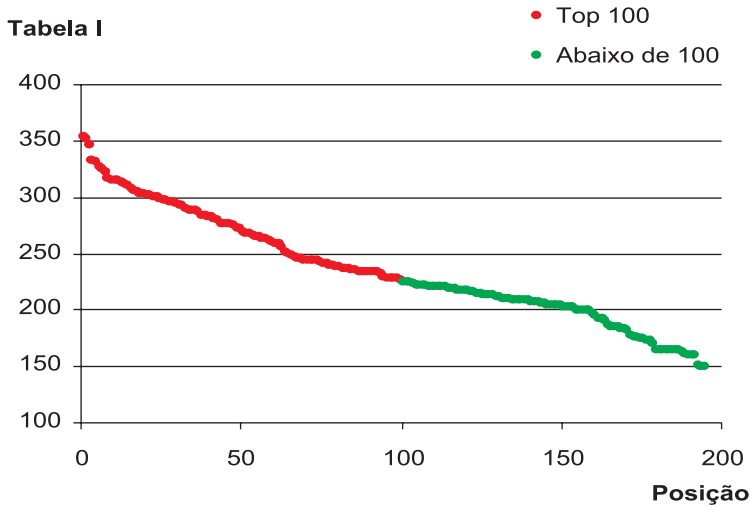


Figura 5. Representação das pontuações obtidas para 195 EEI na Macaronésia europeia, na Tabela I (nocividade), em função da posição na lista ordenada de valores. A vermelho as espécies no TOP 100, a verde as espécies abaixo do TOP 100.

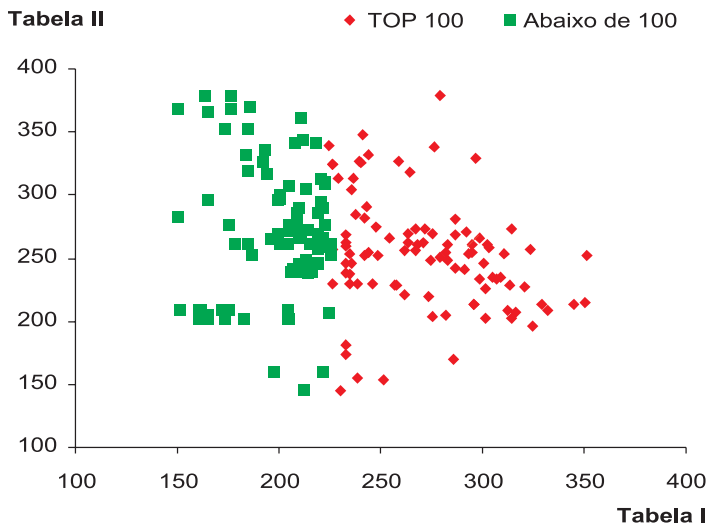


Figura 6. Representação da relação entre a nocividade (Tabela I) e a viabilidade de controlo (Tabela II), baseada nas pontuações obtidas para o total das espécies avaliadas nos dois grupos de critérios. A vermelho as espécies no TOP 100, a verde as espécies abaixo do TOP 100.

Da análise dos resultados obteve-se uma correlação positiva (Figura 7) entre a pontuação da **Tabela I** (nocividade) e a soma das pontuações das **Tabelas I e II** (nocividade + probabilidade de controlo ou erradicação). Este resultado permitirá ordenar as espécies do **TOP 100**, de acordo com a sua prioridade de gestão, que é o resultado de considerar o grau de nocividade de um *taxon* e a viabilidade de implementar medidas efectivas para o seu controlo.

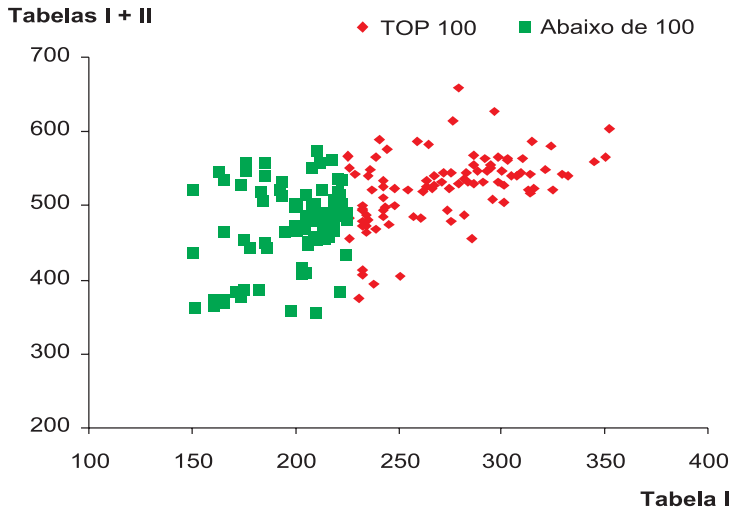


Figura 7. Representação da relação entre a nocividade (Tabela I) e a prioridade de gestão das espécies (Tabelas I + II), baseada nas pontuações obtidas para o total das espécies avaliadas nos dois grupos de critérios. A vermelho as espécies no TOP 100, a verde as espécies abaixo do TOP 100.

Assim será obtida uma lista para priorizar a gestão das EEI da Macaronésia, que não ignora aquelas que são consideradas como muito nocivas, mas que assume também as possibilidades reais que existem para abordar o seu controlo ou erradicação.

Caracterização das EEI do TOP 100

As EEI do **Top 100** são, no general, plantas vasculares, com algumas espécies de invertebrados e vertebrados (Figura 8).

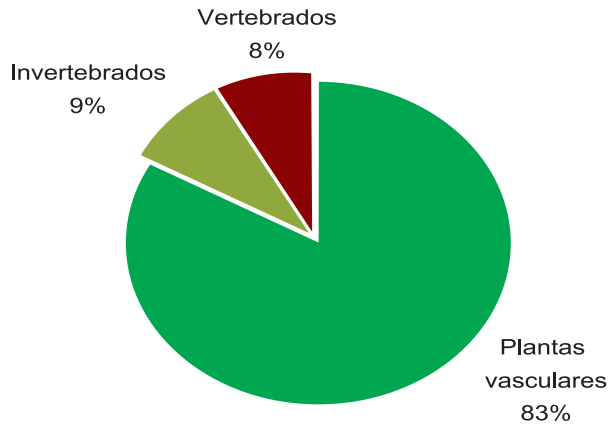


Figura 8. Caracterização das EEI do TOP 100 da Macaronésia. Percentagem de invasoras pertencentes a diferentes grupos de organismos vivos.

É de salientar que nas primeiras vinte posições do **TOP 100** se encontram, no geral, plantas invasoras muito problemáticas. Trata-se de espécies com impactes, mais ou menos significativos, nos três arquipélagos (*Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus*, *Agave americana*, *Arundo donax*), ou de espécies apenas presentes unicamente numa ou em duas regiões, mas com um impacte muito significativo (*Hedychium gardnerianum*, *Cyrtomium falcatum*, *Pittosporum undulatum*, *Opuntia ficus-indica*, *Hydrangea macrophylla*, *Nicotiana glauca*, etc.). De facto, espécies como o incenso (*Pittosporum undulatum*), a conteira (*Hedychium gardnerianum*) ou a cana (*Arundo donax*) constituem reais ameaças para a conservação da biodiversidade nos Arquipélagos dos Açores e da Madeira, devido ao seu efeito ao nível de uma limitação drástica da regeneração das espécies nativas. A cana actua do mesmo modo nas Canárias, devendo-se acrescentar também espécies como a piteira (*Agave americana*) ou os cactos (*Opuntia ficus-indica* e *O. stricta*) que são importantes factores de ameaça para a biodiversidade nativa deste arquipélago.

Em relação aos vertebrados, há a referir que as três espécies de roedores se encontram todas até à 21ª posição, aparecendo o rato negro (*Rattus rattus*) como a primeira dessas espécies, na 11ª posição. Em particular, no que se refere ao rato castanho (*Rattus norvegicus*), o conhecimento acerca dos seus impactes é, aparentemente, menor. Em relação ao coelho (*Oryctolagus cuniculus*), embora os seus efeitos negativos sobre a flora nativa estejam muito bem referenciados nas Canárias, é possível algum desconhecimento dos seus reais efeitos ao nível da flora nativa nos Açores, pelo que a sua posição relativa a nível macaronésico foi mais baixa. Por outro lado, trata-se de uma espécie cinegética de grande importância nos Açores, pelo que haverá sectores sociais interessados na sua utilização. No que se refere ao gato (*Felis*

silvestris catus), a sua pontuação foi mais baixa porque, embora tenha efeitos graves e reconhecidos na Madeira e nas Canárias, nos Açores é considerado como presente mas não assilvestrado, vivendo muito associado aos povoamentos humanos. É uma diferença considerável que seria importante estudar no futuro, sobretudo considerando que há evidências de que é predador de juvenis de algumas aves nativas, nomeadamente do melro negro (*Turdus merula azorensis*).

Da análise das Figuras 9 a 20, relativas às pontuações obtidas pelas 100 espécies do **TOP 100** na **Tabela I**, podem tirar-se as conclusões expressas na Tabela 9. Do mesmo modo, da análise das Figuras 21 a 32, relativas às pontuações obtidas pelas 100 espécies do **TOP 100** na **Tabela II**, podem tirar-se as conclusões expressas na Tabela 10.

O facto da maioria das EEI afectar espécies endémicas não ameaçadas e de mais de um terço afectar espécies ameaçadas, está de acordo com os resultados relativos à importância das espécies EEI como um factor de ameaça para as espécies prioritárias em conservação na Macaronésia (Martín Esquivel *et al.* 2008). Além disso, este resultado implica que os planos de recuperação das espécies ameaçadas tenham, obrigatoriamente, em conta, a necessidade de monitorizar e eventualmente controlar as EEI.

No mesmo sentido, o facto de a grande maioria das EEI afectar habitats prioritários ou abrangidos pela Directiva Habitats, implica a necessidade de se monitorizar de um modo contínuo a evolução dessa situação e a tomada de medidas concretas de gestão das áreas invadidas, em especial no que se refere aos habitats prioritários. Esta situação estende-se também às áreas protegidas no geral, uma vez que a grande maioria das EEI afecta áreas com protecção legal, com elevado interesse em conservação, nomeadamente Parques Nacionais, Parques Naturais, bem como áreas incluídas na Rede Natura.

No que se refere à extensão da invasão, a grande maioria das EEI afecta mais do que uma região pelo que é de toda a pertinência a conjugação de esforços e a transferência de conhecimento relativa ao métodos de controlo a implementar. Por outro lado, é muito provável que uma espécie já considerada como invasora num dos arquipélagos, sendo apenas introduzida ou naturalizada num outro, venha a alterar o seu estatuto no futuro. Deste modo, uma atenção especial deve ser dada a esses casos, no que se refere à monitorização e a uma eventual erradicação precoce. Essa regra deve aliás aplicar-se em cada um dos arquipélagos, naqueles casos em que uma espécie apenas invade um número limitado de ilhas. Alguns exemplos são os casos de *Leycesteria formosa* nos Açores, apenas presente na ilha de São Miguel, e das espécies de *Penisetum* que apenas ainda não invadiram os Açores.

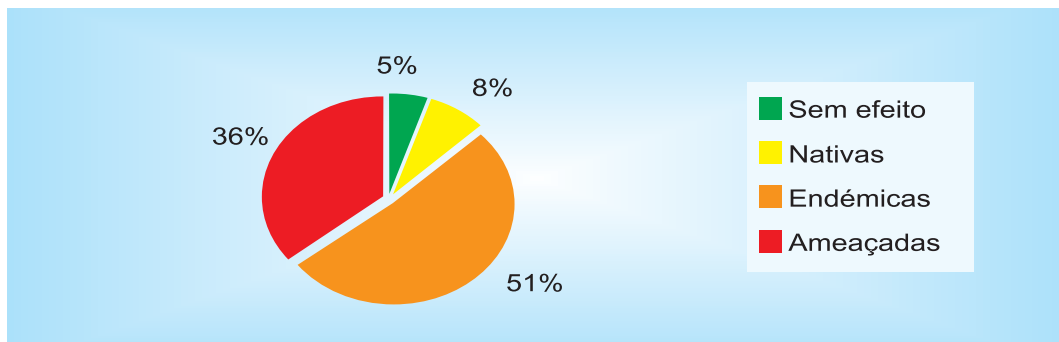


Figura 9. Resultados obtidos para o critério 1.1.1. Espécies afectadas. A maioria das EEI afecta espécies endémicas não ameaçadas. Não obstante, mais de um terço afectam espécies ameaçadas.

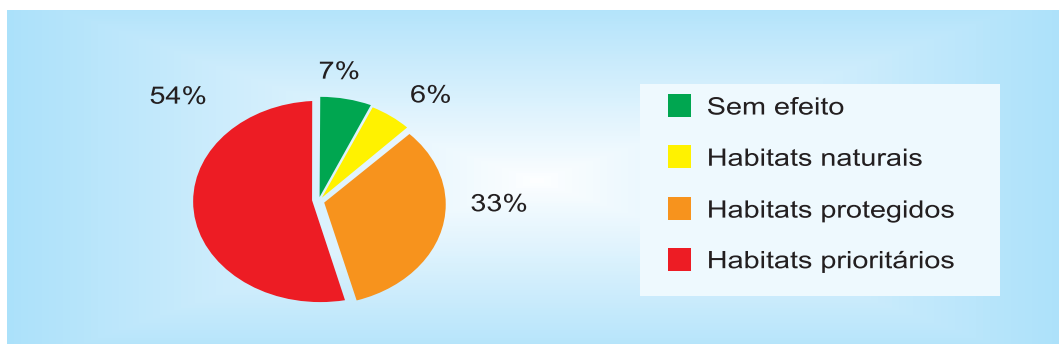


Figura 10. Resultados obtidos para o critério 1.1.2. Habitats afectados. A grande maioria das EEI afecta habitats prioritários ou protegidos pela Directiva Habitats.

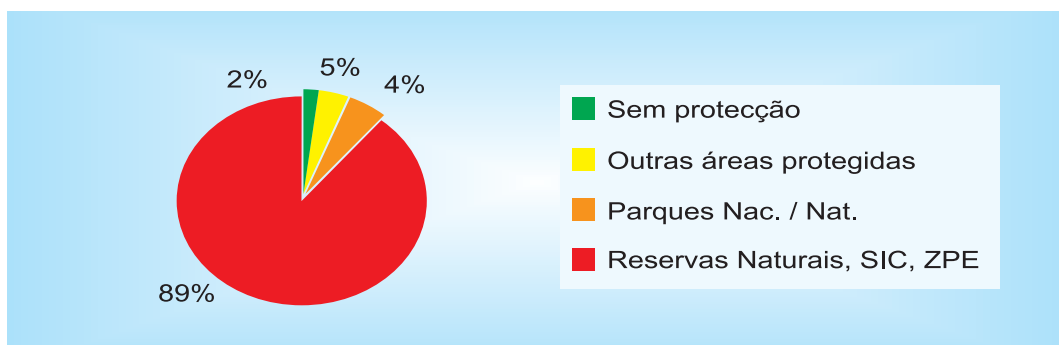


Figura 11. Resultados obtidos para o critério 1.1.3. Habitats afectados. A grande maioria das EEI afecta áreas com protecção legal com elevado interesse em conservação.

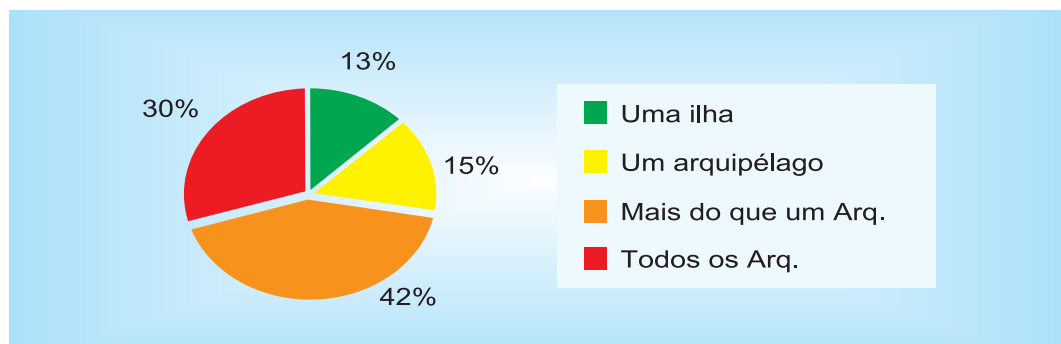


Figura 12. Resultados obtidos para o critério 1.2.1. Extensão da invasão. A grande maioria das EEI afecta mais do que uma região.

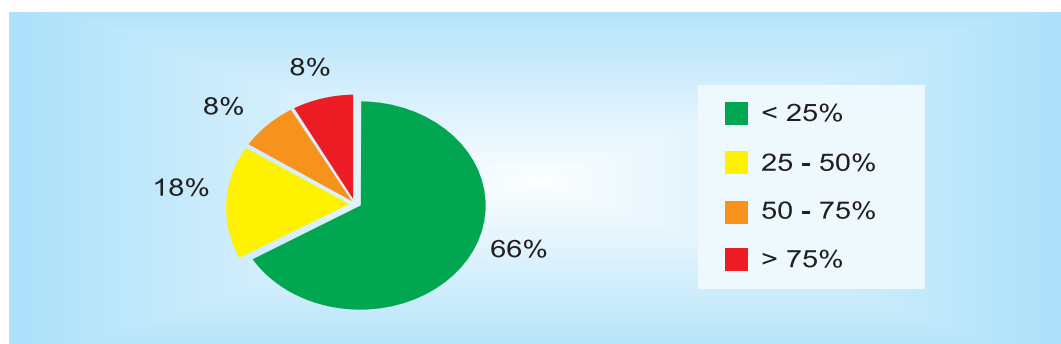


Figura 13. Resultados obtidos para o critério 1.2.2. Porção da área de distribuição/população das espécies impactadas. A maioria das EEI afecta apenas uma pequena porção da área de distribuição/população das espécies impactadas.

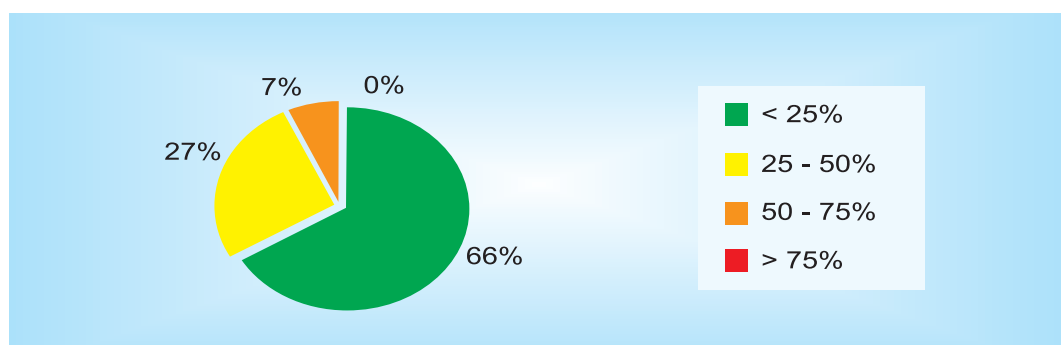


Figura 14. Resultados obtidos para o critério 1.2.3. Porção da distribuição em habitats naturais ou semi-naturais. A distribuição das EEI localizava-se apenas parcialmente nos habitats naturais.

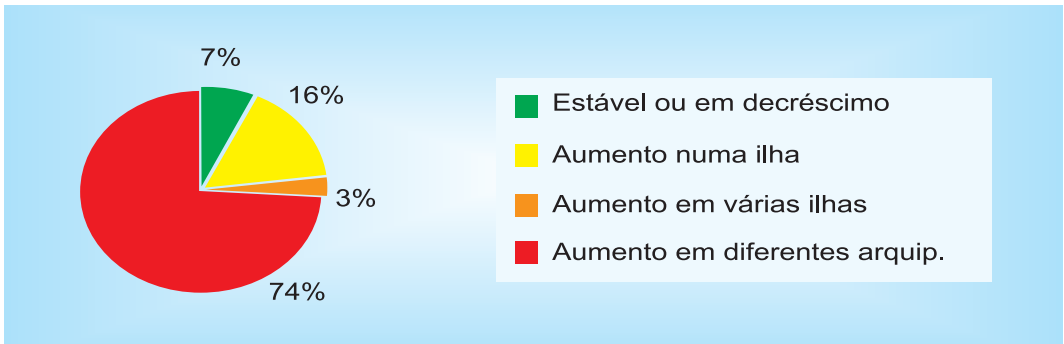


Figura 15. Resultados obtidos para o critério 1.3.1. Tendência actual da invasão. A grande maioria das EEI foi considerada como estando em expansão em diferentes arquipélagos.

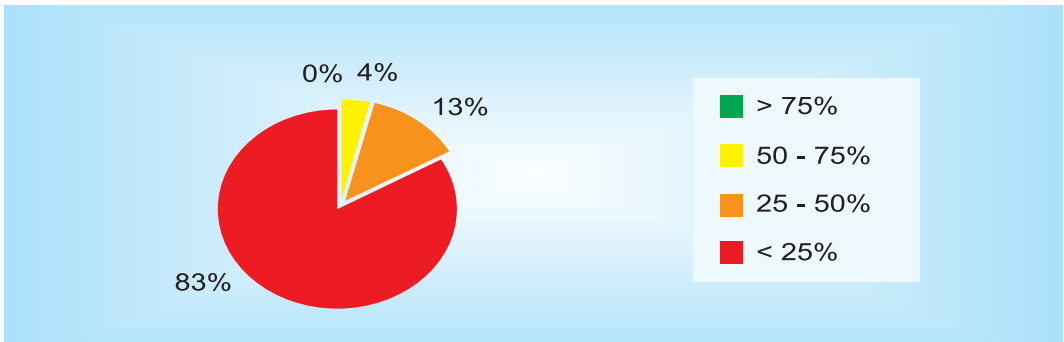


Figura 16. Resultados obtidos para o critério 1.3.2. Porção da área potencial já ocupada. A grande maioria das EEI ainda poderá aumentar mais a sua área de distribuição.

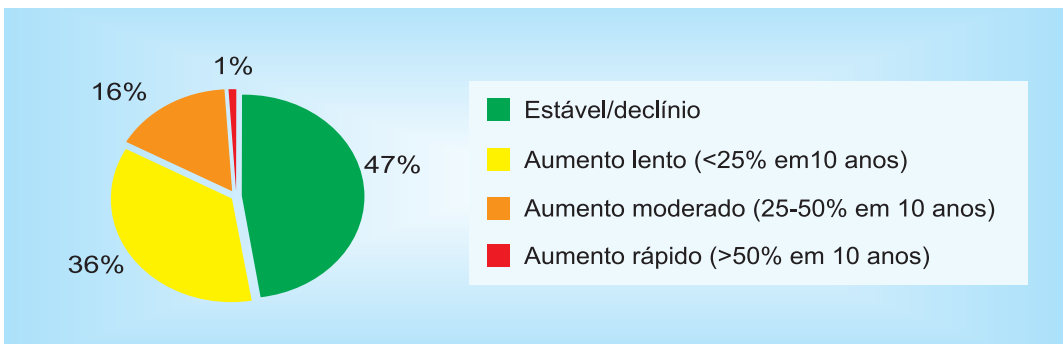


Figura 17. Resultados obtidos para o critério 1.3.3. Tendência da população. Em geral, as EEI não são consideradas como apresentando um crescimento populacional muito rápido.

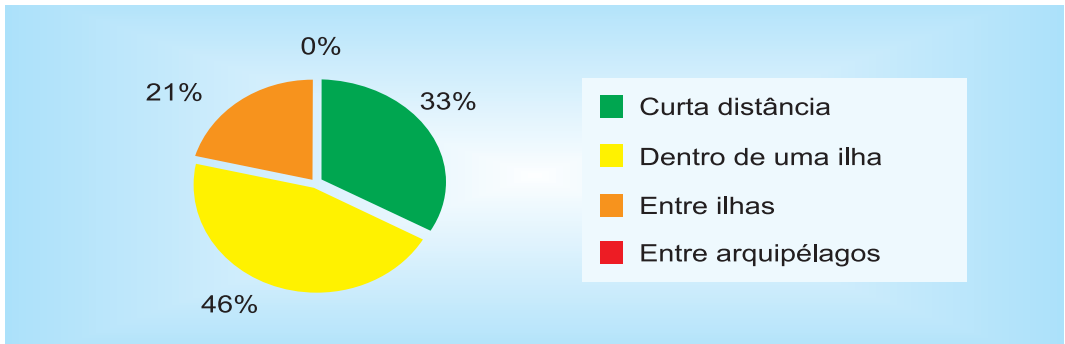


Figura 18. Resultados obtidos para o critério 1.4.1. Capacidade de dispersão. A maioria das EEI não será capaz de dispersar entre ilhas por meios naturais.

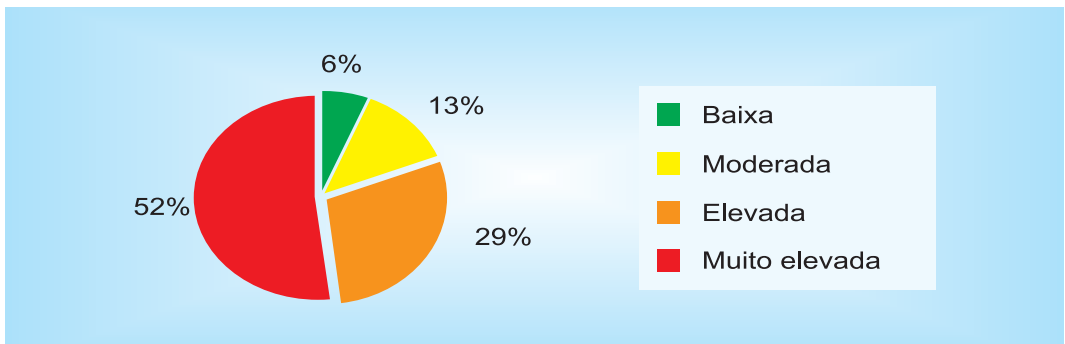


Figura 19. Resultados obtidos para o critério 1.4.2. Potencial de aumento populacional. A grande maioria das EEI foi considerada como tendo um potencial elevado de aumento populacional.

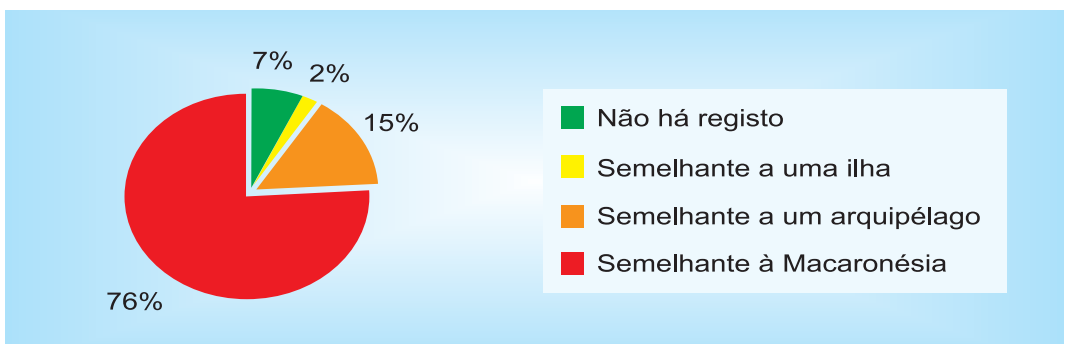


Figura 20. Resultados obtidos para o critério 1.4.3. Invasora noutras regiões. A grande maioria das EEI são consideradas como invasoras em outras regiões com condições ecológicas semelhantes às da Macaronésia.

Tabela 9. Resumo das conclusões resultantes da análise das figuras anteriores, relativas às pontuações obtidas pelas 100 espécies do TOP 100 na Tabela I.

- A maioria das EEI afecta espécies endémicas não ameaçadas. Não obstante mais de um terço afecta espécies ameaçadas.
- A grande maioria das EEI afecta habitats prioritários ou protegidos pela Directiva Habitats.
- A grande maioria das EEI afecta áreas com protecção legal e elevado interesse em conservação.
- A grande maioria das EEI afecta mais do que uma região.
- A maioria das EEI afecta apenas uma pequena porção da área de distribuição/população das espécies impactadas.
- A distribuição das EEI localiza-se apenas parcialmente nos habitats naturais.
- A grande maioria das EEI foi considerada como estando em expansão em diferentes arquipélagos.
- A grande maioria das EEI ainda poderá aumentar mais a sua área de distribuição.
- Em geral, as EEI não são consideradas como apresentando um crescimento populacional muito rápido.
- A maioria das EEI não será capaz de dispersar entre ilhas por meios naturais.
- A grande maioria das EEI foi considerada como tendo um potencial elevado de aumento populacional.
- A grande maioria das EEI é considerada como tal em outras regiões biogeográficas.

O facto da maioria das EEI afectar apenas uma pequena porção da área de distribuição das espécies impactadas e de se localizar parcialmente em habitats naturais ou semi-naturais, indica que, em muitos casos, será prioritário actuar nas zonas mais importantes em conservação. No entanto, esta situação também indica que espécies que invadem essencialmente habitats antrópicos poderão, em certas situações, estabelecer-se em zonas naturais. Isso poderá ocorrer, por exemplo, com a abertura de trilhos pedestres e de acessos às áreas protegidas e com o aumento do número de visitantes a essas zonas. Mais uma vez, será necessário monitorizar a evolução das populações de EEI ao longo dos trilhos e das estradas de acesso às áreas naturais, bem como nas áreas envolventes. Este aspecto relaciona-se com o facto de muitas das EEI ainda ocuparem uma área relativamente pequena, podendo aumentá-la. Este fenómeno poderá ser, eventualmente, potenciado no futuro, devido às alterações climáticas, permitindo, por exemplo, o estabelecimento de EEI a maiores altitudes. Aliado a esta situação está também o facto dos especialistas terem considerado que as EEI do **TOP 100** apresentam uma tendência para

um aumento da extensão da invasão, bem como um elevado potencial em termos de crescimento populacional. No caso das plantas, esta situação está associada à existência de períodos de maturação sexual muito curtos e/ou à possibilidade de ocorrer reprodução assexuada. No caso dos animais, esta situação deve-se à possibilidade de originarem um número elevado de descendentes por geração (invertebrados) ou à existência de vários episódios reprodutores ao longo de um ano (roedores, coelho).

No entanto, a maioria das EEI não será capaz de se dispersar entre ilhas por meios naturais. Isto é de particular importância, pois significa que os mecanismos de transporte de EEI no interior das ilhas e sobretudo entre ilhas, estarão essencialmente dependentes da acção humana, directa ou indirecta. Ou seja, a redução do número de novas introduções dependerá, em grande medida, da implementação de sistemas de quarentena eficazes, de medidas de fiscalização baseadas numa amostragem sistemática e estatisticamente válida, e da adopção de códigos de boas práticas ao nível dos transportes de pessoas e bens. Esta situação está também relacionada com o facto de a grande maioria das EEI do **TOP 100** ser considerada como tal em outras regiões biogeográficas. Ou seja, os mecanismos utilizados para minimizar a entrada de espécies EEI a partir de ilhas de um mesmo arquipélago ou de um arquipélago próximo, devem também minimizar a entrada de espécies consideradas como invasoras em outras regiões biogeográficas e que terão, por isso, grande probabilidade de vir a invadir a Macaronésia.

A grande maioria das EEI do **TOP 100** foi introduzida depois do século XIX. Isto significa que as actividades humanas têm potenciado a ocorrência de novas introduções, a partir dessa data, devido à intensificação dos fluxos comerciais, mas também ao desenvolvimento da rede de jardins botânicos que a partir do século XVIII, permitiram uma troca muito intensa de espécies vegetais entre as ilhas e os continentes.

Como já foi referido, a grande maioria das EEI no **TOP 100** terá que ser controlada em mais do que uma região, embora os especialistas considerem que a grande maioria das EEI está localizada em áreas acessíveis às acções de controlo. No entanto, devido à extensão da invasão, a maioria das EEI foi apenas considerada como susceptível a uma erradicação ou controlo local. Para além disso, considerou-se que será difícil ou impossível controlar 42% das EEI, com os meios humanos e técnicos actualmente disponíveis, uma vez que o controlo da grande maioria das EEI exigirá projectos específicos, de média ou longa duração e com um investimento moderado a grande. Uma outra dificuldade é o facto de, para quase todas as EEI, as acções de controlo terem que basear-se apenas na legislação geral para as áreas protegidas e a biodiversidade e não em mandatos legais específicos. Poderá considerar-se a hipótese desta ausência de legislação estar, eventualmente, relacionada com a pouca importância, em termos de peso relativo, atribuída pelos gestores ambientais à existência deste tipo de regulamentação específica. No entanto, o poder legislativo não cabe aos gestores, nem tão pouco as decisões de topo. Deste modo, esta aparente ausência de legislação específica será um ponto a analisar mais em detalhe, por um grupo de intervenientes com diferentes papéis, nomeadamente, legisladores, governantes, gestores ambientais e especialistas, no sentido de avaliar, objectivamente, se de facto existem lacunas legislativas e regulamentares que é necessário preencher de modo adequado.

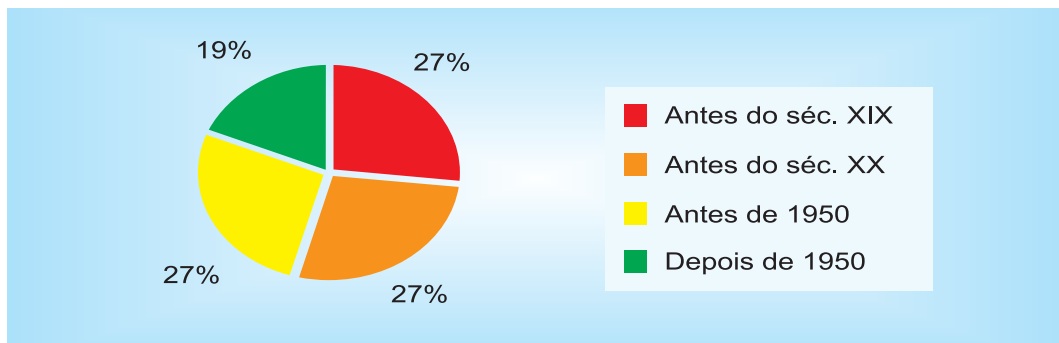


Figura 21. Resultados obtidos para o critério 2.1.1. Época de introdução. A grande maioria das EEI foi introduzida depois do século XIX.

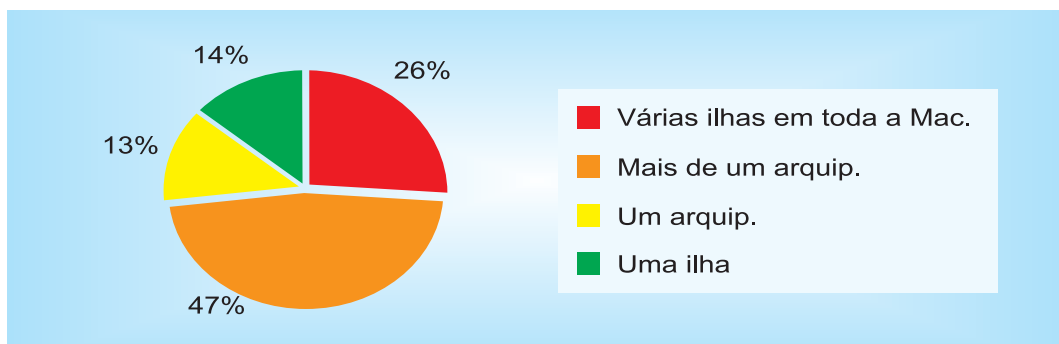


Figura 22. Resultados obtidos para o critério 2.1.2. Área a tratar. A grande maioria das EEI terá que ser controlada em mais do que uma região.

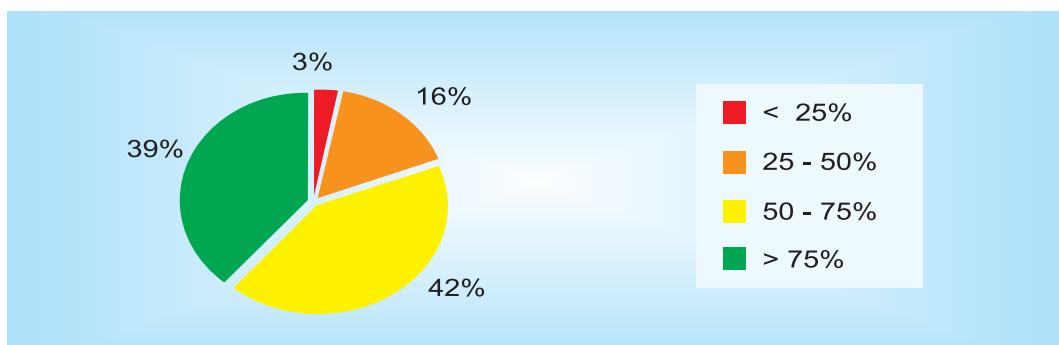


Figura 23. Resultados obtidos para o critério 2.1.3. Acessibilidade. A grande maioria das EEI foi considerada como estando localizada em áreas acessíveis às ações de controlo.

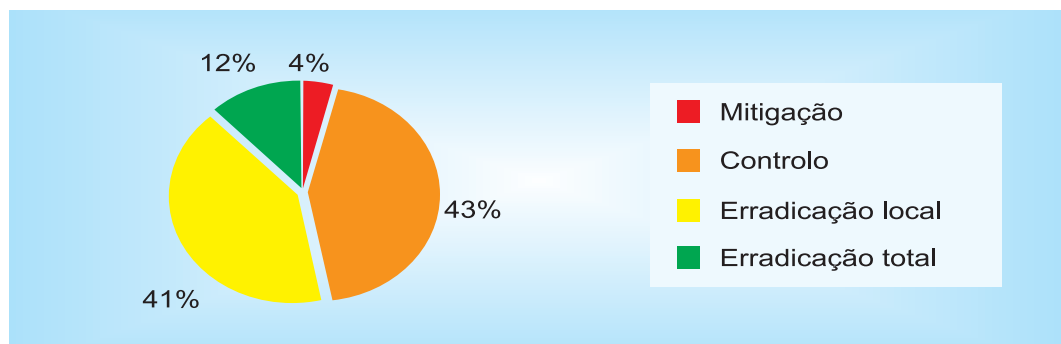


Figura 24. Resultados obtidos para o critério 2.2.1. Estratégia possível. A maioria das EEI foi apenas considerada como susceptível a uma erradicação ou controlo local.

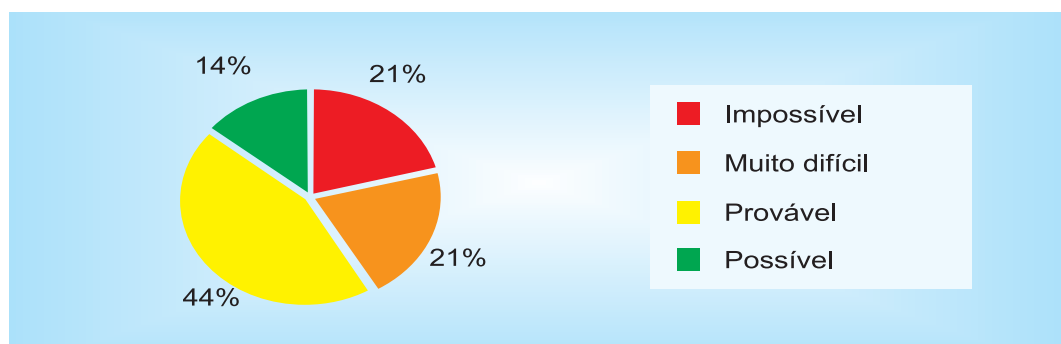


Figura 25. Resultados obtidos para o critério 2.2.2. Resultado possível com os meios disponíveis. Considerou-se que será difícil ou impossível controlar 42% das EEI, com os meios humanos e técnicos actualmente disponíveis.

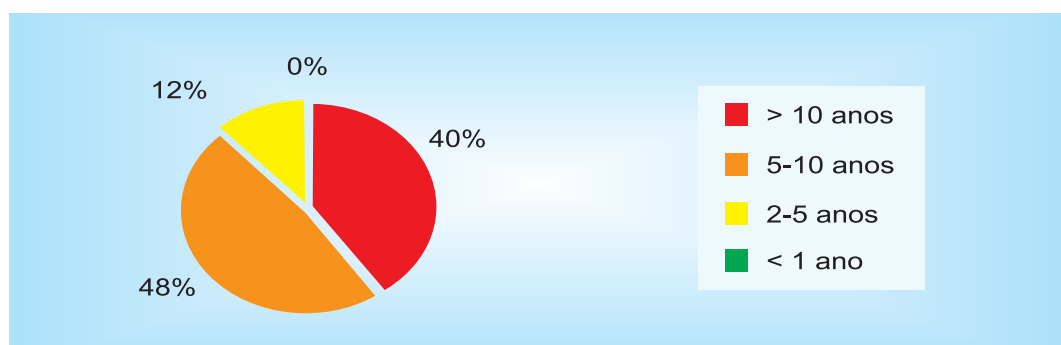


Figura 26. Resultados obtidos para o critério 2.2.3. Projectos. O controlo da grande maioria das EEI exigirá projectos de média ou longa duração.

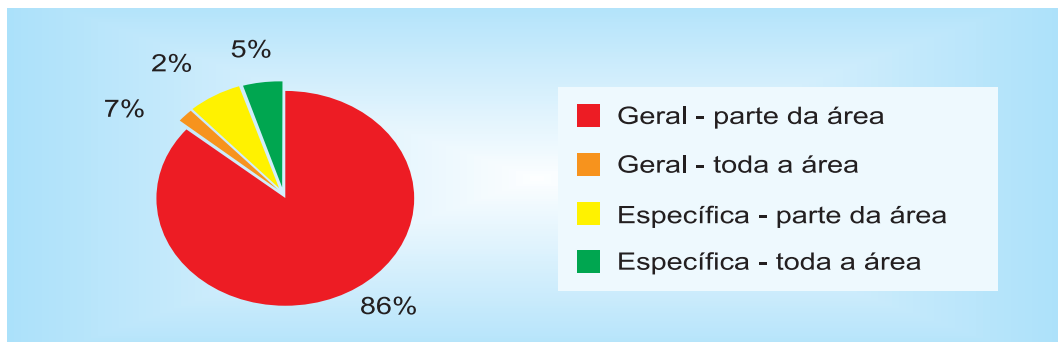


Figura 27. Resultados obtidos para o critério 2.3.1. Legislação. Para quase todas as EEI, as acções de controlo teriam que basear-se apenas na legislação geral para as áreas protegidas e a biodiversidade.

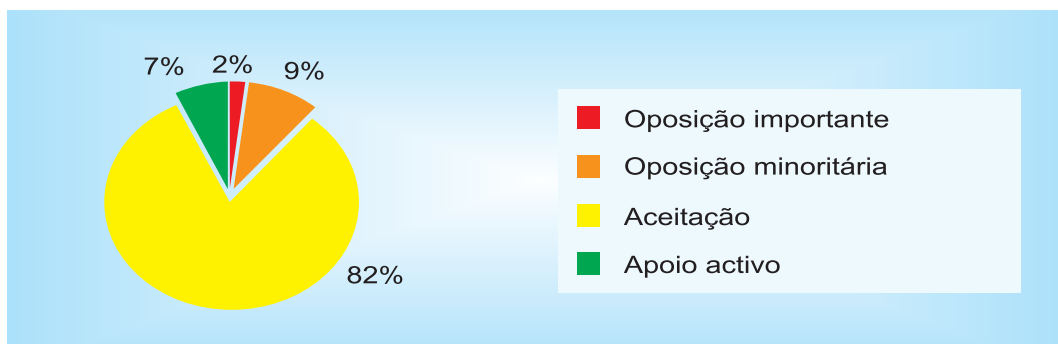


Figura 28. Resultados obtidos para o critério 2.3.2. Apoio da sociedade. Para quase todas as EEI as acções de controlo seriam aceites pelo o público enquanto que uma oposição ou um apoio activos não seriam frequentes.

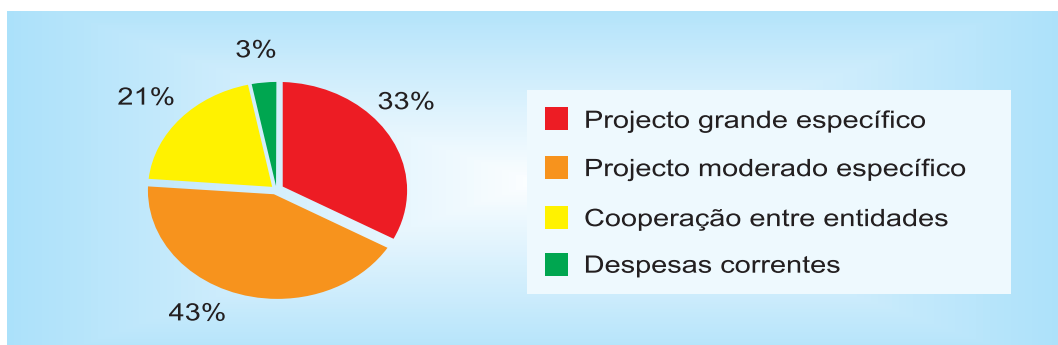


Figura 29. Resultados obtidos para o critério 2.3.3. Custos. O controlo da grande maioria das EEI exigirá projectos específicos com um investimento moderado a grande.

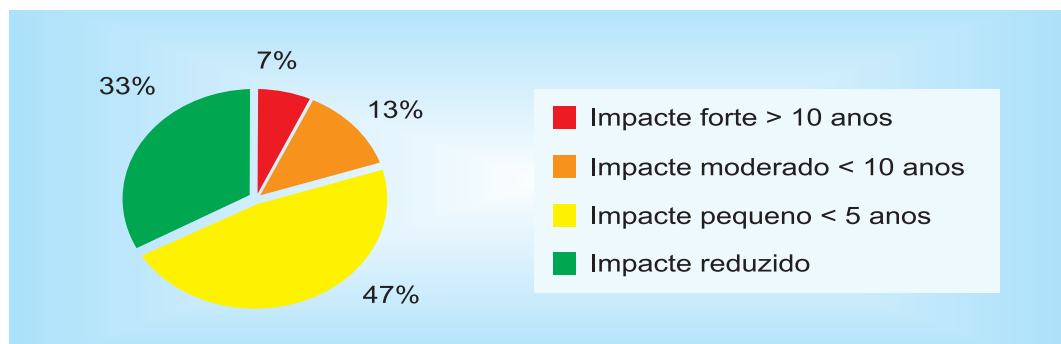


Figura 30. Resultados obtidos para o critério 2.4.1. Impactes resultantes do controlo. Para a grande maioria das EEI as acções de controlo foram consideradas como originando somente impactos pequenos ou reduzidos.

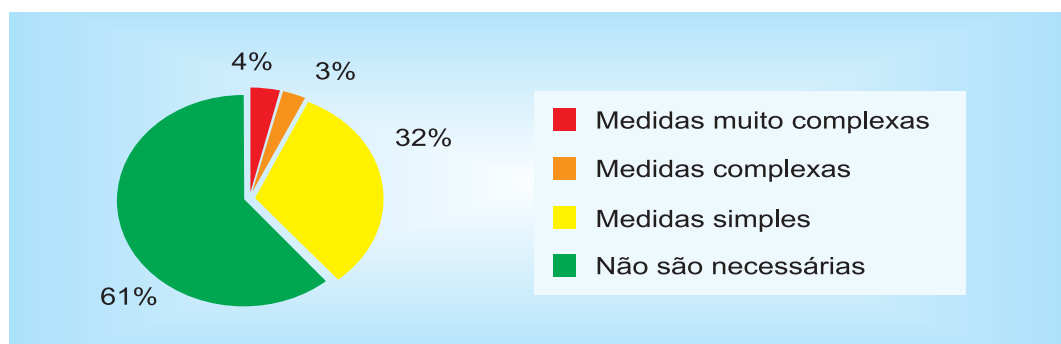


Figura 31. Resultados obtidos para o critério 2.4.2. Recuperação dos habitats. Para a maioria das EEI considerou-se que não seriam necessárias medidas de recuperação dos habitats depois das acções de controlo.

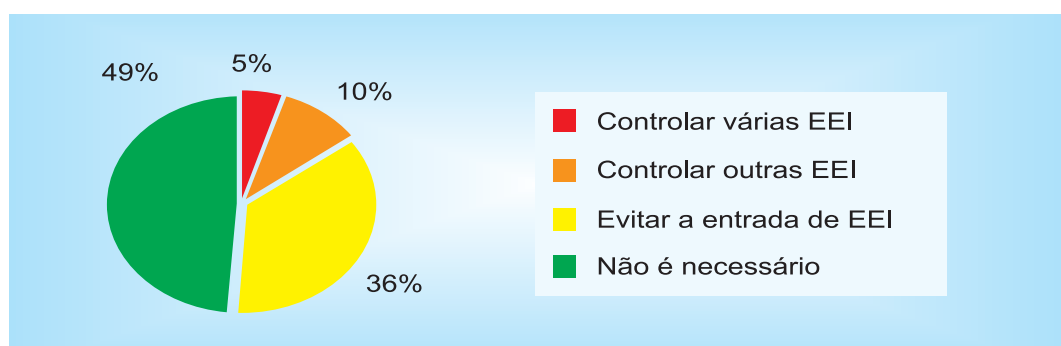


Figura 32. Resultados obtidos para o critério 2.4.3. Interação entre EEI. Para a grande maioria das EEI considerou-se que não haveria necessidade de controlar outras EEI em simultâneo.

Tabela 10. Resumo das conclusões resultantes da análise das figuras anteriores, relativas às pontuações obtidas pelas 100 espécies do TOP 100 na Tabela II.

- A grande maioria das EEI foi introduzida depois do século XIX.
- A grande maioria das EEI terá que ser controlada em mais do que uma região.
- A grande maioria das EEI foi considerada como estando localizada em áreas acessíveis às acções de controlo.
- A maioria das EEI foi apenas considerada como susceptível a uma erradicação ou controlo local.
- Considerou-se que será difícil ou impossível controlar 42% das EEI, com os meios humanos e técnicos actualmente disponíveis.
- O controlo da grande maioria das EEI exigirá projectos de média ou longa duração.
- Para quase todas as EEI, as acções de controlo teriam que basear-se apenas na legislação geral para as áreas protegidas e a biodiversidade e não em mandatos legais específicos.
- Para quase todas as EEI as acções de controlo seriam aceites pelo público enquanto que uma oposição ou um apoio activos não seriam frequentes.
- O controlo da grande maioria das EEI exigirá projectos específicos com um investimento moderado a grande.
- Para a grande maioria das EEI considerou-se que as acções de controlo originam somente impactes pequenos ou reduzidos.
- Para a maioria das EEI considerou-se que não seriam necessárias medidas de recuperação dos habitats depois das acções de controlo.
- Para a grande maioria das EEI considerou-se que não haveria necessidade de controlar outras EEI em simultâneo.

No que se refere à aceitação das acções de controlo pela sociedade, esta seria uma realidade para quase todas as EEI, enquanto que uma oposição ou um apoio activo não seriam frequentes. No entanto, estes resultados baseiam-se no conhecimento da situação geral por parte dos especialistas que pontuaram as espécies, e não em dados resultantes de uma auscultação directa de vários grupos sociais. Assim, seria interessante desenvolver, ao nível da Macaronésia, uma auscultação da sociedade em geral acerca da sua percepção em relação aos impactes causados pelas EEI e da sua aceitação de medidas mais restritivas em termos de controlo da entrada de espécies exóticas.

Finalmente, há que referir que, de acordo com os especialistas, para a grande maioria das EEI as acções de controlo foram consideradas como originando somente impactos muito reduzidos na biodiversidade nativa, pelo que se considerou que na maioria dos casos não seriam necessárias medidas de recuperação dos habitats depois das acções de controlo.

De facto, por exemplo Silva (2001), demonstrou a possibilidade de controlar *Clethra arborea* na ilha de São Miguel, sem originar impactes significativos na flora nativa. O mesmo se verificou com a implementação do Projecto LIFE Priôlo. Para além disso, para a grande maioria das EEI considerou-se que não haveria necessidade de controlar outras espécies em simultâneo. No entanto, para algumas espécies de invasoras importantes nos Açores, como *Gunnera tinctoria*, *Clethra arborea* e *Hedychium gardnerianum*, a sua ocorrência em simultâneo demonstra que poderá surgir essa necessidade.

Limitações do sistema de pontuação

Algumas limitações foram reconhecidas durante a aplicação do sistema de classificação. Em concreto e a modo de exemplo, várias espécies consideradas como invasoras nos Açores não foram incluídas na análise inicial uma vez que tinham sido consideradas como nativas na Madeira ou nas Canárias. Este facto é particularmente relevante para espécies como a verdenez (*Clethra arborea*) ou a silva (*Rubus ulmifolius*), as quais estão incluídas no Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis. Esta limitação também se verifica pontualmente para espécies introduzidas na Madeira ou nas Canárias, devido à existência de diferentes critérios entre os arquipélagos quando se considera a origem de algumas espécies, sobretudo no caso das plantas.

Para além disso, este efeito pode ocorrer dentro de um mesmo arquipélago, ou seja, a própria flora endémica pode actuar também como um agente invasor, nomeadamente, por usos ornamentais desajustados, se é introduzida em ilhas ou localidades que não são parte da sua distribuição original, já que nestes casos podem originar-se fenómenos de hibridação que de forma natural não ocorreriam (Ojeda 2007). Como exemplo, apenas na lista da Ilha de Tenerife existem 823 *taxa* em diferentes grupos de organismos, que são endemismos insulares (Martín Esquivel *et al.* 2005), muitos dos quais podem actuar como invasores no resto das ilhas do arquipélago canário. Nas plantas este efeito negativo é especialmente notável, com a transferência entre ilhas de espécies com uso ornamental e de géneros muito diversificados (*Limonium* spp., *Cheirolophus* spp., *Echium* spp., etc.).

Por outro lado, determinados *taxa* considerados como muito invasores num dos arquipélagos, como é o caso do esquilo (*Atlantoxerus getulus*), de uma espécie de gorgulho (*Rhynchophorus ferrugineus*), ou da palmeira dactilífera (*Phoenix dactylifera*) nas Canárias, não foram incluídos no **Top 100** devido, fundamentalmente, a que a sua distribuição se restringe a um só arquipélago da Macaronésia, para além de outros factores que condicionaram a obtenção de pontuações mais baixas como consequência da aplicação de critérios globais e não locais.

As limitações acima referidas implicam a necessidade de existirem, paralelamente às listas macaronésicas, listas referentes a cada um dos arquipélagos, em que se ordenem as várias espécies de acordo com a pontuação obtida nas duas tabelas, independentemente, de serem consideradas como nativas numa parte da Macaronésia.

É também conveniente comentar os casos particulares da cabra (*Capra hircus*) e da ovelha doméstica (*Ovis aries*) no arquipélago das Canárias. Desde a chegada dos povoadores pré-hispânicos, o gado tem exercido um forte impacto negativo sobre a conservação da flora endémica que, na actualidade, se reduz ao efeito de indivíduos ou rebanhos de tamanho variável em determinadas localidades. Dado que se trata de espécies domésticas e não assilvestradas, não figuram na Base de Dados da Biodiversidade das Canárias, pelo que não foi possível considerá-las nesta análise, apesar dos seus efeitos nefastos sobre a biodiversidade nativa em algumas localidades.

Em relação a alguns vertebrados introduzidos nos Açores, como a comadrinha (*Mustela nivalis*) e o furão (*Mustela furo*), a situação é a inversa, uma vez que são considerados como naturalizados, mas no entanto, não se conhecem os seus possíveis impactes na biodiversidade nativa.

Em relação aos invertebrados, embora correspondam a uma parte importante das espécies exóticas introduzidas, e sejam muito frequentemente considerados como pragas agrícolas ou dos produtos armazenados, o conhecimento actualmente existente acerca do seu impacto na biodiversidade nativa não revelou que o mesmo seja muito considerável. Esta situação poderá alterar-se no futuro, caso sejam desenvolvidos trabalhos de investigação nesta área. A título de exemplo, nos Açores, várias espécies de pragas agrícolas (cochonilhas, tripes) parasitam espécies de plantas endémicas, em particular a menor altitude.

Orientações para o futuro

Apesar das limitações mencionadas, este sistema permitiu definir a grande maioria das EEI mais importantes na Macaronésia. Uma vez que não será possível controlar todas as EEI numa região, a utilização de sistemas hierarquizados permitirá definir as prioridades de gestão. A aplicação deste sistema levará assim à imposição de uma aproximação mais objectiva na definição das EEI mais importantes para cada região. Sem dúvida, este método permitirá, igualmente, a identificação de falhas no conhecimento sobre grupos particulares de EEI.

Este sistema deverá ser utilizado segundo uma metodologia dinâmica, pelo que será conveniente que as pontuações e as listas de espécies sejam revista todos os três anos, com o objectivo de incorporar novas introduções que se tenham tornado invasoras, mas também possíveis efeitos derivados das acções de controlo ou erradicação entretanto desenvolvidas.

Por outro lado, em termos metodológicos, e como resultado da experiência adquirida durante a realização deste trabalho, é de referir que as fichas de caracterização das EEI, utilizadas neste livro, devem passar a constituir o primeiro passo da análise de risco. De facto, a sua aplicação numa fase inicial do processo de avaliação, tornará a atribuição das pontuações ainda mais fácil e objectiva.

Não obstante, a análise efectuada deverá também ser complementada com a criação de um sistema de detecção precoce que permita identificar novas introduções num estágio muito

incipiente. Este mecanismo será crucial para aumentar as probabilidades de conseguir uma erradicação bem sucedida de novas espécies exóticas, antes que se tornem problemáticas.

Considerando a quantidade muito grande de EEI comuns às três regiões, e também o facto de serem uma das principais ameaças para as espécies prioritárias em termos de conservação (Martín Esquivel *et al.* 2008), propomos a criação de um Observatório Macaronésico das Invasões Biológicas. Esta instituição agregaria diferentes entidades que trabalham ou que se relacionam com este fenómeno, às escalas local, regional e macaronésica. O observatório teria a seu cargo a integração da informação relativa à ocorrência de invasões biológicas na Macaronésia, e sustentaria uma rede de comunicações entre as várias regiões, tornando a informação prontamente disponível para os decisores e para o público em geral.

No que se refere às invasões biológicas, existem algumas certezas. O número de novas introduções tem aumentado a um ritmo exponencial. Por outro lado, a partir do momento em que ocorre o estabelecimento de uma espécie invasora, o problema tenderá sempre a agravar-se, se nada for feito. Ou seja, os custos de actuar mais tarde serão sempre mais elevados do que aqueles associados a uma boa estratégia de prevenção ou a uma resposta rápida. Sem qualquer dúvida, as invasões biológicas, na actualidade, estão directamente dependentes das actividades económicas, da cultura e do modo como a gestão do ambiente é encarada pela sociedade humana, no seu todo. Dependerá pois, em grande medida, das nossas decisões ou indecisões colectivas, o papel que estará reservado para as espécies exóticas no futuro, não só ao nível da sustentação das actividades humanas, mas também ao nível da preservação da biodiversidade global.

Las invasiones biológicas

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Curtis Daehler³

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

3 Botany Department, University of Hawaii at Manoa, Honolulu, USA.

Introducción

La introducción de especies y su naturalización se considera actualmente, como uno de los mecanismos responsables por cambios globales de la biosfera, originando profundas modificaciones en la estructura y en el funcionamiento de los ecosistemas, homogeneización de la biota, la reducción de la biodiversidad y extinción de especies (Huenneke 1997, Williamson 1996, Lodge 1993, Vitousek 1990, Vitousek *et al.* 1987).

Las invasiones biológicas y la introducción de especies han fascinado a los biólogos desde hace mucho tiempo. Darwin, en su libro de 1859 “El origen de las especies”, aludía al hecho de que algunos animales domésticos que habían sido trasladados desde Europa hacia América, una vez introducidos, se multiplicaban rápidamente, lo que en algunos casos afectaba a la supervivencia de las especies nativas.

Una **invasión biológica** ocurre cuando un organismo, de cualquier tipo, se establece fuera de su área de distribución (Williamson 1996), esto es, siempre que una especie coloniza y persiste en una área donde hasta entonces, jamás había habitado (Shigesada & Kawasaki 1997).

Existe cierta heterogeneidad en el concepto de especie invasora. Por ejemplo, Usher (1991) ha sugerido las siguientes definiciones: i) especie introducida: transportada intencionalmente o accidentalmente debido a la acción humana, hasta una área fuera de su rango de distribución geográfica; ii) especies invasoras: especies introducidas que aumentan su número y área de distribución en la nueva región, sin intervención humana.

Según estas definiciones, las invasiones biológicas naturales quedarían excluidas del escenario de análisis. Como alternativa, es posible establecer un concepto de especie invasora teniendo en cuenta un criterio geográfico, entendiéndose simplemente que ha ocurrido la colonización de una nueva región o hábitat y, además, definiendo las diferentes etapas del proceso de invasión.

Otros autores han considerado como invasoras sólo aquellas especies exóticas que colonizan ecosistemas naturales o seminaturales (Cronk & Fuller 1995). Este concepto

puede parecer algo restrictivo ya que, una vez que las especies introducidas se asientan en un hábitat alterado, pueden establecerse más tarde en ecosistemas menos afectados por la acción humana.

Además, Rejmánek (1995) ha separado claramente los conceptos de invasora, maleza (mala hierba o plaga) y de colonizadora. Una **maleza** (mala hierba o plaga) es la especie que interfiere de modo negativo en las actividades y en las aspiraciones humanas, pudiendo ser nativa o introducida. Un **colonizador** es un organismo que se establece en los estadios iniciales de la sucesión ecológica, siendo sustituido en los estadios siguientes (es la única categoría definida por características biológicas), pudiendo ser nativa o introducida. Especies **invasoras**, según el citado autor, son las que proceden de otras regiones, tratándose en este caso por lo tanto, de una definición geográfica.

A lo largo de la escala temporal geológica, la distribución de las especies en la superficie terrestre se ha visto condicionada por **cambios climáticos y geomorfológicos de escala global** (Vermeij 1991). Acompañando a esos cambios, las invasiones biológicas constituyeron un importante factor evolutivo a lo largo de la historia geológica, incluyendo pequeñas variaciones en los rangos de distribución de las especies, hasta invasiones de dimensión continental (Huenneke 1997, Williamson 1996, Fryer 1991).

Al final de la **última glaciación cuaternaria** (hace 10.000 a 15.000 años), el desarrollo de las actividades humanas (agricultura, comercio, viajes intercontinentales, etc.), llevó a cambios ambientales que promovieron las traslocaciones de organismos vivos hacia nuevas regiones, de modo intencionado o accidental, originando un aumento de la incidencia de las invasiones biológicas y de la extinción de especies (Shigesada & Kawasaki 1997). Desde el inicio de la agricultura, los humanos se convirtieron en un importante factor biogeográfico, afectando y acelerando la expansión de especies comensales (Le Floc'h 1991). Algunas de esas especies fueron introducidas de forma intencionada como fuente de alimento, medicamentos, o por motivos estéticos, mientras que otras fueron introducciones accidentales importadas como contaminantes de los cultivos o a través de otros medios (Rejmánek *et al.* 1991). O sea, las primeras introducciones asociadas a la actividad humana ocurrieron en tiempos prehistóricos, incluso desde el paleolítico (Australia), pero también a lo largo de la antigüedad clásica (Mediterráneo), tratándose de un hecho generalizado en varias regiones, incluyendo tanto el área Atlántica como la Pacífica (ver Capdevila *et al.* 2006).

Al empezar el **siglo XVI**, la civilización europea promueve un amplio intercambio de organismos vivos de zonas tropicales (especialmente en islas); más tarde, con el desarrollo de los jardines botánicos, especialmente en el Reino Unido, se estableció una red de intercambio de especies entre diferentes regiones. De hecho, el siglo XVIII es un marco importante en la aclimatación de especies exóticas (Capdevila *et al.* 2006).

En el **siglo XIX**, el patrón de comercio llevó a un flujo considerable de especies a partir de Europa y a la creación de numerosas sociedades ligadas a la aclimatación de especies exóticas. En el **siglo XX**, los medios de transporte aumentaron en velocidad y en su capacidad de transportar organismos vivos; la duración de los viajes se redujo y la utilización de aguas de lastre se volvió común. Actualmente, los flujos comerciales son

aún más amplios y mucho más rápidos, por lo que las especies viajan en todas las direcciones. **La mayoría de las invasiones biológicas tienen su origen en las actividades humanas** (Williamson 1996). Incluso en los casos en que se considera que una invasión es natural, se concluye después que el aumento del área de distribución fue debido, muy probablemente, a cambios en el hábitat asociados a la acción humana (McCulloch & Stewart 1998). La inmigración de nuevas especies debida a la acción humana es mucho más rápida y amplia que aquella que está asociada al transporte por animales, por el viento o por las corrientes marinas (Money 2005, Raunkjaer 1936).

Aunque existan sistemas de cuarentena, la expansión de la población humana, el desarrollo de vías ferroviarias, la proliferación de carreteras y de vehículos, los movimientos de suelo y el comercio de especies exóticas, proporcionan muchas oportunidades para la introducción y la dispersión de organismos vivos (Ernst 1998, Hodkinson & Thompson 1997, Rejmánek *et al.* 1991). Además, las áreas donde los ecosistemas naturales son directamente afectados por las actividades humanas han crecido de un modo constante, aumentando la probabilidad de que se produzcan invasiones exitosas (Shigesada & Kawasaki 1997). Consecuentemente, la tasa de ocurrencia de invasiones biológicas ha aumentado hasta niveles sin precedente (Huenneke 1997).

Los problemas asociados a la biología de las invasiones no suscitan solamente un interés académico, sino que tienen una importancia considerable para la **sociedad humana** (Money 2005). Aunque la mayoría de las especies introducidas no llegan a tener éxito, sin embargo, es considerable el efecto acumulativo de las que sí lo tienen. Sin duda, un número importante de especies exóticas se han convertido en plagas, malezas o malas hierbas, originando pérdidas en la agricultura, ganadería, silvicultura y dificultando el manejo de los espacios naturales (Williamson 1996).

En muchos casos es difícil solucionar los problemas originados por la introducción de una especie, ya que la misma puede ser considerada como nociva por una parte de la sociedad, mientras que otro sector la considera como beneficiosa. Por ello, no será siempre fácil definir estrategias de gestión que satisfagan a los diferentes sectores en disputa.

El **proceso de invasión** varía en función de múltiples factores: las características de la especie invasora, las características del ecosistema invadido y las interacciones con las especies nativas (Lockwood *et al.* 2006). La mayoría de las invasiones ocurren en hábitats degradados por la acción humana, en particular en aquellos sujetos a una alteración acentuada, si bien, esto puede ser solamente una consecuencia del hecho de que las especies son más fácilmente transportadas a estos lugares (Williamson 1996). Sin embargo, las invasiones biológicas también ocurren en los ecosistemas naturales que a su vez, se encuentran sujetos a alteraciones en sus procesos ecológicos de forma natural, siendo estos casos, el enfoque principal del presente libro.

En la biología de las invasiones, puede ser útil considerar algunas cuestiones (Shigesada & Kawasaki 1997): cuáles son las condiciones para que ocurra una invasión; de qué modo se expande la invasión en términos espaciales y a qué tasa; qué características tiene un ecosistema después de sucesivas invasiones; cuáles son las especies más

invasoras; qué tipo de hábitat es más susceptible a las invasiones; cuál es el impacto de las invasoras en la biota nativa. Sin embargo, las previsiones sobre los resultados de una nueva invasión son aún poco predecibles (Williamson 1999).

Si bien los cambios globales asociados a la actividad humana han producido el declive de muchas especies, también han provocado la proliferación de muchas otras originando impactos considerables en las poblaciones y en los ecosistemas nativos. Sin embargo, cuando la conservación de los ecosistemas, y no sólo la conservación de especies nativas o de poblaciones, han adquirido importancia, las especies invasoras se han convertido en una cuestión inherente a la biología de la conservación. Esto ha dado lugar a una conexión entre las llamadas: ciencia de la “rareza” y ciencia de la “agresividad” (Parker & Reichard 1998).

La complejidad del estudio y de la gestión de las invasiones biológicas se complica aún más por la confluencia de otras alteraciones globales en la biosfera (Huenneke 1997), tales como, el aumento de los niveles de CO₂ en la atmósfera, el aumento de la incidencia de la radiación UV, el cambio climático, la contaminación por sulfatos, el aumento de la deposición de nitratos, la fragmentación de los hábitats, los cambios en los regímenes de perturbaciones (incendios, hidrología, etc.) y los cambios en las interacciones bióticas.

Conceptos y definiciones

Probablemente, la cuestión más importante en la biología de las invasiones es determinar qué aspectos o condiciones permiten que una especie invada un nuevo ecosistema (Parker & Reichard 1998). Sin embargo, algunas de las cuestiones más básicas están aún por aclarar. Por ejemplo, referente a las plantas invasoras Heywood (1989) alerta sobre el hecho de que para muchas especies de la flora, los motivos que han llevado a considerar una especie como nativa o introducida no están del todo claros, dando la impresión de que la decisión ha sido tomada de otros autores o basada en la intuición. Sin duda, en muchos casos es difícil hacer la distinción entre nativas e introducidas, casuales o naturalizadas. Además, el número de términos utilizados es muy elevado: indígena, nativa, autóctona, exótica, importada, introducida, no-indígena, alienígena, invasora, arqueófita, neófita, etc. (ver Capdevila *et al.* 2006 para una discusión reciente).

La escala a la cual se considera la invasión, también varía ampliamente. Una especie podrá ser nativa de una región geográfica o de un país en cuestión, pero no de una comunidad biológica en particular (Heywood 1989). La invasión de nuevas comunidades nativas, aún dentro de la gama de áreas de distribución natural de la especie, debe ser también considerada, ya que su impacto podría ser significativo (Rose 1997a).

Parte de esta variación en la definición de especie invasora puede resultar del hecho de que una invasión biológica es un **proceso dinámico** y no un evento localizado, a lo largo del cual la población invasora atraviesa diferentes estadios (Deacon 1991). Así, el proceso de invasión ha sido subdividido en diferentes etapas (Figura 1).

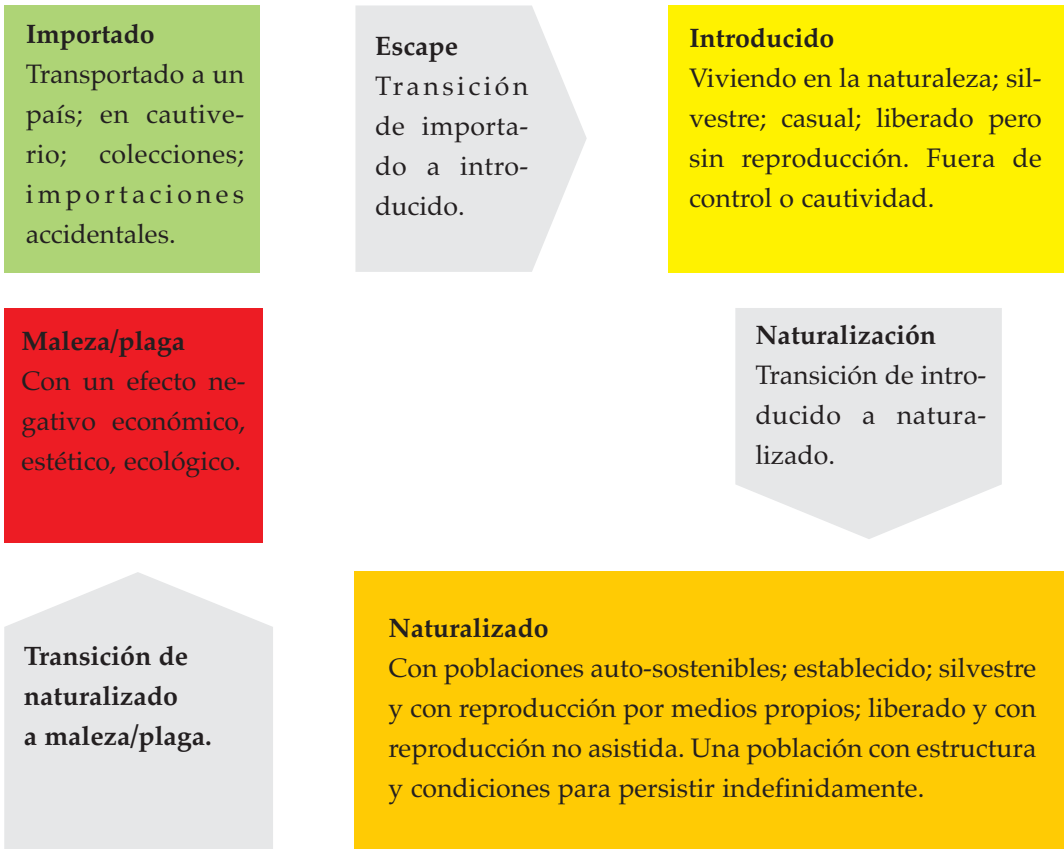


Figura 1. Estadios y transiciones que ocurren a lo largo del proceso de invasión (de acuerdo con Williamson 1996).

Después de la introducción, muchas especies muestran un estadio inicial relativamente largo, durante el cual su población se mantiene a un nivel casi constante: estadio de latencia (Le Floch 1991). Algunos ambientes pueden funcionar como refugio, a partir del cual la especie podrá propagarse tan pronto como las condiciones lo permitan. Una vez naturalizada, la especie podrá empezar una fase de expansión (Ribera & Boudouresque 1995): i) expansión ecológica: ocupación de diferentes biótopos; ii) expansión geográfica: aumento del área de distribución geográfica. Una regla general es que cerca del 10% de las especies introducidas lograrán naturalizarse, mientras que el 10% de las naturalizadas, se volverán nocivas (Smith *et al.* 1999, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Leach 1995). Este dato refleja una orientación general, siendo común que estos valores oscilen entre 5-20% (Williamson 1996).

La actual definición de especie invasora de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) considera que el término invasora debe aplicarse

solamente a las especies que tienen un impacto negativo en la biodiversidad, sirviendo de soporte a la definición utilizada por el Convenio de Diversidad Biológica (CBD). Este libro, considera como enfoque primordial el de la gestión, por lo que se seguirán las definiciones básicas sugeridas por el CBD y la UICN (Tablas 1 y 2).

Especies invasoras

Aunque las **características** de las especies invasoras han sido ampliamente estudiadas, no se ha demostrado con seguridad, la capacidad para predecir los resultados de una invasión en particular.

Tabla 1. Comparación entre algunas definiciones relativas a las especies exóticas invasoras, según la IUCN y el CBD.

<p>IUCN Especie nativa: una especie, subespecie o taxón inferior que habita dentro de su área natural y de dispersión potencial.</p>
<p>IUCN Especie exótica: especie, subespecie o taxón inferior que habita fuera de su área natural (pasada o actual) y de dispersión potencial, incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo que pueda sobrevivir y reproducirse.</p>
<p>CBD Especie exótica: especie, subespecie o taxón inferior introducidas fuera de su área de distribución natural incluyendo cualquier parte, gameto, semilla, o propágulo que pueda sobrevivir y subsecuentemente reproducirse.</p>
<p>IUCN Especie exótica invasora: especie exótica que se establece en un ecosistema o en un hábitat natural o seminatural, siendo un agente de alteración y amenaza para la diversidad biológica nativa.</p>
<p>CBD Especie exótica invasora: especie exótica cuya introducción y/o extensión amenaza a la diversidad biológica.</p>

Tabla 2. Comparación entre algunas definiciones relativas a la introducción de especies, según la IUCN y el CBD.

IUCN Introducción: movimiento, mediante un agente humano, de una especie, subespecie o taxón inferior (incluyendo cualquier parte, gameto o propágulo que pueda sobrevivir y reproducirse) fuera de su área natural (pasada o presente).
CBD Introducción: movimiento, por acción humana directa o indirecta, de una especie exótica fuera de su medio natural (pasado o presente).
IUCN Introducción intencionada: una introducción efectuada de forma deliberada por los humanos (autorizadas y no autorizadas).
CBD Introducción intencionada: movimiento y/o liberación deliberada realizada por seres humanos de una especie exótica fuera de su medio natural.
IUCN Introducción no intencionada: una introducción que resulta del uso que una especie hace de los humanos o de sus sistemas de distribución, como vectores de dispersión, fuera de su área natural.
CBD Introducción no intencionada: otros tipos de introducción que no son intencionadas.

De hecho, hay dudas de que el estudio de las características ligadas al éxito o fracaso de una especie que se comporte como invasora, pueda ser útil para predecir el resultado de una invasión en concreto (Williamson 1999, Simberloff 1989, Noble 1989). Asimismo, una especie puede convertirse en invasora no porque haya un cambio en sus características, sino debido a cambios en el hábitat. Por lo tanto, las características de las especies invasoras, pueden funcionar como indicadores de riesgo, pero no como previsores definitivos.

En el caso de los **insectos**, la tasa de crecimiento poblacional, los hábitos alimentarios, la amplitud de los intervalos de tolerancia a los factores ambientales, la talla y la capacidad de dispersión, son aspectos importantes, pero no indicadores determinantes del potencial invasor (Simberloff 1989).

Para los **vertebrados**, se ha sugerido que una comparación de especies próximas con diferente éxito como invasora puede aportar nuevas ideas de análisis (Ehrlich 1989). Sin

embargo, especies estrechamente emparentadas, pueden tener un éxito como invasoras completamente distinto, mientras que una puede comportarse como invasora, la otra puede presentarse incluso como una especie rara (Wade 1997, Williamson 1996). Al parecer, los vertebrados invasores suelen proceder, en general, de áreas continentales amplias y no aisladas (Brown 1989).

También ha habido tentativas para determinar las características generales de las especies de **plantas** invasoras (Baruch *et al.* 2000, Rejmánek 1995, Ramakrishnan 1991, Noble 1989). Algunos de estos rasgos incluyen árboles que alcanzan más de 3 m de altura, incluyendo, también, muchas plantas perennes; taxones con mecanismos eficaces de dispersión a corta y larga distancia (mediante aves, mamíferos, viento, agua); de madurez precoz; con elevada producción de flores, frutos y semillas, y carácter longevo de las mismas; con reproducción asexual; de elevada tasa de asimilación de carbono; tolerancia a las condiciones de umbría; con adaptaciones al fuego; elevado potencial de aclimatación o plasticidad; y que producen sustancias secundarias repelentes para los herbívoros.

Respecto a las **plantas acuáticas**, se han sugerido varias características (Ashton & Mitchell 1989): crecimiento vegetativo rápido, regeneración a partir de fragmentos con independencia total o parcial de la reproducción sexuada, dispersión mediante actividades humanas, una morfología que maximiza la ocupación de la zona eutrófica, independencia del sustrato de asentamiento y del agua, plasticidad morfológica y reproductiva, producción un elevado número de pequeñas semillas.

También se ha indicado que puede existir una relación entre el éxito invasor de una especie y la abundancia de la misma en su área de distribución original, o en las áreas climáticas o en los continentes ya colonizados (Le Floch 1991). En varios estudios, se ha determinado que el hecho **previo de presentar un comportamiento invasor** en otras regiones, es una característica importante en las especies invasoras (Maillet & López-García 2000, Goeden 1983). Esto puede sugerir que la biología de la invasora es más importante que las características particulares del hábitat invadido. No obstante, cada característica deberá ser evaluada con respecto al hábitat particular susceptible de ser invadido (Noble 1989). Es el ecosistema invadido, tanto como las características de la invasora, lo que determinará el éxito o el fracaso del proceso. Al mismo tiempo, una especie invasora en un hábitat natural, puede no depender en este ámbito de los mismos factores que son importantes en áreas alteradas (Parker & Reichard 1998). Con respecto a la genética, las especies invasoras presentan una amplia variedad de características (Williamson 1996).

En el análisis de las invasiones, un estudio minucioso del **hábitat** y un análisis de la historia natural de la invasora, permite obtener conclusiones más evaluables que la utilización de modelos predictivos basados, exclusivamente, en las características de la especie invasora (Noble 1989, Simberloff 1989). De hecho, es poco probable que podamos predecir el resultado de una invasión en particular (Milberg *et al.* 1999, Brown 1989, Ehrlich 1989). En conclusión, puede no ser adecuado el análisis de las características de un invasor en concreto, ya que los factores que explican los sucesos ocurridos para una bacteria, son muy difícilmente aplicables por ejemplo, a peces, y de igual manera, los motivos originarios de la invasión de diferentes peces, pueden ser totalmente diferentes entre sí (Fryer 1991). Sin

embargo, aunque el estudio de las características que favorecen una invasión no haya aportado conclusiones concordantes, la aplicación de métodos estadísticos en bases de datos que incluyan invasoras con y sin éxito, originó protocolos útiles de previsión de la ocurrencia de invasiones biológicas (Parker & Reichard 1998), el denominado **análisis de riesgos**.

El hábitat invadido

Las **barreras** que se oponen a la invasión de un hábitat por una nueva especie incluyen factores de tipo bióticos y abióticos: la competencia con las especies ya establecidas, los enemigos naturales presentes en el nuevo hábitat, la ausencia de organismos coadaptados (polinizadores, agentes de dispersión), los extremos climáticos y la estacionalidad, el régimen de alteraciones y la composición química del sustrato (Simberloff & Von Holle 1999, Williamson 1996, Heywood 1989, Rejmánek 1989).

Una de las cuestiones de interés en la biología de las invasiones es la posibilidad de que algunos ecosistemas sean más vulnerables a la invasión que otros (Rejmánek *et al.* 1991). Se define la "**invasibilidad**" como la susceptibilidad de una comunidad al establecimiento de especies de origen externo a la misma, incluyendo las especies indígenas y nativas de un área geográfica más amplia (Lavorel *et al.* 1999). Los dos factores de mayor importancia que afectan a la invasibilidad, son la riqueza específica y el grado de alteración de las comunidades (Williamson 1996, Simberloff 1989). La idea de que las **islas** y los hábitats alterados son más susceptibles a las invasiones, se basa en asumir que los hábitats con un menor número de especies son más vulnerables a las invasiones (Simberloff & Von Holle 1999, Wiser *et al.* 1998, Brown 1989, Vitousek & Walter 1989, Moore 1979). No obstante, estudios empíricos han demostrado resultados contradictorios a este respecto (Lavorel *et al.* 1999). Además, en el caso de las islas, estas diferencias, pueden estar relacionadas no solamente con una vulnerabilidad mayor, sino también con la combinación de un reducido número de especies nativas, una proporción considerable de hábitats alterados y a la afición pasada de introducir intencionadamente especies exóticas (Williamson 1996). Asimismo, las especies continentales tienen una mayor probabilidad de invadir las islas que a la inversa (Simberloff 1989). Las comunidades serán más fácilmente invadidas por especies de un tipo diferente (un grupo funcional), que no se encuentre previamente representado (Lavorel *et al.* 1999, Wiser *et al.* 1998, Deacon 1991). De esta forma, las islas muestran una resistencia mínima a las invasiones por ciertos grupos de especies, que pueden explorar así nuevos nichos ecológicos (Tabla 3).

Otro factor importante en la biología de las invasiones es el **régimen de alteración** del hábitat, sea éste endógeno o exógeno (Baruch *et al.* 2000, Di Castri 1991). Se considera una alteración, a cualquier evento, más o menos puntual, que origina una rotura de la estructura del ecosistema, comunidad o población, y altera los recursos, la disponibilidad de sustrato o de nutrientes, o las condiciones físicas del entorno (Hobbs 1989). Sin embargo, no existe una relación directa entre la necesidad de que exista una alteración para que ocurra una invasión. Por otro lado, muchos autores consideran que la pérdida de cubierta vegetal

asociada a una alteración (natural o antrópica), es el factor más importante que promueve las invasiones en las comunidades naturales o seminaturales (Dietz *et al.* 1999, Duggin & Gentle 1998, Parker & Reichard 1998, Paynter *et al.* 1998, Gentle & Duggin 1997, Rose 1997, Williamson 1996, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

Los ecosistemas que han experimentado largos periodos de alteraciones bien de forma continua o intermitente, son considerados más resistentes a las invasiones y varias de las especies que los constituyen se consideran altamente invasoras (p.ej. la región Mediterránea). Pero incluso los hábitats sujetos a niveles de alteraciones antrópicas muy bajas, como las reservas naturales, muestran alguna susceptibilidad a las invasiones biológicas (Usher 1991). El único grupo de reservas naturales que parece no presentar especies introducidas corresponde a las áreas marítimas protegidas de la Antártida (Usher 1991).

Tabla 3. Factores que explican la posible susceptibilidad de las islas oceánicas a las invasiones biológicas (adaptado de Loope & Mueller-Dombois 1989).

Evolución de los organismos insulares en aislamiento

- Reducido número de especies, menor competencia.
- Ausencia de grandes herbívoros.
- Ausencia de hormigas, roedores, mamíferos carnívoros, reptiles, anfibios, enfermedades.
- Desarmonía de la flora y de la fauna: ausencia o rareza de familias de plantas o de órdenes de artrópodos.
- Dependencias en la germinación y la polinización.
- Reducida frecuencia e intensidad de los incendios.
- Ausencia de antagonistas generalistas.

Alteración antrópica del ambiente insular

- Colonización humana precoz, que ha llevado a una larga historia de introducciones.
- Área reducida, en relación a la potencialmente necesaria para acomodar una población humana muy considerable.
- Área relativamente amplia ligada a la agricultura, caza, etc.
- Contacto con los países occidentales; se sitúan en puntos claves del tráfico intercontinental.
- Debido a la pequeña dimensión, la utilización y alteración de los ecosistemas se extiende a toda la isla; la dispersión es rápida, con comunidades diferentes muy cercanas.

Otros factores que pueden estar relacionados con una mayor invasibilidad incluyen la fragmentación del hábitat (Suárez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992) y el estadio sucesional de la comunidad, en este caso siendo los estadios iniciales y los ecotonos más vulnerables

(Stromberg *et al.* 1997, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989). No obstante, muchos autores consideran que aunque está por probar que existen comunidades más susceptibles debido a diversos motivos, incluso diferencias relativas a la presión de propágulos (Wiser *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Brown 1989).

En general, muchos **tipos diferentes de comunidades** han sido invadidas, a distintos niveles: templada cálida (+), subtropical, templada fría, tropical (-) (Le Floch 1991); hábitats méxicos (+), zonas áridas (sabana, matorrales secos) (-) (Stromberg *et al.* 1997, Rejmánek 1989); bosque tropical hiper-húmedo (más invadido en islas) (Whitmore 1991, Connant *et al.* 1997); comunidades tropicales complejas de peces (Fryer 1991); pantanos, humedales y estuarios (Philbrick *et al.* 1998, Turner *et al.* 1998); ambiente marino – un vasto número de organismos, animales y plantas, principalmente asociados con las aguas de lastre (Ruiz *et al.* 1997, Ribera & Boudouresque 1995).

También se ha mencionado que las condiciones abióticas afectan a la invasión en diferentes comunidades: los niveles de nutrientes en el agua/suelo, la disponibilidad de luz (Gentle & Duggin 1998, Madsen 1998, Wiser *et al.* 1998), la pluviosidad (Lonsdale 1993); las alteraciones en la topografía o en la estructura del paisaje (Hutchinson & Vankat 1998, Thomas 1998).

Ha sido sugerido también, que las especies invasoras podrían interactuar entre sí de un modo positivo, facilitando su establecimiento mutuo. En este caso, existiría una sinergia que podría originar efectos más amplios que la simple adición de los efectos individuales de las especies aisladas. A ello se le ha denominado “*invasional meltdown*” (Simberloff & Von Holle 1999). Como ejemplo, la acción de muchos animales introducidos puede favorecer la dispersión de las plantas invasoras (Schiffman 1997).

Modelos predictivos

Un factor muy importante en el éxito de una especie como invasora es la **presión de propágulos**. Ello se refiere, al número y frecuencia de las introducciones en el tiempo. Cuanto más propagada sea la especie por los humanos más probabilidades tendrá de ser registrada como introducida o establecida (Lockwood *et al.* 2005). Si se introducen propágulos repetidamente o de forma regular, se puede llegar a la naturalización, desde que las condiciones ambientales sean favorables (Le Floch 1991). Cuanto más grande sea el número de propágulos, tanto mayor será la probabilidad de que ocurra un establecimiento exitoso: más individuos implica mayor probabilidad de reproducción; mayor probabilidad de encontrar condiciones ambientales favorables, de sobrevivir al clima adverso y a la acción de los parásitos y patógenos (Williamson 1996). Además, **la oportunidad y el momento** afectan los resultados de las invasiones biológicas. La llegada a un nuevo ecosistema se enfrenta a varias circunstancias y eventos aleatorios (Crawley 1989): el efecto de fundador, la edad, la condición fisiológica, la probabilidad de morir antes de la reproducción, la abundancia de enemigos naturales o de vectores de dispersión, existencia de refugios, fenología de los recursos y estadio sucesional. Aunque conocemos las características que

podrían aumentar la probabilidad de éxito de las invasiones, todavía no es posible predecir los resultados de una invasión en particular (Maillet & López-García 2000). De este modo, hay pocas bases para predecir los resultados de una introducción en un hábitat particular, por lo que, hasta el final del **siglo XX**, la biología de las invasiones ha sido considerada como el estudio de **tendencias generales y de casos particulares**. El comportamiento de las introducciones individuales es imprevisible, una vez que existen diferencias importantes, por ejemplo, entre islas de un mismo archipiélago o entre especies del mismo género (Brown 1989). El **análisis de riesgos** ya forma parte de los procedimientos rutinarios y obligatorios que determinan, tanto la toma de decisiones relativas a las introducciones intencionadas, como en la elección de las técnicas de manejo más apropiadas, al menos en algunos países (Capdevila *et al.* 2006). Este tipo de análisis puede realizarse para estimar el potencial invasor de una especie, evaluar los riesgos asociados a vías de entrada, la vulnerabilidad de los sistemas receptores o las especies que deben entrar en las listas blancas. En este libro, se ha desarrollado y aplicado un análisis de riesgo a las especies invasoras de la Macaronesia, ya que se han incluido una serie de ítems o subcriterios de estudio, que tienden a valorar la capacidad invasora actual y futura de las especies consideradas.

Impacto

Los estudios profundos acerca del impacto de las invasiones biológicas se han visto dificultados debido a que, en general, la investigación ha comenzado solamente después de que la expansión de la invasora sea ya considerable, y sólo para las especies que aparentan causar algún impacto (Parker *et al.* 1999). Además, factores de tipo estéticos o psicológicos por parte del público pueden influir en la evaluación del impacto de una invasora, sobrevalorándolo si se trata de una especie poco atractiva o nociva para el hombre, pero infravalorándolo en el caso de que la especie sea estéticamente atrayente o parezca que encaja bien en la comunidad invadida (Parker *et al.* 1999).

Las especies invasoras compiten con las nativas por los recursos limitados y alteran el funcionamiento del ecosistema o el régimen natural de alteraciones (Parker & Reichard 1998). Generalmente, en las invasiones que afectan de manera más dramática a los ecosistemas receptores, se ven envueltos organismos con una forma de vida no representada en la comunidad, o especies invasoras que alteran el régimen natural de disturbios (Parker *et al.* 1999, Walker & Smith 1997, Williamson 1996, Macdonald *et al.* 1989). El impacto de una especie invasora se puede detectar a cinco niveles (Parker *et al.* 1999): a nivel genético, en el ámbito de los individuos, en la dinámica poblacional, en la comunidad y en el ecosistema. Más concretamente, según el Libro Rojo de la IUCN (www.redlist.org), las EEI son responsables de poner en peligro al 5,4% de las especies con algún grado de amenaza (1284 especies de 23675).

Las invasiones por mamíferos en islas han sido considerablemente dañinas, especialmente en los casos en que se introdujeron **herbívoros** de gran talla y **predadores** en islas donde no existían con anterioridad (Mack *et al.* 2000, Usher 1991). De hecho, en referencia a las islas, el 27% de los mamíferos nativos se han extinguido después de la colonización humana y la introducción de especies comensales (Alcover *et al.* 1998). Los

depredadores introducidos son la causa más importante de las extinciones, siendo responsables del 42% del total de las extinciones de aves en islas y de la mayoría de los moluscos (Brown 1989). En las islas de Santa Helena y Ascensión (Océano Atlántico) y también en varias islas de los océanos Índico y Pacífico, se introdujeron mamíferos herbívoros que se dejaron libremente en las islas, lo que ha causado considerables impactos en la flora nativa (Ramakrishnan 1991, Melville 1979, Rauh 1979). Especies como la perca americana (*Micropterus salmoides*), la gambusia (*Gambusia* spp.), la cabra (*Capra hircus*), la rata (*Rattus* spp.), el zorro (*Vulpes vulpes*) y el gato (*Felis silvestris catus*), entre muchas otras, han tenido profundos efectos en la fauna y flora de los ecosistemas invadidos. Sin duda, los impactos de los vertebrados exóticos en ambientes insulares, con una fauna nativa pobre, son mayores que en zonas menos aisladas y de mayor superficie (Brown 1989, Macdonald *et al.* 1989). También para el caso de los invertebrados se han verificado reducciones en la riqueza específica como consecuencia de la introducción de especies exóticas, por ejemplo, de hormigas (Cole *et al.* 1992, Holway 1998b).

Respecto a las **plantas invasoras**, se conocen diversos impactos (Tabla 4). Los vegetales pueden formar híbridos con especies nativas próximas y en algunos casos el taxón introducido y el híbrido llegan a crecer y dispersarse más rápidamente que la especie nativa (Paiva 1999, Vilà & D'Antonio 1998, Macdonald *et al.* 1989). Pero, los problemas de hibridación no son exclusivos de las plantas, ocurriendo también en animales, como peces, aves, mamíferos e insectos (Usher 1991, Macdonald *et al.* 1989). Sin duda, las plantas invasoras son potentes agentes de alteración ambiental a escala local, regional y global (Turner *et al.* 1998).

Tabla 4. Impactos de las plantas invasoras en los ecosistemas invadidos (según Parker & Reichard 1998, Turner *et al.* 1998, Blank & Young 1997, Duncan 1997, Wade *et al.* 1997, Walker & Smith 1997, Silva & Tavares 1995, Mitchell & Gopal 1991, Usher 1991, Williams & Timmins 1990, Macdonald *et al.* 1989, Vitousek & Walter 1989).

- Originan manchas monoespecíficas, excluyendo la flora endémica y originando una reducción de la diversidad.
- Alteran los mecanismos básicos de funcionamiento del ecosistema (productividad, régimen hídrico, escorrentía y erosión, sedimentación y geomorfología, evapotranspiración, interceptación de la pluviosidad, infiltración).
- Alteran el régimen de disturbios (fuego, deslizamientos de suelo).
- Afectan el ciclo de nutrientes y la química del suelo (fijación de nitrógeno, consumo de nutrientes, adición de sales).
- Proporcionan nuevas fuentes de alimento para animales exóticos.
- Alteran la utilización del hábitat invadido para la fauna local (vertebrada e invertebrada).
- Causan el declive de los hongos micorrizógenos.
- Alteran el paisaje natural o tradicional con el que los humanos estaban familiarizados.
- Obstruyen caminos y causan alergias.

También fueran mencionadas impactos al nivel de los ecosistemas acuáticos (tabla 5), debido a la competencia entre especies, a la predación y a la alteración del hábitat (Leach 1995).

Tabla 5. Impacto de las invasiones biológicas en ecosistemas acuáticos (según Findlay *et al.* 1998, Madsen 1998, Strayer *et al.* 1998, Kolar *et al.* 1997, Mitchell & Gopal 1991, Ramakrishnan 1991).

Manchas densas de plantas invasoras

- Diminuyen el oxígeno disuelto;
- Aumentan la temperatura del agua;
- Aumentan las cargas internas de nutrientes;
- Originan una reducción de la diversidad en macro-invertebrados y una reducción en el crecimiento de los peces;
- Alteran los flujos hídricos;
- Originan consecuencias graves a nivel social en la circulación, la pesca, irrigación, higiene, provisiones de agua potable y en las estaciones de hidroeléctricas.

Invasiones por bivalvos o zooplancton:

- Alteran la abundancia relativa del bacterioplancton, fitoplancton e zooplancton;
- Alteran la calidad de la agua;
- Alteran las comunidades bentónicas;
- Alteran las cadenas tróficas.

En general, no existe un sistema de cuantificación y de comparación del efecto total de las especies invasoras (Parker *et al.* 1999). Se ha sugerido la utilización de un sistema que considere el área afectada, conjuntamente con la abundancia y el efecto de cada individuo de la especie invasora. Mientras que los dos primeros valores se pueden obtener con más o menos dificultad, no ocurre lo mismo para el efecto asociado. Además, mientras que un **investigador** pretenderá medir el impacto con el objetivo de testar hipótesis relativas al funcionamiento de las comunidades o de los ecosistemas, o para comprender que reglas rigen la invasión, el **gestor** de un espacio natural necesita medir el impacto con la intención de identificar las especies prioritarias y los lugares donde resulta más necesario la aplicación de medidas de control (Parker *et al.* 1999). Williamson (1998) sugiere algunos medios que permiten cuantificar el impacto de las plantas invasoras: el registro de las mismas en espacios naturales, la estimación del coste de las actuaciones de control, la valoración por un grupo de expertos de la tendencia de la especie a convertirse en nociva y el número de citas o registros del taxón en diferentes localidades.

Sin lugar a dudas, las invasiones biológicas causan también **impactos económicos** que en algunos casos son de escala considerable. Entre ellos cabe mencionar: pérdidas en el rendimiento potencial de las actividades humanas (agricultura, ganadería, marisqueo, pesca); daños en productos almacenados y en infraestructuras. Además, debe considerarse el coste asociado de las actuaciones de control destinadas a combatir las invasiones. Esto incluye todas

las medidas necesarias en relación con la cuarentena, la detección temprana, el control y la erradicación de estas especies. Globalmente, las EEI son responsables de pérdidas económicas del orden de cientos de millones de dólares en varios países (ver Capdevila *et al.* 2006). En Europa, por ejemplo, las inversiones mediante los programas LIFE de la Unión Europea (UE), han ascendido también a cientos de millones de euros. Además, algunos autores consideran que muchas de las epidemias que han afectado y afectan en la actualidad a la especie humana son, así mismo, el resultado de invasiones biológicas.

A pesar de todos estos conocimientos, ciertos autores afirman que sólo algunas invasiones han sido causa de extinciones, y también que las introducciones tienden a añadir especies y no a causar extinciones (Wade 1997, Pimm 1989). Esta opinión puede deberse al hecho de que el efecto real originado por una especie invasora en la comunidad invadida, es a menudo difícil de evaluar, en particular porque no hay información disponible sobre la estructura inicial de la comunidad y sus procesos ecológicos (Parker *et al.* 1999).

Prevención

A lo largo de la historia de la humanidad han sido diversas las **razones y motivos** por las que se han producido introducciones (Capdevila *et al.* 2006). Se incluyen las actividades económicas: (agricultura, horticultura, especies ornamentales, silvicultura – producción de madera, mejora del suelo, freno a la erosión – pesca deportiva, actividad cinegética, control biológico de plagas), científicas o educativas (zoológicos, jardines botánicos, etc.) y aspectos estéticos o psicológicos (paisajismo, mascotas, jardinería, etc.). En realidad, la calidad de vida existente en muchos países depende en gran medida de las especies vegetales y animales introducidas. Esta dimensión humana es un elemento esencial a la hora de determinar qué frenos legales, financieros, y penales deben imponerse para disuadir las actividades comerciales y de transporte que conllevan alto riesgo (Jenkins 2001). En esta perspectiva, las ciudades son espacios focales de la economía global y puntos de entrada de gran cantidad de especies exóticas, mientras que la dispersión de muchas de estas especies, ocurre a través de medios de transporte o de corredores (Capdevila *et al.* 2006).

Por otro lado, las **introducciones accidentales** ocurren a través de varias vías (Capdevila *et al.* 2006). De entre estas vías, son muy claras las producidas mediante: cargamentos de productos agrícolas, madereros, flores, plantas y semillas; las especies incrustantes en cascos de embarcaciones; la descarga de aguas de lastre; la pérdida de barreras geográficas por obras de ingeniería; la importación de organismos vivos como vectores o agentes dispersores; los viajeros accidentales o polizones en medios de transporte a larga distancia (aviones o barcos); el transporte humano (antropocoria) en vehículos, equipos, ropa, calzado, etc.; el transporte de mercancías (contenedores); materiales de embalaje (maderas, cajas, etc.).

Algunos autores (Capdevila *et al.* 2006) consideran además las **introducciones de carácter negligente**, en las que no se persigue el establecimiento de una población naturalizada o silvestre, pero en las que no se toman las medidas necesarias para evitar el escape de la

especie. Los ejemplos, incluyen huidas de granjas, zoológicos, cultivos marinos, acuarios, etc.; así como la eliminación poco cuidadosa de restos de plantas ornamentales.

En la **regulación** referente a la entrada de especies exóticas, deben separarse claramente las importaciones de organismos que requieren mantenerse en cautiverio estricto (ej: en zoológicos o laboratorios de investigación), de las introducciones de especies cuyos ejemplares no son sometidos a cautiverio o cuarentena. En el primer caso, los riegos están ligados a la posibilidad de escape de los organismos y a su supervivencia en el ambiente externo. En el segundo caso, los riegos están relacionados con los posibles impactos que puedan generar esos organismos en los ecosistemas (Levin 1989). Adicionalmente, hay también que considerar la importancia de las introducciones accidentales e ilegales, ya que muchas de las invasiones biológicas más dañinas han ocurrido de este modo (roedores, termitas, muchas malezas y malas hierbas, plagas agrícolas, o la liberación ilegal de mustélidos por organizaciones de protección de los animales).

La emisión de **autorizaciones** para la importación de organismos se ha basado, fundamentalmente, en prevenir la entrada de especies reconocidas como dañinas para la agricultura, horticultura, silvicultura, ganadería y salud pública, quedándose en un segundo plano aquellas que generan impactos en la flora y fauna nativas.

En el caso de las plantas exóticas, las **listas negras** incluyen especies cuya importación no está permitida y las **listas blancas**, recogen plantas u órganos vegetales que pueden ser importadas para su uso. Para las especies que no aparecen en los listados, se emitirían permisos específicos. Los enfoques utilizados para las listas negras y las listas blancas difieren en filosofía. El uso de las listas negras presupone que la mayoría de las introducciones, con excepción de las que constan en la lista, son probablemente seguras. La utilización de una lista blanca implica que las especies listadas no serán un problema, pero las restantes constituyen un riesgo potencial. No obstante, esta filosofía restrictiva, es de difícil aceptación por varios sectores: los comerciantes de animales de compañía, coleccionistas, cazadores, agricultores, viveristas, acuariófilos y acuaculturistas. Por otro lado, debería existir una intención clara de ampliar las listas negras en combinación con el uso de las listas blancas, quedando los restantes casos sujetos a una autorización específica (Tabla 6).

Según Reichard (1997) la introducción de una especie debería ser prohibida hasta que se haya demostrado que presenta una baja probabilidad de convertirse en problemática. Los costes de evaluación deberían ser asumidos por el importador quien como compensación recibiría los derechos exclusivos de importación durante un determinado periodo de tiempo (Reichard 1997). Una vez evaluada la especie, se incluiría en la lista blanca o negra, lo que podría servir de orientación para futuras solicitudes. En Australia surgieron algunos problemas con el público y con los viveristas cuando se publicó la propuesta de prohibir la utilización de determinadas especies en jardines (Rose 1997b). Además, varios autores han sugerido que debe ser evaluado el papel de las especies nativas en relación con el desarrollo socio-económico, antes de se considerar la introducción de especies exóticas (Usher 1991). La legislación podría obligar al control de

una determinada especie y promover su regulación (Ashton & Mitchell 1989). Sin embargo, la prohibición de la utilización de una determinada especie será siempre una medida polémica y por lo tanto, debe basarse en sólidos fundamentos. En Portugal, la posesión y venta del jacinto de agua (*Eichornia crassipes*), se prohíbe mediante el Decreto-Ley 165/74 de 22 de abril, aunque es difícil llevar a la práctica esta medida (Paiva 1999).

El **CBD** requiere que los estados contratantes, en la medida en que es posible y apropiado, eviten las introducciones y controlen o erradiquen las especies introducidas que amenazan los ecosistemas, los hábitats o las especies nativas.

Tabla 6. Algunos principios para la regulación de las importaciones/introducciones de organismos vivos (según Ribera & Boudouresque 1995, Levin 1989).

- Introducciones deliberadas: autorización nacional exigiendo análisis de riesgos (comité científico nacional e internacional).
- Demostración, por la entidad interesada, de la necesidad económica y de la ausencia de alternativas (especies nativas).
- Evaluación de los riesgos asociados a la introducción.
- Evaluación del destino probable y de los efectos probables del material biológico.
- Recopilar y considerar otra información, incluyendo: las características de la especie introducida, los métodos de control y los objetivos de la introducción.
- No realizar introducciones cuando no existen estrategias de control viables.
- Estimular la aplicación de un código de buenas prácticas al nivel de las importaciones.
- Responsabilización de las entidades importadoras.
- Delimitación de regiones biogeográficas: control, descontaminación y cuarentena del material biológico transportado entre regiones.
- Seguimiento después de la introducción.
- Un plan para la contención biológica o física.
- Un plan para mitigar los posibles efectos secundarios adversos.

Existen muchos otros textos, emanados de varias entidades, pero que funcionan sólo como recomendaciones. La Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIPF 1971), requiere que las partes contratantes emitan certificados para la exportación de plantas y autoriza los gobiernos a impedir importaciones por motivos fitosanitarios. La Unión Europea (UE) también ha legislado para aumentar las exigencias fitosanitarias durante la circulación e importación de material vegetal (Graça *et al.* 1993). Por otro lado, la Directiva Hábitats (Directiva del Consejo 92/43/CEE) cuyo objeto es mantener y restablecer los hábitats naturales y la flora y fauna silvestres resulta poco específica, no mencionando en absoluto la posible regulación y prohibición de la introducción

deliberada de especies y tampoco abordando las introducciones accidentales. Hasta hace muy poco, la legislación no había previsto, en general, la necesidad eventual de aplicar medidas de control en el caso de existir fuga de seres vivos introducidos.

En algunos países la legislación relativa a la importación de especies es más completa, como en Alemania, Suiza, Nueva Zelanda y Australia. Sin embargo, incluso en Australia, donde la legislación es muy estricta, continúan naturalizándose de 20 a 30 especies cada año (Ribera & Boudouresque 1995). En Canadá, la legislación no ha tenido éxito en la prevención y el control de la introducción de especies indeseables, debido a un insuficiente empeño en la aplicación de la normativa. En los Estados Unidos, sigue aumentando la introducción de especies aún contando con una extensa legislación federal y estatal al respecto (Leach 1995). También en la Europa Central el número de neófitos ha aumentado a lo largo de las décadas de 1980/90, creciendo el número de plantas introducidas, en torno al 90% en 13 años (Pysek & Mandák 1997). Hasta finales del siglo XX, las leyes han resultado ineficaces para contener la ola de introducciones de malas hierbas nocivas ya que la legislación se ha centrado en una estrecha gama de plagas agrícolas, habiendo fracasado por lo general, en la prohibición de introducción de invasoras en áreas naturales (Daehler *et al.* 2004). En estas áreas, la prohibición de las invasoras mediante legislación, se realiza por lo general, sólo después de haber llegado a un punto donde probablemente el control sería demasiado caro o ineficaz (Reichard 1997).

En **Portugal**, el Decreto-ley nº 565/99 de 21 de diciembre limita la introducción en la naturaleza de especies exóticas de la flora y fauna, con excepción de las destinadas a la agricultura. Un anexo del Decreto enumera las especies exóticas de la flora y fauna que se considera que comportan riesgo ecológico, optando por el sistema de la lista negra. Por otra parte, el Decreto prohíbe genéricamente la introducción intencionada de especies exóticas en la naturaleza, con el objetivo de promover el uso de especies nativas adecuadas para los mismos fines. En cuanto a las introducciones accidentales, las medidas se definen en relación con el comercio de especies exóticas en lugares confinados, obligando a las tiendas y otras entidades que albergan estas especies en cautiverio, a la obtención de licencia y a seguir normas de seguridad mínimas como mecanismo de evitar las fugas.

En **España** los sistemas actuales de prevención muestran ciertas deficiencias (Capdevila *et al.* 2006). En primer lugar, las consideraciones ambientales constituyen sólo un pequeño componente de los procesos de toma de decisiones en materia de autorizaciones de nuevas introducciones. De este modo, los sistemas de prevención se centran principalmente en evitar la introducción de plagas y enfermedades. Por otra parte, la información sobre el itinerario por el que se introducen muchas especies sigue siendo incompleta. Existen restricciones a la importación sólo para un número limitado de especies y el aumento del volumen y la diversidad de las mercancías, abre nuevas vías de introducción, que no están reguladas por la legislación vigente. Por otra parte, el actual sistema de control e inspección no puede afrontar el incremento del flujo de mercancías en la frontera ya que las oficinas no cuentan con los recursos humanos, económicos y tecnológicos necesarios para tal fin. El servicio de inspección no se basa en modelos sólidos de muestreo estadístico y las sanciones aplicadas a las introducciones ilegales son insuficientes. En cuanto a la perspectiva jurídica, la introducción

de especies está regulada por al menos siete documentos legales diferentes, además de la recientemente aprobada Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Actualmente, los principios rectores de una estrategia de prevención se basan principalmente en el Convenio de Diversidad Biológica (CDB 2002) y en la Estrategia Europea para especies exóticas invasoras (Genovesi & Shine 2004). Según esta última, el enfoque deberá ser dirigido hacia la **precaución**. La falta de certidumbre científica acerca de las diversas consecuencias de una invasión no debería utilizarse como una razón para aplazar o para no adoptar medidas adecuadas de erradicación, contención y control.

La **educación** es una importante estrategia de prevención, ya que la participación del público es crucial para controlar y prevenir las invasiones biológicas (Colton & Alpert 1998, Williamson 1996, Cronk & Fuller 1995). Existe una considerable falta de conocimiento sobre los riesgos asociados a las introducciones de especies, especialmente para las plantas (Daehler 2008). En estudios realizados por Colton y Alpert (1998) se demostró que, incluso entre los ciudadanos con alta formación académica, sólo una minoría apoya la aplicación de un considerable esfuerzo para controlar las plantas invasoras. Sin embargo, en algunos casos, los esfuerzos dedicados a la educación y la inspección, han demostrado ser más eficaces que la cuarentena (Schneider *et al.* 1998). En este sentido, los espacios naturales pueden desempeñar un papel importante, si se integran en una estrategia global de educación. Finalmente, varias entidades a nivel internacional como la IUCN, CBD, o el Convenio de Berna, reconocen el valor de la educación ambiental como herramienta imprescindible para la prevención.

Prioridades y estrategia de gestión

Debido a las dificultades en la aplicación de la normativa para la importación y prevención de introducciones accidentales, es necesario, en muchos casos, controlar las especies introducidas. En este sentido, el **seguimiento** de especies invasoras en determinadas zonas tales como carreteras, senderos y cursos de agua, permitirá una detección precoz de nuevas invasiones en su fase inicial de establecimiento (Reichard, 1997).

La **erradicación** podría ser la estrategia adecuada solamente para aquellas especies recientemente establecidas y de limitada distribución (Sharov & Liebhold 1998). En esos casos, el primer paso es reducir la tasa de expansión, objetivo que se puede alcanzar mediante la eliminación de pequeñas poblaciones satélites que se encuentran más allá del frente de expansión (Sharov & Liebhold 1998). Dado que la fase de latencia es generalmente larga (décadas), se podría desarrollar algún trabajo con el objetivo de determinar qué especies son capaces de avanzar hasta los estadios posteriores del proceso de invasión (Wade 1997). En esas fases más tardías la expansión podría ser exponencial y los costos para su contención se dispararían. Sin duda alguna, las especies exóticas serán más fácilmente **controladas en las fases iniciales**, aunque resulta imposible establecer *a priori* cuales podrían resultar más problemáticas (Woods 1997). Entretanto, siempre será más razonable controlar una especie en su fase inicial de invasión, particularmente, si ya ha sido considerada como problemática en otras regiones (Randall 1997). Según Wade (1997), **se deberían elaborar listados de las**

especies exóticas presentes en una región, y de entre ellas, elegir las que, potencialmente, aumentarían su área de distribución o su tamaño poblacional, considerándolas como el objetivo de las actuaciones de control. Por ejemplo, en Nueva Zelanda, se elaboró un listado con 65 especies consideradas como prioritarias, dado que ocasionaban impactos considerables en los ecosistemas nativos (Williams & Timmins 1990). Como regla general, solamente algunas de las especies introducidas en un área causan impactos significativos en la comunidad natural, por lo que es importante desarrollar y aplicar un instrumento analítico que permita identificar las especies inofensivas, aquellas que resultan potencialmente problemáticas, y las que están actualmente ocasionando impactos. Harris (1992) y Hiebert (1997), han propuesto sistemas de jerarquización de las especies introducidas en áreas naturales, basados en el nivel de impacto, en el potencial innato para resultar problemática, y en las posibilidades de éxito en su control.

En general, el manejo de las comunidades naturales donde se han introducido especies invasoras y donde están bien establecidas, ha seguido dos filosofías diferentes (Luken 1997): i) la manera tradicional, definida por el control de plagas y malas hierbas mediante la utilización de métodos de control químicos, físicos o biológicos, dirigidos contra las especies problemáticas siendo el éxito cuantificado en términos de mortalidad de la especie invasora; ii) una vía alternativa consiste en el desarrollo de medidas que combatan los procesos que han generado la gradual alteración del ecosistema siendo medido el éxito mediante el cambio en la abundancia de las especies nativas e invasoras implicadas. En efecto, se ha criticado la tendencia a concentrar la atención en los atributos y la gestión de los invasores individuales, y se ha planteado una alternativa más holística que se centra en los factores que incrementan la susceptibilidad del ecosistema a las invasiones biológicas. Es más, varios autores consideran que el control de las especies invasoras debe centrarse en el ecosistema y no en las especies, dado que debería considerarse como una parte integrante de un buen **manejo** de los recursos naturales (Edwards 1998, Rose 1997b, Woods 1997, Usher 1991, Williams & Timmins 1990).

El manejo de especies introducidas en las comunidades naturales ha seguido el principio de que el control de los invasores permitirá, con el tiempo, el establecimiento de un sistema en equilibrio dominado por las especies nativas, sin embargo, este resultado podría ser poco probable (Luken 1997). Para la recuperación de áreas degradadas el objetivo puede ser tan sólo la vuelta a la mejor situación posible, es decir, la restauración del ecosistema, y no el regreso a la situación original, con una absoluta ausencia de especies introducidas (Randall 1997, Rose 1997b). Asimismo, las medidas de manejo destinadas a eliminar especies introducidas deben considerar, conjuntamente, las especies nativas y las introducidas, con el objetivo de, gradualmente, constituir un sistema dinámico que satisfaga los objetivos concretos de la gestión (Luken 1997). El **éxito** de un proyecto de restauración de una área natural puede incrementarse mediante el reclutamiento de voluntarios y la implicación de la comunidad local, aunque guiada por profesionales (Rose 1997b). Los programas de control más efectivos han sido aquellos en los que se ha adoptado un **plan coordinado de manejo**, y en los que el esfuerzo se ha mantenido hasta alcanzar el objetivo establecido. Esos programas incluyeron la participación de personal profesional, de voluntarios y del público, y también campañas publicitarias, programas educativos y de investigación (Williams & Timmins 1990).

Por el contrario, la falta de planificación, los cambios en el personal y la fluctuación de los recursos financieros han llevado al fracaso (Tabla 7).

Finalmente, en general, se acepta que muchas especies exóticas no han causado impactos negativos. Así, la decisión de controlar una especie exótica debe ser adoptada en cada caso específico y tomando en consideración los aspectos sociales así como los valores puestos en cuestión, evitando un posible prejuicio contra las especies exóticas *per se* (Edwards 1998, Eser 1998, Kowarik & Schepker 1998).

Tabla 7. Algunos principios para la regulación de los esfuerzos de control de especies invasoras, incluyendo la aplicación simultánea de medidas preventivas, de restauración y control (según Rose 1997b, Wade 1997, Ribera & Boudouresque 1995, Williams & Timmins 1990).

- Evitar que se creen condiciones que agraven el problema: prevención de nuevas introducciones.
- Detectar nuevas invasiones y adoptar medidas para su inmediata erradicación: detección temprana y rápida respuesta.
- Minimizar su impacto cuando falla su erradicación: contención y control.
- Establecer prioridades de manejo respecto a especies, lugares y circunstancias.
- Formar y coordinar las diferentes entidades involucradas, especialmente aquellos que realicen la inspección en los puntos de entrada.
- Elaborar una lista de especies problemáticas en cada área o región.
- Cartografiar y estimar el tamaño poblacional y su impacto.
- Organizar la información sobre las especies exóticas, a partir de la bibliografía y de los expertos.
- Definir las especies invasoras prioritarias de acuerdo con su impacto y las posibilidades de éxito en su control.
- Desarrollar modelos ecológicos de las invasiones basados en sistemas de información geográfica.
- Definir una estrategia de manejo.
- Planear, ejecutar y vigilar el control utilizando varios métodos.
- Eliminar todas las exóticas en pequeñas áreas de gran valor ecológico.
- Dirigir los esfuerzos para las especies que causan mayores impactos, cuando haya alguna probabilidad de éxito.
- Restaurar las zonas invadidas utilizando técnicas específicas.

El futuro

Las opiniones se dividen en cuanto al futuro. Algunos autores afirman que sin un esfuerzo para proteger los ecosistemas naturales, las especies exóticas proliferarán e

inundarán todos los ecosistemas, con excepción de los más resistentes. Otros hacen hincapié en el posible papel de las especies exóticas en una biosfera alterada (Ribera & Boudouresque 1995, Saxena 1991, Brown 1989). Según Sukopp (1998), la mayoría de las especies naturalizadas persistirán y formarán parte de la flora originando nuevas comunidades. Esas especies tendrían más posibilidades de sobrevivir y constituirían las bases para una nueva diversificación. En los países en desarrollo, los impactos de las estrategias de manejo de las invasoras tienen una relación directa con factores sociales y económicos. Por ello, se ha planteado la posibilidad de obtener un beneficio mediante la utilización de la biomasa aportada por esas especies como combustible, alimento, pienso, fertilizante, en el tratamiento de aguas y como materia prima (Ramakrishnan 1991, Vasudevan & Jain 1991).

La valoración de las funciones ecológicas de las especies exóticas ha sido mayor en los sistemas antrópicos y su valor podrá aumentar con la expansión de las áreas transformadas o con las alteraciones climáticas, si algunas especies nativas se perdiesen (Williams 1997). En relación con las plantas, puede ser inevitable una “vegetación sintética”, mezcla de especies nativas y exóticas (Rose 1997b). Sin embargo, las dudas permanecen respecto a la manera en que esa modificación de la comunidad original afectaría al mantenimiento de los mecanismos ecológicos que sustentan la biodiversidad.

No obstante, la Unión Europea, través de la Comisión Europea, ha publicado una Comunicación relativa a la necesidad de frenar la pérdida de biodiversidad -“Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond - Sustaining ecosystem services for human well-being {SEC(2006) 607} {SEC(2006) 621}”. Uno de los puntos prioritarios definidos de manera muy clara en dicha comunicación, ha sido la urgencia en disminuir el impacto de las especies exóticas invasoras en la biodiversidad: “Reducir de modo substancial el impacto en la biodiversidad de la Unión Europea de las especies exóticas invasoras y de los genotipos exóticos”.

En este sentido, la Declaración Final de la “Conferencia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras, Madrid, 15 y 16 de enero de 2008” ha publicado las principales conclusiones generales que a continuación se resumen. La amenaza de las especies exóticas invasoras está creciendo exponencialmente, produciendo la extinción de especies nativas, el desequilibrio en los ecosistemas e impactos en la salud pública y en la economía, es por tanto, urgente responder a esta amenaza de forma eficaz. La prevención es la primera respuesta y la más deseable. En la mitigación, debe invertirse en la creación de sistemas de alerta temprana y de mecanismos de control inmediato de las EEI en las primeras fases de su desarrollo. Es prioritario el compromiso político y el desarrollo e implementación de una legislación específica para la prevención y lucha contra las EEI a nivel comunitario y nacional. Deben crearse códigos de buenas prácticas enfocados en la prevención y proponer el establecimiento de Comités Nacionales dedicados exclusivamente a las EEI. Es fundamental la coordinación entre centros de investigación y entes gubernamentales, debe instarse a la participación ciudadana y la educación ambiental debe ser considerada como una herramienta fundamental en la lucha contra las EEI.

Esperamos que estas orientaciones sean seguidas al corto plazo por los países y regiones participantes.

Especies exóticas invasoras en la Macaronesia

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Paulo Borges³
Paulo Oliveira⁴
Roberto Jardim⁵

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

3 CITA-A (Grupo da Biodiversidade dos Açores), Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Portugal.

4 Direcção Regional do Ambiente, Funchal, Portugal.

5 Jardim Botânico da Madeira, Funchal, Portugal.

Caracterización de los archipiélagos

Aunque las especies exóticas invasoras (EEI) sean importantes en todos los archipiélagos de la Macaronesia, el conocimiento y la legislación difieren en las tres regiones, siendo también diferente según los distintos grupos taxonómicos. De hecho, existen también diferencias considerables entre los tres archipiélagos respecto a las características geográficas de cada uno de ellos. Canarias, con siete islas, tiene una superficie terrestre total de 7447 km², mucho más amplia que la de las Azores (2332 km², con nueve islas) o la de Madeira (801 km², incluyendo Madeira, Porto Santo, Desertas y Salvajes). Las regiones también se diferencian en cuanto al número de habitantes, que asciende a 1968280 en Canarias (2005), se ha quedado en 244098 habitantes en Madeira (2007) y supone 241763 en Azores (2007). Respecto a la densidad poblacional humana, es mayor en Madeira (305,9 hab/km²), en Canarias presenta un valor intermedio (264,3 hab/km²), siendo menor en Azores (104 hab/km²). Los primeros asentamientos humanos en Canarias son muy antiguos (Preberéber) siendo anteriores a la presencia europea en las Islas, mientras que en Madeira suceden en torno a 1425 y en 1439 para Azores. Las Islas Canarias distan sólo 95 km de la costa de África mientras que Madeira se sitúa en una posición más central, a 660 km de África, 980 km de Lisboa, 400 km de Gran Canaria y 880 km de Santa María (Azores). Por su parte, las Azores se localizan a 1500 km de Europa continental, 1450 km de África y 3900 km de América del Norte.

En cuanto al clima, la temperatura a nivel del mar en Canarias oscila entre 17 y 25°C, mientras que la pluviosidad varía de 100 mm en las zonas costeras hasta 300 a 700 mm anuales en altitudes más elevadas. En Funchal (Madeira) la temperatura media anual a

nivel del mar es de 20°C mientras que la pluviosidad en la isla oscila desde los 500 mm hasta los 2000 mm por año. Las islas Salvajes tienen un clima particular con una pluviosidad inferior a 200 mm por año. En Azores, la temperatura media anual a nivel del mar es de 17°C, disminuyendo 0,6 °C por cada 100 m de incremento altitudinal. La pluviosidad aumenta en función de la altitud y del Este para el Oeste, llegando a alcanzar los 3000 mm por año. En términos generales, aunque se observa una variación de las condiciones climáticas de un extremo a otro del archipiélago y se aprecia una variación espacial significativa dentro de cada isla, su clima puede ser clasificado de *mesotérmico húmedo con características oceánicas* (Azevedo 2001).

La isla de Madeira es muy accidentada con varios picos elevados: Pico Ruivo (1862 m), Pico das Torres (1851 m) y Pico do Areeiro (1818 m). En las Azores, la mayor altitud se encuentra en la isla de Pico con 2351 m mientras que varias islas presentan altitudes próximas a los 1000 m. El punto más elevado de la Macaronesia se encuentra en las Canarias, el Teide con 3717 m sobre el nivel del mar, se localiza en la isla de Tenerife.

Como consecuencia de estas diferencias en las condiciones geográficas, geológicas y de acontecimientos históricos, las Islas Canarias presentan la mayor riqueza en diversidad biológica. A modo de ejemplo, en Canarias existen 524 plantas vasculares y 2768 artrópodos endémicos (Martín Esquivel *et al.* 2005), mientras que en Azores sólo existen 72 y 267 especies de los mismos grupos (Borges *et al.* 2005) y los archipiélagos de Madeira y Salvajes presentan 154 y 979 especies (Borges *et al.* 2008a) respectivamente. Es bien conocido que varios géneros de plantas en Canarias presentan un elevado número de especies (*Aeonium*, *Echium*, *Argyranthemum*, *Sonchus*, *etc.*), probablemente como resultado de un proceso de radiación adaptativa, mientras que en Azores las especies endémicas aparecen a razón de una, o más raramente, de dos o tres por género. En Madeira se produce una situación intermedia en la que los géneros *Argyranthemum* (Asteraceae) y *Sinapidendron* (Brassicaceae) tienen seis *taxa* endémicos (Jardim & Sequeira 2008). Existen asimismo, otras diferencias importantes entre los archipiélagos. Por ejemplo, con respecto a la presencia de vertebrados, en Azores no existen especies nativas de reptiles, existiendo sólo dos mamíferos nativos, dos murciélagos, uno de los cuales es endémico (*Nyctalus azoreum*). Sin embargo, tanto en Madeira como en Canarias, hay varias especies nativas o endémicas de esos grupos, como la lagartija de Madeira (*Teira dugesii*, con cuatro subespecies) o los lagartos gigantes de La Gomera (*Gallotia bravoana*), de El Hierro (*G. simonyi*), de Tenerife (*G. intermedia*) y de Gran Canaria (*G. stehlini*), entre otros.

Por tanto, aunque existan afinidades entre las diferentes regiones, se verifican al mismo tiempo importantes diferencias a nivel geográfico que han determinado que la flora y la fauna nativas muestren particularidades en los diferentes archipiélagos. Este aspecto, es de gran importancia para comprender lo que ha sucedido en cada una de las regiones respecto a las EEI. A modo de ejemplo, se acepta en general que varias especies de distribución mediterránea sean consideradas como nativas en Madeira o en Canarias, mientras que esas mismas especies se consideran exóticas en Azores.

Importancia de las EEI en la Macaronesia

Como se señaló anteriormente, más del 60% de las plantas vasculares de la flora de Azores se consideran exóticas, bien escapadas de cultivo o bien naturalizadas, (Silva & Smith 2004, 2006). Además, todos los mamíferos (salvo el murciélago de Azores), los anfibios y los reptiles terrestres son exóticos. Asimismo, Schaefer (2002) ha sugerido que hay un aumento constante en el número de nuevas introducciones de plantas a partir del siglo XVIII.

Un análisis de las proporciones de las categorías de colonización para algunos taxones de artrópodos, para los que existe información adecuada, muestra que la mayor parte de la fauna de artrópodos en Madeira y Salvajes está compuesta por taxones indígenas (68%), mientras que solo el 28% son considerados como exóticos (Borges *et al.* 2008b). Este resultado está de acuerdo con el patrón observado en el archipiélago canario (ver Izquierdo *et al.* 2001), aunque contrasta con los resultados observados en el archipiélago de las Azores, donde las especies y subespecies exóticas dominan (58%; ver Borges *et al.* 2005). Además, varios artrópodos exóticos son considerados como plagas en Azores, por ejemplo: el escarabajo japonés (*Popillia japonica*) que ataca los pastizales y a otros cultivos, y que se encuentra en expansión en varias islas (Terceira, Faial y San Miguel); la oruga de los pastizales (*Pseudaletia unipuncta*) en zonas de pastizal en las varias islas donde provoca importantes pérdidas en la agricultura; las termitas en zonas urbanas, en particular la especie *Cryptotermes brevis* considerada como la especie de termita de madera seca más peligrosa que se conoce en el mundo y que ha alcanzado el estatuto de plaga urbana en las ciudades de Angra do Heroísmo, Ponta Delgada y Horta (Borges & Myles 2007).

En bosques nativos de Azores la proporción de especies exóticas puede alcanzar el 65% de las comunidades de artrópodos epígeos del suelo en lugares muy perturbados (Cardoso *et al.* 2007), mientras que, por ejemplo, en las copas de los árboles endémicos (e.g. *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Laurus azorica*) domina la fauna de artrópodos nativa y endémica (Borges *et al.* in press). Resulta importante señalar que los patrones de invasión de los hábitats naturales de Azores por las especies de artrópodos exóticos es un proceso dinámico en el que los fragmentos de vegetación nativa más pequeños y fragmentados están sujetos a un mayor peligro y en que la matriz de hábitats que los encierra tiene una gran importancia, ya que la presencia de una matriz de pastizal seminatural favorece el mantenimiento de las especies endémicas y nativas (Borges *et al.* in press). La constante expansión de algunas plantas invasoras como *Hedychium gardnerianum*, *Pittosporum undulatum* y *Hydrangea macrophylla*, coloca en riesgo a varios fragmentos de vegetación nativa, suponiendo que algunas comunidades de briófitos, líquenes, plantas vasculares, moluscos y artrópodos nativos y endémicos de Azores se encuentren en peligro. Este fenómeno es más preocupante en las islas de San Miguel, Santa María y Flores. Estudios recientes (Borges *et al.* datos no publicados) sugieren que las poblaciones de algunas especies endémicas de artrópodos de amplia distribución en el archipiélago poseen las menores densidades en los fragmentos perturbados por plantas

exóticas. También resulta preocupante la actual expansión de *Hedychium gardnerianum* en la isla Terceira, verificando su presencia en pequeños claros en el interior de fragmentos grandes de bosques nativos prístinos.

En los archipiélagos de Madeira y Salvajes se encuentran 430 especies y subespecies de plantas vasculares consideradas naturalizadas, representando el 35,7% de la flora vascular (Jardim & Sequeira 2008). La Isla de Madeira presenta el valor más elevado de taxones exóticos (419) y las Salvajes el menor, apeñas 17. La flora exótica tiende a aumentar pues existen varias especies en cultivo con gran potencial de naturalización. Vieira (2002) ha señalado que 20 especies consideradas anteriormente como cultivadas (florestales, ornamentales o alimentarias) se naturalizaran en los últimos años. En el inicio de siglo XX, Menezes (1914) había citado solamente 160 plantas naturalizadas para el archipiélago de Madeira.

La Figura 2 muestra la importancia de las especies de plantas vasculares exóticas en la Macaronesia. En las Azores el número de especies exóticas por kilómetro cuadrado es una o dos veces mayor que el número de especies indígenas (endémicas y nativas). Una situación tan sólo comparable a la de las islas de Cabo Verde.

En Madeira, y en lo que respecta a los vertebrados, todos los mamíferos terrestres que se encuentran en las diferentes islas, a excepción de las cinco especies de murciélagos indígenas, fueron introducidos (Oliveira 2008).

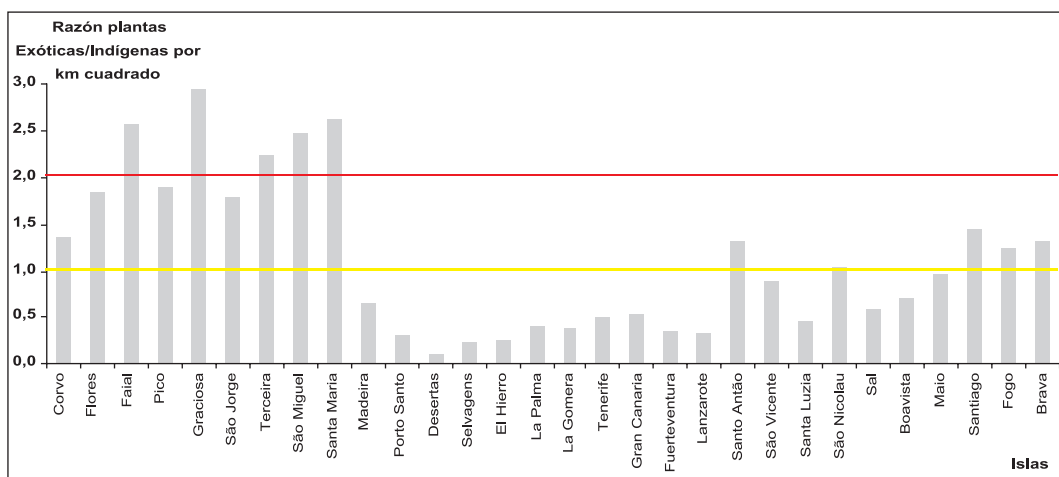


Figura 2. Razón entre el número de plantas vasculares exóticas e indígenas por kilómetro cuadrado, en las islas de la Macaronesia.

La amplia mayoría de las especies referenciadas para el Archipiélago forman parte de la lista de las 100 peores especies invasoras del mundo, particularmente, y mencionando las más preocupantes debido a los impactos causados, tres especies de roedores (*Rattus rattus*, *R. norvegicus* y *Mus musculus*), dos especies de herbívoros (*Oryctolagus cuniculus* y *Capra hircus*) y un felino (*Felis silvestris catus*) (Oliveira 2008).

Los anfibios y los reptiles quedan modestamente representados, estando los taxones indígenas numéricamente mejor representados que los introducidos. Las únicas especies que se destacan son la rana (*Rana perezi*), por su abundancia y amplia distribución, y salamanguesa común (*Tarentola mauritanica*), cuyo área de ocurrencia se encuentra en continua expansión (Jesus 2008).

En Madeira existe un sólido trabajo de recuperación de hábitats y de especies prioritarias, que ha controlado o erradicado algunas de las especies mencionadas anteriormente, en lugares con un elevado interés conservacionista. Este programa requiere importantes recursos humanos y financieros, que han sido parcialmente garantizados a través de programas comunitarios, concretamente, el Life-Naturaleza. En el marco de este programa adquieren especial relevancia el proyecto de recuperación del hábitat de nidificación del petrel freira (*Pterodroma madeira*) (Menezes & Oliveira 2002, 2003, Oliveira *et al.* 2007), el proyecto de recuperación de los hábitats terrestres de Deserta Grande (Bell 2001), el proyecto de recuperación del hábitat del petrel gon-gon (*Pterodroma feae*, www.sosfreiradobugio.com), el proyecto de recuperación de los hábitats terrestres de Salvaje Grande (Zino *et al.* 2008, Oliveira *et al.* in press) y el proyecto "Recuperación de la Floresta Laurissilva en las Funduras".

Existe igualmente un programa de control de las especies de plantas invasoras en las áreas protegidas de Madeira, concretamente en las Salvajes (*Nicotiana glauca*), en São Lourenço (*Carpobrotus edulis*) y en los bosques de Laurissilva (*Hedychium gardnerianum*, *Solanum mauritianum*, *Passiflora tripartita* var. *mollissima*, entre otras). También cabe destacar las acciones de erradicación de plantas invasoras, como *Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus* y *Cytisus scoparius*, con la participación de alumnos de escuelas primarias, secundarias y voluntarios.

En Canarias, según Martín Esquivel y colaboradores (2005), la biota terrestre incluye 13328 especies donde una de cada cuatro especies es endémica. Al menos 1434 especies son introducidas (en torno al 11 % del total). La gran mayoría de estas especies exóticas se han introducido a partir de los años sesenta, habiéndose registrado el 43% de ellas durante las tres últimas décadas.

Según estos autores, las especies introducidas de Canarias, tanto invasoras como no, están representadas por un 47% de invertebrados, un 46% de plantas vasculares, un 4% de hongos y un 3% de vertebrados. Las islas centrorientales albergan la mayor proporción de especies exóticas, sobre todo Gran Canaria, donde constituyen el 15,5% de la biota insular. No obstante, el mayor número de especies invasoras se encuentra en la isla de Tenerife (Tabla 8). Al menos 151 especies se consideran invasoras, de las cuales: 79 son fanerógamas, 1 helecho, 45 son artrópodos y hay 3 anfibios, 1 reptil, 10 aves y 12 mamíferos.

Tabla 8. Número de especies exóticas por isla en Canarias (Martín Esquivel *et al.* 2005).

	El Hierro	La Palma	La Gomera	Tenerife	Gran Canaria	Fuerteventura	Lanzarote
Nº de especies exóticas	314	576	492	1064	886	364	336

Estudios recientes reflejan la importancia en Canarias del impacto negativo que sobre la biodiversidad generan las EEI. Según Arechavaleta & Martín (2008), las amenazas más importantes, al menos por el número de especies afectadas, para las 100 especies canarias amenazadas prioritarias de manejo, son las que derivan de la existencia de especies exóticas.

Así, las EEI afectan negativamente al 73 % de estas especies amenazadas prioritarias, siendo la segunda amenaza más extendida en número de especies, la pérdida o degradación de los hábitats (51 % de los casos). El principal impacto de las EEI deriva de la presión que ejercen los herbívoros introducidos sobre las plantas. Según Nogales y colaboradores (2006), entre las especies consideradas como invasoras en Canarias cabe destacar el efecto negativo ejercido por los mamíferos, particularmente por el gato asilvestrado (*Felis silvestris catus*) y por los herbívoros alóctonos: el muflón (*Ovis aries*), el arnizo (*Ammotragus lervia*) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus*). El gato asilvestrado figura entre los principales factores que amenazan la supervivencia de los lagartos gigantes de El Hierro (*Gallotia simonyi*), La Gomera (*G. bravoana*) y Tenerife (*G. intermedia*). Los herbívoros alóctonos antes mencionados, junto al efecto de ejemplares domésticos sin control de ovejas y cabras, amenazan 27 especies de plantas consideradas en peligro o en peligro crítico (Bañares *et al.* 2003).

Legislación nacional y regional

En Portugal hay un Decreto que regula la importación de las EEI y que incluye un anexo con un listado de especies que son consideradas como invasoras, al mismo tiempo aquellas que presentan un riesgo ecológico conocido, lo cual se encuentra actualmente en revisión. En Azores existe un plan regional para la erradicación o el control de la flora invasora en áreas sensibles (PRECEFIAS). También existe un Decreto Regional que regula la introducción de especies animales, estando actualmente en elaboración un documento legal que irá regular la importación y la posesión de especies exóticas en el archipiélago de Azores.

En Madeira la única legislación de ámbito específico y regional que existe se refiere a la reglamentación del transporte y detección de especies de animales no indígenas (Decreto Legislativo Regional n.º 27/99/M).

En Madeira los planes de gestión de las áreas protegidas, en fase de implementación, y los planes de gestión de los sitios de la Red Natura 2000, en fase de revisión y reestructuración, hacen referencias claras a los problemas causados por las EEI priorizando y proponiendo, en algunos casos, el desarrollo o la creación de programas de control y/o erradicación.

En la legislación española, así como en la de la Comunidad Autónoma de Canarias, existe diversa normativa que ha sido utilizada para la prevención y control de las especies exóticas invasoras. Además de la legislación de sanidad animal y vegetal, de conservación de la fauna silvestre en parques zoológicos y de protección de los animales domésticos, se han venido utilizando también los planes de recuperación de especies amenazadas y los planes de gestión de los espacios naturales protegidos. Recientemente, ha sido aprobada la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que dedica un capítulo específico a la prevención y control de las especies invasoras del que destacaremos los siguientes puntos:

- Se prohíbe de forma genérica la introducción de especies, subespecies o razas geográficas alóctonas.
- Se crea el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. La inclusión de una especie o subespecie en él conlleva la prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior.
- Las Comunidades Autónomas deben hacer un seguimiento de las especies exóticas con potencial invasor. Asimismo, en su ámbito territorial, podrán establecer catálogos de especies exóticas invasoras, determinando las prohibiciones y actuaciones suplementarias que se consideren necesarias para su erradicación.
- Cualquier ciudadano u organización podrá solicitar la inclusión o exclusión de una especie o subespecie en los mencionados catálogos, acompañando la argumentación científica de la medida propuesta.

Para los tres archipiélagos, también la normativa y la planificación de las áreas protegidas, incluye referencias, más o menos específicas, a las EEI. No obstante, en lo que se refiere a los espacios de protección europea, sólo el Plan Sectorial de Red Natura 2000 de Azores hace referencias explícitas al problema de las EEI, no solamente reconociendo el problema, sino haciendo sugerencias con vista a las medidas que deben ser implementadas para revertir la situación.

Evaluación de EEI en la Macaronesia

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biología, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

Metodología

Listas de taxones focales

La definición básica de EEI de la IUCN que se ha mencionado anteriormente, subraya dos cuestiones: por un lado, el hecho de que una especie invasora como tal, está presente en un hábitat natural o seminatural y por otro que además origine un cambio en la comunidad receptora constituyendo una amenaza para la biodiversidad nativa. Por ello, los taxones focales utilizados en el análisis del presente libro, sólo incluyen aquellas especies que, no solamente están naturalizadas si no que además se encuentran en hábitats naturales o seminaturales y que se considera que generan un impacto en la biodiversidad o constituyen una amenaza evidente para la diversidad biológica local. En este sentido, se decidió que las especies exóticas presentes solamente en hábitats antrópicos, serían excluidas del análisis, concretamente aquellas que se consideran malezas, malas hierbas o plagas.

A modo de ejemplo, para Azores, se recurrió a la lista de especies de la flora y fauna terrestre, seleccionándose los taxones naturalizados. A continuación, se excluyeron las especies citadas exclusivamente en hábitats antrópicos. Asimismo, los expertos eligieron aquellas especies con un impacto conocido en la biodiversidad. En Canarias, esta selección partió fundamentalmente, del análisis de las especies silvestres introducidas incluidas en el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2006) y de aquellas especies consideradas invasoras en dicho Banco cuando la distribución no era exclusiva de ambientes antropizados. En el caso de las plantas, se consultaron además diversos listados, trabajos y publicaciones al respecto de las especies invasoras en el archipiélago (Sanz Elorza *et al.* 2004, 2005, Rodríguez & Garcia 2002). Además, se valoraron algunas propuestas por parte de los expertos consultados quienes evaluaron la existencia de impactos en los ambientes naturales y seminaturales y en la biodiversidad, elaborándose con todo ello el listado de especies focales de Canarias.

Debe prestarse especial atención al hecho de que las listas de especies focales analizadas en el presente libro, se basan en el conocimiento actual sobre las EEI en la

Macaronesia. En el futuro, otras especies podrán ser añadidas cuando se disponga de la información adecuada. Por otra parte, especies que en la actualidad apenas están presentes en hábitats alterados por la acción humana, podrán en el futuro invadir ecosistemas más preservados. De hecho, muchas especies exóticas no han mostrado una tendencia invasiva inmediatamente después de su naturalización por motivos como la falta de hábitat adecuado, la ausencia de agentes dispersores, el pequeño número de ejemplares o la baja calidad de la población fundadora. Estos aspectos pueden cambiar en cualquier momento futuro, debido a alteraciones imprevisibles en la población o en el entorno.

Criterios de nocividad y de viabilidad del control

Las listas de EEI focales de los tres archipiélagos se evaluaron utilizando dos tablas que valorizaban por un lado, diferentes aspectos del proceso de invasión y por otro, la estrategia para su control (Tabla 9). El método de análisis utilizado se ha basado en sistemas de clasificación ya expuestos para otras regiones, en particular el sistema presentado por Morse *et al.* (2004). La Figura 3 refleja todo el proceso de análisis de las EEI que se describe abajo.

Tabla 9. Los dos conjuntos de criterios utilizados para evaluar las EEI de Azores, Madeira y Canarias.

Tabla I. Evaluación de la nocividad; efecto conocido y potencial de las EEI en la biodiversidad nativa y en los hábitats naturales o seminaturales.

- i) Valores de la biodiversidad afectados;
- ii) Impacto en los valores de la biodiversidad;
- iii) Estado presente y tendencia de la invasión;
- iv) Potencial invasor.

Tabla II. Evaluación de la viabilidad del control – probabilidad de éxito del control o erradicación.

- i) Características de la invasión;
- ii) Viabilidad del control o erradicación con los recursos disponibles;
- iii) Apoyo a las acciones de control o erradicación;
- iv) Impacto de las acciones de control o erradicación.

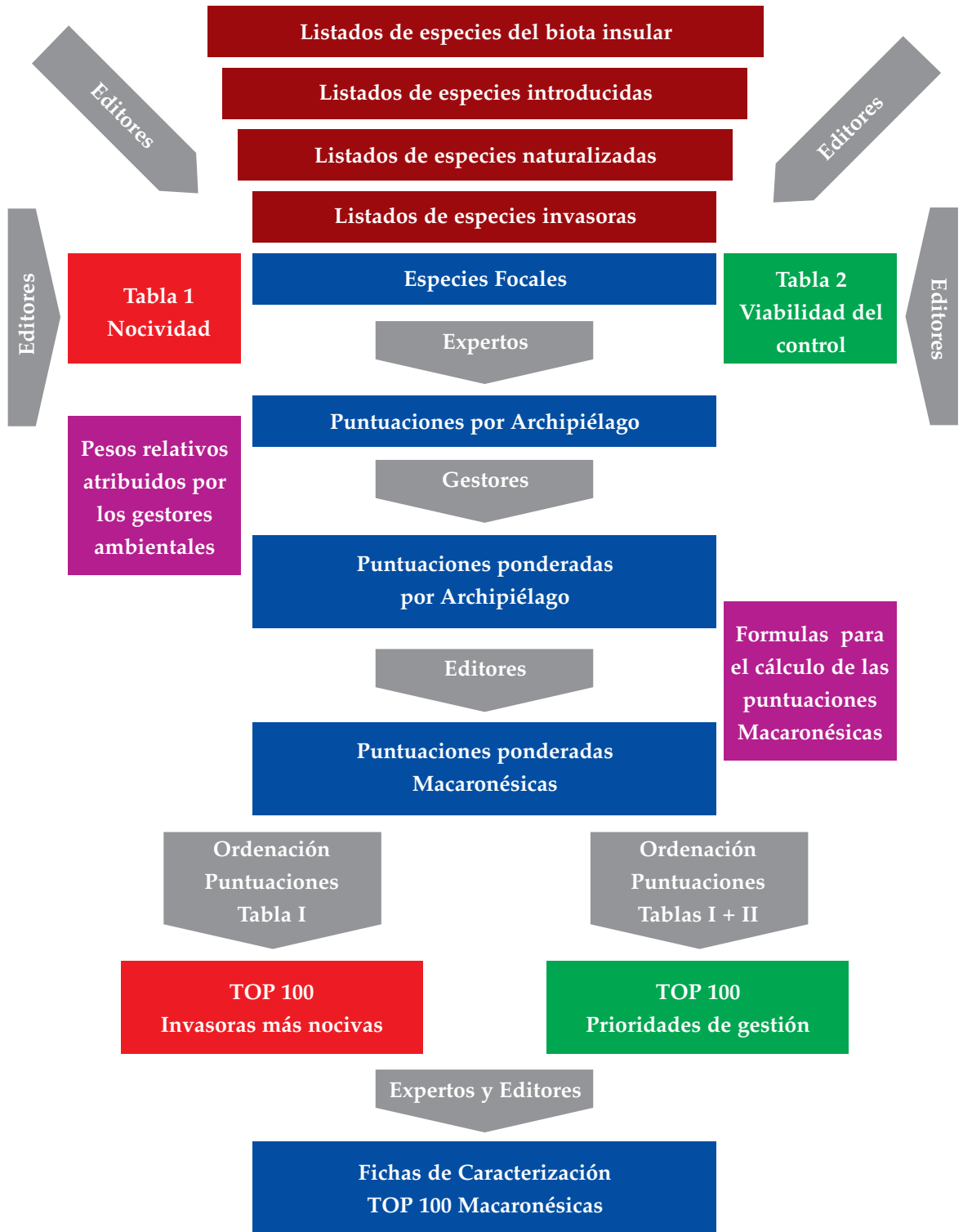


Figura 3. Proceso de evaluación de las EEI en la Macaronesia europea.

La idea de utilizar dos grupos complementarios de criterios está basada en la estrategia que se plantea en un reciente trabajo de Marsh *et al.* (2007), en el que se sistematiza un procedimiento que permite establecer prioridades de gestión en especies amenazadas. En nuestro caso, se ha usado la misma metodología para obtener las prioridades de gestión de las EEI de la Macaronesia.

Cada uno de los cuatro puntos de cada tabla fue evaluado con base en tres ítems o subcriterios, resultando un total de 12 ítems por tabla, es decir, el análisis de evaluación de cada especie se realizó mediante el uso de 24 ítems o subcriterios (Anexo).

Asignación de las puntuaciones

El trabajo de los expertos consistió en asignar puntuaciones a las especies focales según los criterios e ítems de las dos tablas, sin saber los pesos relativos atribuidos a cada subcriterio o ítem en el análisis posterior.

Cada ítem fue puntuado del 1 al 4. En el caso de la **Tabla I**, el valor 1 corresponde a un impacto reducido y/o a una invasión limitada, mientras que el valor 4 corresponde a un gran impacto en la biodiversidad y/o a una invasión muy amplia. En el caso de la **Tabla II**, el valor 1 refleja una baja probabilidad de implementar medidas de control o erradicación exitosas, mientras que el valor 4 corresponde a una elevada probabilidad de conseguir el control o erradicación con éxito de la especie analizada.

Es necesario referir, en este punto, que ha sido necesario realizar varios talleres en los que han estado representados los tres archipiélagos, con el fin de uniformizar, en todo lo posible, las atribuciones de las puntuaciones, no sólo entre las diferentes regiones, sino también entre los diferentes grupos taxonómicos analizados. Esos talleres han tenido lugar en los tres archipiélagos involucrados en el análisis.

Por su parte, los gestores ambientales de las tres regiones asignaron un peso relativo a cada uno de los ítems o subcriterios, sin tener conocimiento de las puntuaciones atribuidas por los expertos. El peso final de cada ítem se calculó mediante la media aritmética de todos los pesos atribuidos por los gestores de los tres archipiélagos.

A partir de la puntuación en cada región, se calculó una puntuación global macaronésica para cada una de las especies analizadas. Este cálculo se realizó de diferente modo dependiendo del tipo de ítem. En algunos ítems, el mayor peso corresponde a la presencia de la especie en el mayor número de archipiélagos. En otros casos y dependiendo del tipo de cuestión, el valor global se obtuvo mediante el valor medio, el máximo o el mínimo calculado para las tres regiones (Anexo). Por ejemplo, si una EEI tiene un impacto en especies amenazadas en uno de los archipiélagos de la Macaronesia, logrará una puntuación máxima en ese ítem. Al contrario, en el caso de la extensión de la invasión o del área a tratar, la puntuación será dependiente del número de islas o de archipiélagos invadidos.

A continuación, las especies fueron ordenadas de forma decreciente de acuerdo con la puntuación total en la **Tabla I**. Ello ha permitido definir las 100 especies más nocivas de la Macaronesia, el **TOP 100**. Para obtener los valores de puntuación total de cada especie en la **Tabla II**, se aplicó el mismo método, obteniendo un listado ordenado de taxones según su facilidad de ser controlados o erradicados. No obstante, la prioridad de gestión de cada una de estas especies, resulta conceptualmente, según el modelo propuesto por Marsh *et al.* (2007), de la combinación entre la nocividad de un taxón y su capacidad de control o erradicación. Por lo tanto, las 100 especies fueron de nuevo ordenadas según los valores obtenidos de la suma de las dos tablas, estableciéndose así su prioridad de gestión. Con ello se obtuvo, el **TOP 100** de las especies invasoras prioritarias de gestión de la región europea biogeográfica de la Macaronesia. El listado completo de los taxones analizados, y las puntuaciones obtenidas puede ser consultado en lo endereço del Portal de la Biodiversidad de Azores (www.azoresbioportal.angra.uac.pt/publicacoes.php?lang=es) o del Observatório Regional de Biología de las Invasiones (www.orbi.uac.pt).

Resultados y discusión

Importancia atribuida por los gestores ambientales

Los gestores ambientales atribuyeron diferentes pesos relativos o importancia, a los distintos subcriterios o ítems en ambas tablas (Figura 4). El mayor peso relativo fue asignado para los ítems: nivel de amenaza de las especies afectadas; capacidad de dispersión; extensión del área a tratar; y disponibilidad de recursos técnicos y humanos.

Por el contrario, se consideraron menos importantes o de menor peso relativo, según los gestores, los ítems: clasificación como EEI en otras regiones; existencia de un mandato legal para el control o erradicación; e interacción entre EEI. El único resultado inesperado de esta valoración, es el bajo peso atribuido a la existencia de un mandato legal específico para el control o erradicación de la EEI, una vez que se espera que los gestores atribuyesen una gran importancia a la reglamentación y a la legislación.

Análisis global de las puntuaciones

Fueron puntuadas 195 EEI de la Macaronesia Europea. No se detectan saltos pronunciados en las puntuaciones de las EEI (Figura 5). Eso significa que la selección de las primeras 100 especies es una decisión arbitraria, con un objetivo de divulgación pública, pero sin un significado concreto.

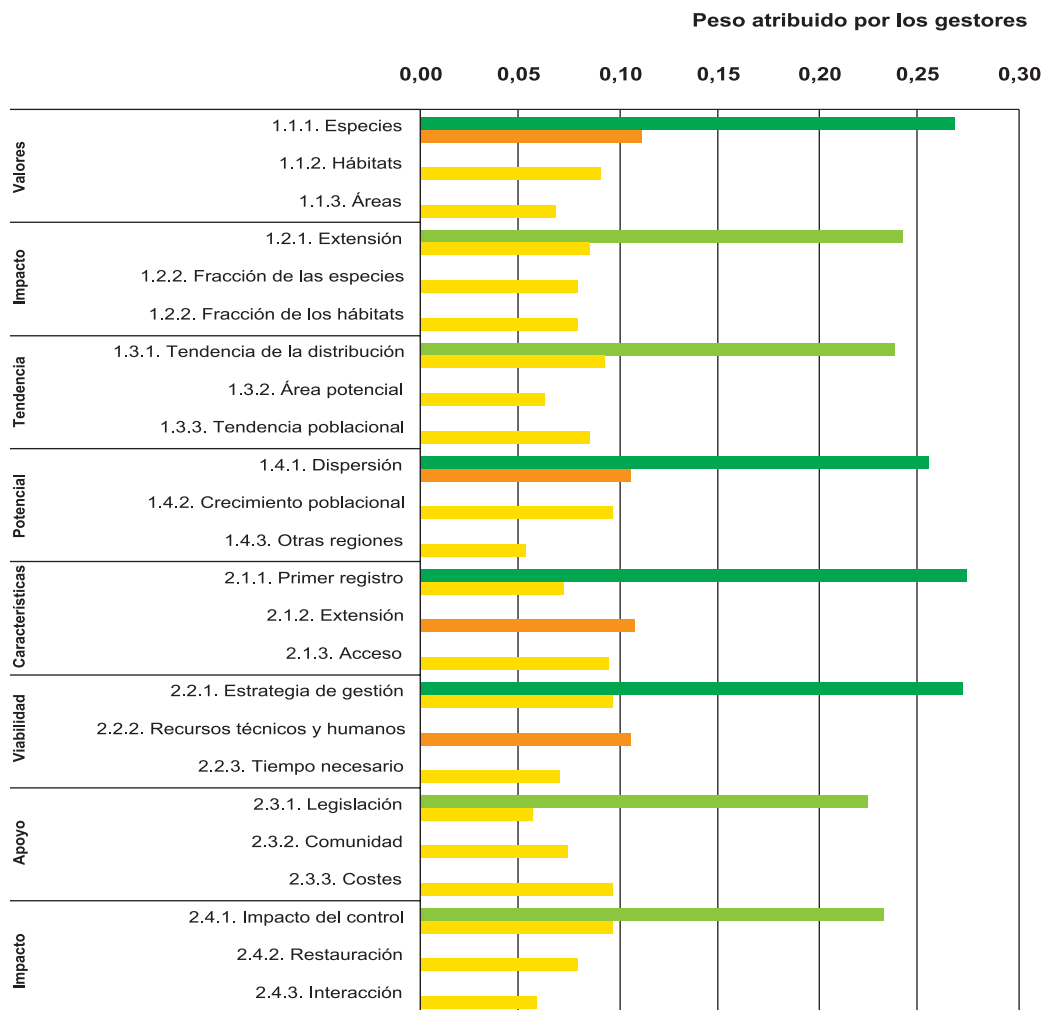


Figura 4. Pesos atribuidos por los gestores ambientales de las tres regiones a los ítems de los dos grupos de criterios. Barras verdes, peso de los subcriterios (oscuro, superior a 0,25, claro inferior a 0,25). Barras naranja, peso de los ítems individuales (oscuro, superior a 0,10, claro inferior a 0,10).

De hecho, el valor obtenido en la **Tabla I**, correspondiente a la centésima especie (225,4) se encuentra un poco abajo del valor medio que sería 250. Los valores mínimos y máximos que podrán ser obtenidos en cada una de las tablas, para las especies analizadas, han variado entre 100 y 400. En realidad, se han obtenido valores mínimos de 148,9 y 140,1 y máximos de 352,2 y 377,7 para las **Tablas I** y **II**, respectivamente. Se obtuvo así, una gama de valores relativamente vasta, englobando desde EEI muy nocivas y de difícil control, hasta especies mucho menos nocivas cuyo control es posible. Se ha verificado la

existencia de una correlación ligeramente negativa entre las puntuaciones totales de las dos tablas, es decir, cuanto más nociva es una especie, suele ser más difícil de controlar o erradicar (Figura 6). No obstante, el **TOP 100** ha demostrado una considerable variación en cuanto a la probabilidad de éxito de las medidas de control o erradicación.

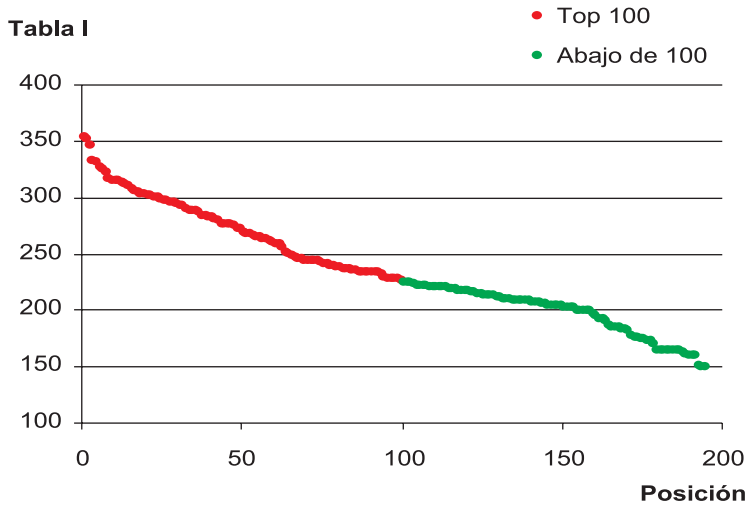


Figura 5. Representación de las puntuaciones para 195 EEI en la Macaronesia europea, en la Tabla I (nocividad), en función de la posición en la lista ordenada de valores. En rojo las especies del TOP 100, y en verde las especies por debajo del TOP 100.

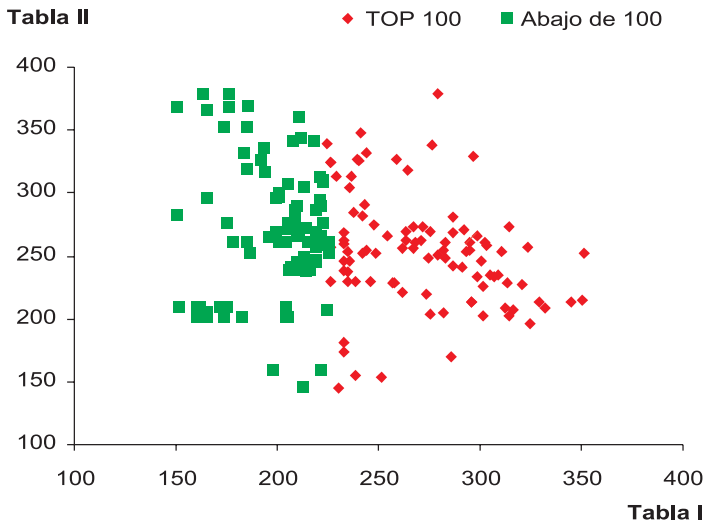


Figura 6. Representación de la relación entre la nocividad (Tabla I) y la viabilidad de control (Tabla II), basada en las puntuaciones obtenidas para el total de las especies evaluadas en los dos grupos de criterios. En rojo las especies del TOP 100, y en verde las especies por debajo del TOP 100.

Del análisis de los resultados, se obtuvo una correlación positiva (Figura 7) entre la puntuación de la **Tabla I** (nocividad) y la suma de las puntuaciones de las **Tablas I y II** (nocividad + probabilidad de control o erradicación). Este resultado permite ordenar las especies del **TOP 100** de acuerdo con su prioridad de gestión, que es el resultado de considerar el grado de nocividad de un taxón y la viabilidad de implementar medidas efectivas para su control.

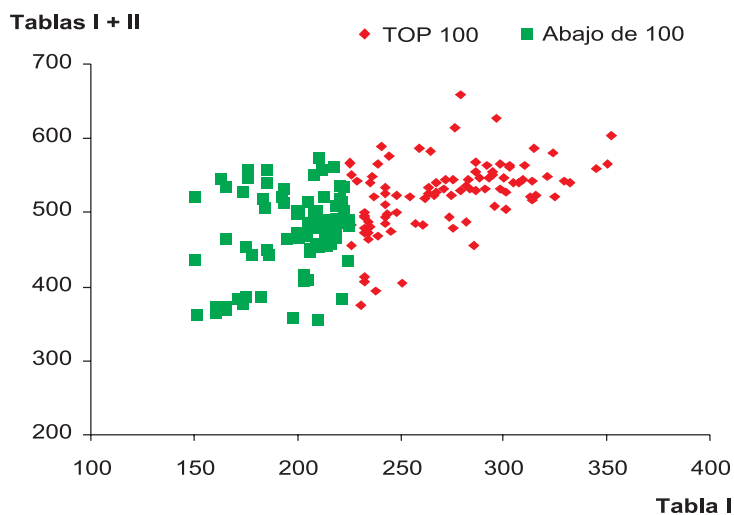


Figura 7. Representación de la relación existente entre la nocividad (Tabla I) y la prioridad de gestión de las especies (Tablas I + II) basada en las puntuaciones obtenidas para el total de las especies evaluadas en los dos grupos de criterios. En rojo las especies del TOP 100, y en verde las especies por debajo bajo del TOP 100.

De esta manera, se consigue una lista para priorizar la gestión de las especies exóticas invasoras de la Macaronesia, que no ignora a aquellas que son consideradas como muy nocivas, pero asume también las posibilidades reales existentes para abordar su control o erradicación.

Caracterización de las EEI del TOP 100

De las EEI del **TOP 100**, la gran mayoría son plantas vasculares, incluyéndose algunas especies de invertebrados y vertebrados (Figura 8).

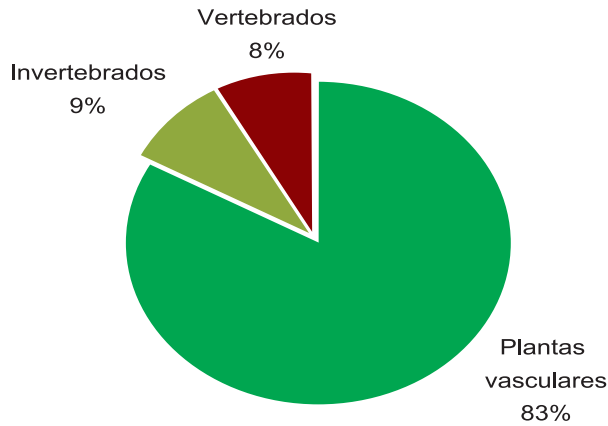


Figura 8. Caracterización de las EEI del TOP 100 de la Macaronesia. Porcentaje de invasoras pertenecientes a diferentes grupos de organismos vivos.

Cabe destacar que en las primeras veinte posiciones del **TOP 100** se encuentran, en general, plantas invasoras muy problemáticas. Se trata de especies que presentan impactos, más o menos significativos, en los tres archipiélagos (*Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus*, *Agave americana*, *Arundo donax*), o de especies presentes únicamente en una o en dos regiones, pero con un impacto muy significativo (*Hedychium gardnerianum*, *Cyrtomium falcatum*, *Pittosporum undulatum*, *Opuntia ficus-indica*, *Hydrangea macrophylla*, *Nicotiana glauca*, etc.). De hecho, especies como el pitosporo de bayas anaranjadas (*Pittosporum undulatum*), la conga (*Hedychium gardnerianum*) o la caña común (*Arundo donax*) constituyen amenazas reales para la conservación de la biodiversidad en los archipiélagos de Azores y Madeira, debido a su efecto en la limitación drástica de la regeneración de las especies nativas. La caña común actúa del mismo modo en Canarias, debiéndose añadir además, especies como la pitera común (*Agave americana*) o las tuneras común (*Opuntia ficus-indica*) e india (*Opuntia stricta*) que resultan importantes factores de amenaza para la biodiversidad nativa de este archipiélago.

En relación a los vertebrados, hay que mencionar que las tres especies de roedores se encuentran todas antes de la 22ª posición, apareciendo la rata (*Rattus rattus*) como la primera de ellas, en la posición 11ª. En lo que refiere a la rata parda (*Rattus norvegicus*), el conocimiento acerca de sus impactos es, aparentemente, menor. Con respecto al conejo (*Oryctolagus cuniculus*), aunque sus efectos negativos sobre la flora nativa están muy bien referenciados en Canarias, es posible cierto desconocimiento sobre sus efectos reales en Azores, por lo que su posición relativa a nivel macaronésico es más baja. Por otro lado, se trata de una especie cinegética con gran importancia, por lo que habrá sectores sociales interesados en su

utilización. En el caso del gato (*Felis silvestris catus*), su puntuación ha sido más baja porque, aunque tiene efectos graves y reconocidos en Madeira y Canarias, en Azores es considerado como presente pero no asilvestrado, viviendo muy asociado a las poblaciones humanas. Es una diferencia considerable que sería importante estudiar en el futuro, sobre todo si se tiene en cuenta que hay evidencias de ser predador de juveniles de algunas aves nativas, en particular del mirlo negro (*Turdus merula azorensis*).

Del análisis de las Figuras 9 a la 20, relativas a las puntuaciones de las 100 especies del **TOP 100** en la **Tabla I**, se pueden obtener las conclusiones presentadas en la Tabla 9. Del mismo modo, que del análisis de las Figuras 21 a la 32, relativas a las puntuaciones de las 100 especies del **TOP 100** en la **Tabla II**, se obtienen las conclusiones presentadas en la Tabla 10.

El hecho de que la mayoría de las EEI está afectando a especies endémicas no amenazadas y de que más de un tercio afecte a especies amenazadas resulta coherente con los resultados relativos a la importancia de las especies EEI como un factor de amenaza para las especies prioritarias en conservación en Macaronesia (Martín Esquivel *et al.* 2008). Además, este resultado implica que los planes de recuperación de las especies amenazadas deberían considerar, obligatoriamente, la necesidad de seguimiento y eventual control de las EEI.

En el mismo sentido, el hecho de que la grande mayoría de las EEI afecta a hábitats prioritarios o al abrigo de la Directiva Hábitats, implica la necesidad de seguimiento continuado, la evolución de esa situación y la toma de medidas concretas de gestión de las áreas invadidas, en especial en lo que se refiere a hábitats prioritarios. Esta situación se extiende también a las áreas protegidas en general, ya que la gran mayoría de las EEI afecta a áreas con protección legal y elevado interés conservacionista, concretamente Parques Nacionales, Parques Naturales, etc., así como a las áreas incluidas dentro la Rede Natura 2000.

En lo relativo a la extensión de la invasión, la gran mayoría de las EEI afecta a más de una región, por lo que resulta pertinente la conjugación de esfuerzos y la transferencia de conocimientos relativos a los métodos de control a implementar. Por otro lado, es muy probable que una especie que ha sido considerada como invasora en uno de los archipiélagos, y que se considera introducida o naturalizada solamente en otro, pueda cambiar su situación en el futuro. De este modo, debería prestarse una atención especial a estos casos, en lo que se refiere al seguimiento y a una eventual erradicación precoz. Esa regla debe además aplicarse también en cada uno de los archipiélagos, en los casos en que una especie invade sólo un número limitado de islas. Algunos ejemplos son los casos de *Leycesteria formosa* en Azores, presente solamente en la isla de San Miguel, y de las especies de *Penisetum* que aún no han invadido las Azores.

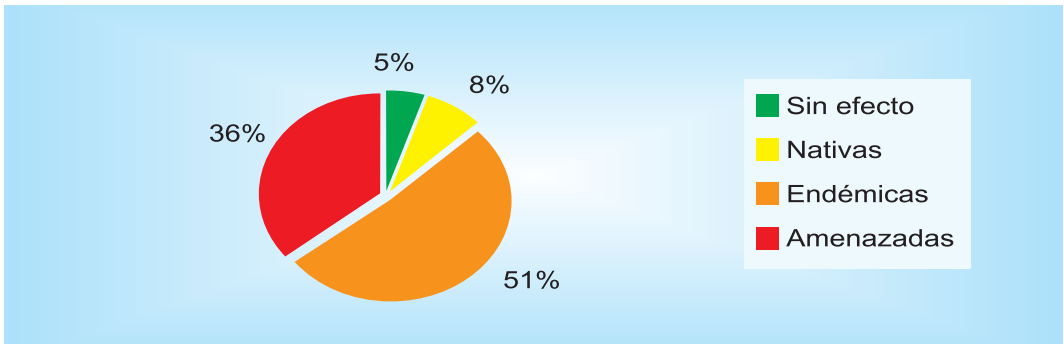


Figura 9. Resultados obtenidos para el criterio 1.1.1. Especies afectadas. La mayoría de las EEI afecta especies endémicas no amenazadas. No obstante, más de un tercio afecta a especies amenazadas.

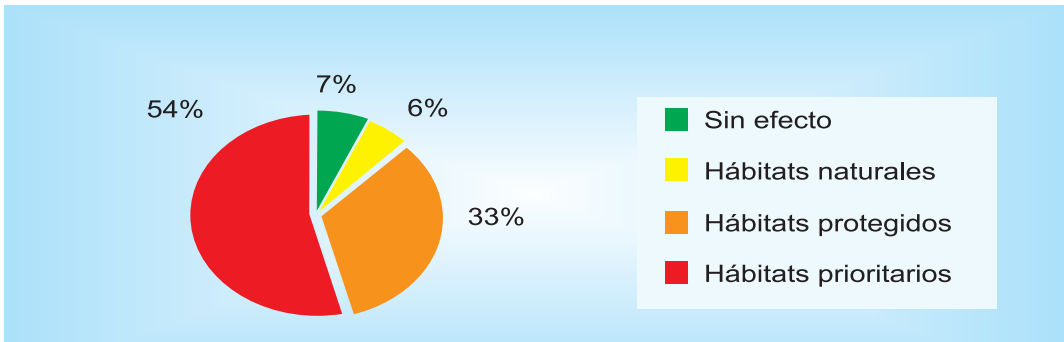


Figura 10. Resultados obtenidos para el criterio 1.1.2. Hábitats afectados. La gran mayoría de las EEI afecta a hábitats prioritarios o protegidos por la Directiva Hábitats.

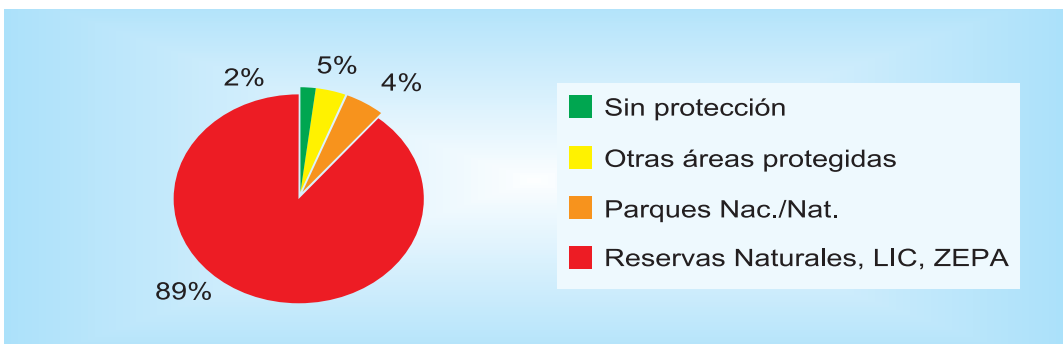


Figura 11. Resultados obtenidos para el criterio 1.1.3. Hábitats afectados. La gran mayoría de las EEI afecta áreas con protección legal y con elevado interés conservacionista.

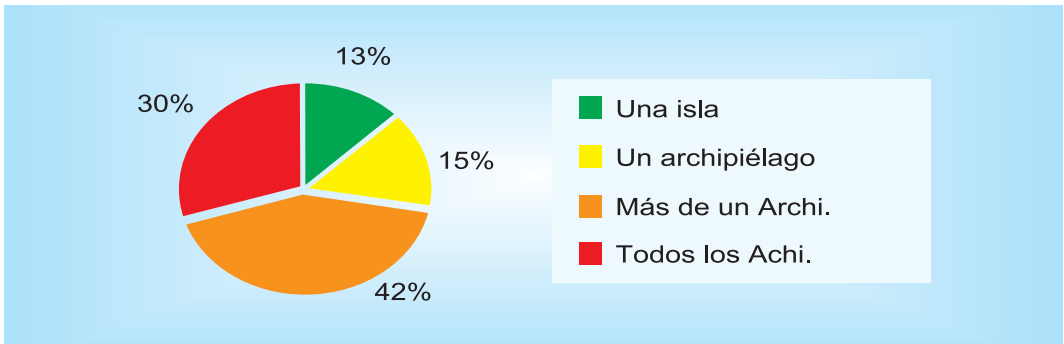


Figura 12. Resultados obtenidos para el criterio 1.2.1. Extensión de la invasión. La gran mayoría de las EEI afecta más que a una región.

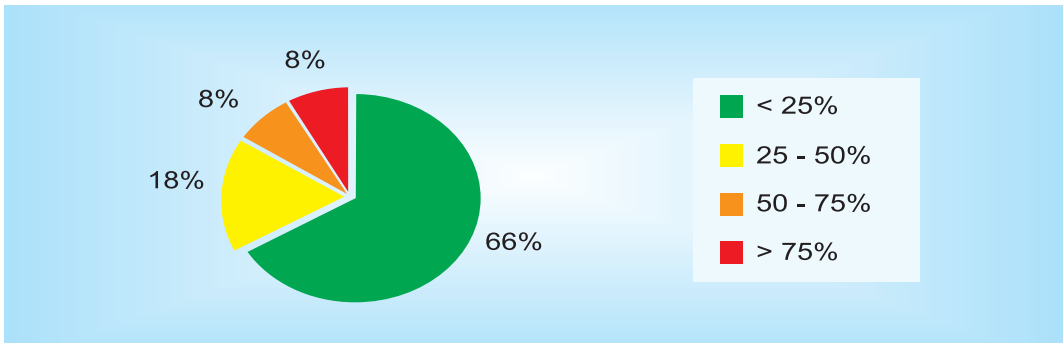


Figura 13. Resultados obtenidos para el criterio 1.2.2. Porción del área de distribución/población de las especies impactadas. La mayoría de las EEI afecta solamente a una pequeña porción del área de distribución/población de las especies impactadas.

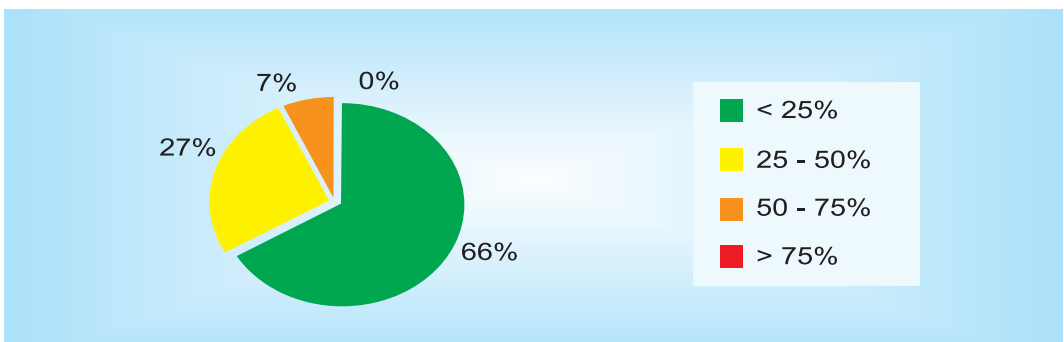


Figura 14. Resultados obtenidos para el criterio 1.2.3. Porción de la distribución en hábitats naturales o seminaturales. La distribución de las EEI se localiza sólo parcialmente en hábitats naturales.

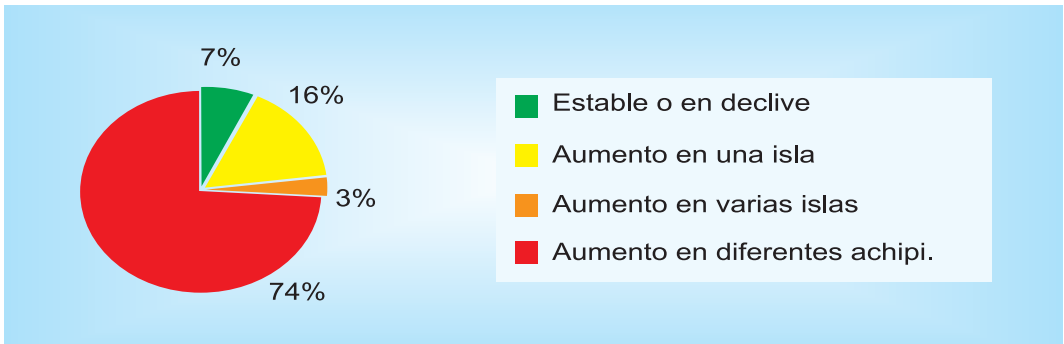


Figura 15. Resultados obtenidos para el criterio 1.3.1. Tendencia actual de la invasión. La gran mayoría de las EEI se consideran en expansión para los diferentes archipiélagos.

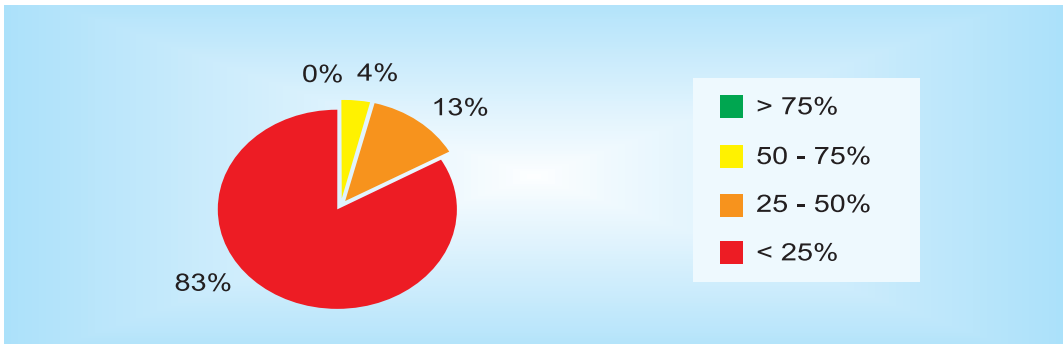


Figura 16. Resultados obtenidos para el criterio 1.3.2. Porción del área potencial ya ocupada. La gran mayoría de las EEI puede aumentar aún más su área de distribución.

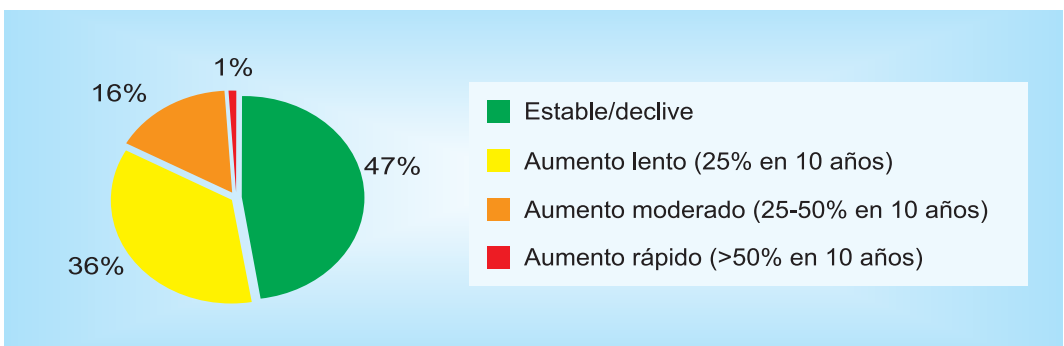


Figura 17. Resultados obtenidos para el criterio 1.3.3. Tendencia de la población. En general, las EEI no han sido consideradas como con crecimiento poblacional rápido.

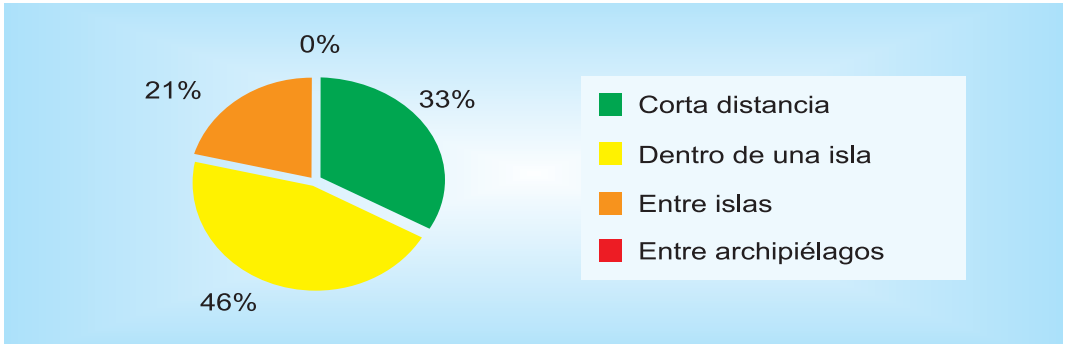


Figura 18. Resultados obtenidos para el criterio 1.4.1. Capacidad de dispersión. La mayoría de las EEI no sera capaz de dispersarse entre islas a través de medios naturales.

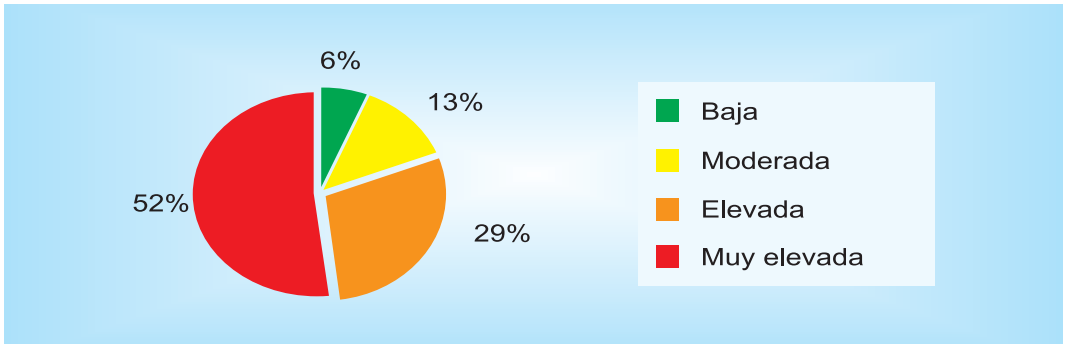


Figura 19. Resultados obtenidos para el criterio 1.4.2. Potencial de aumento poblacional. La gran mayoría de las EEI ha sido considerada con potencial elevado de aumento poblacional.

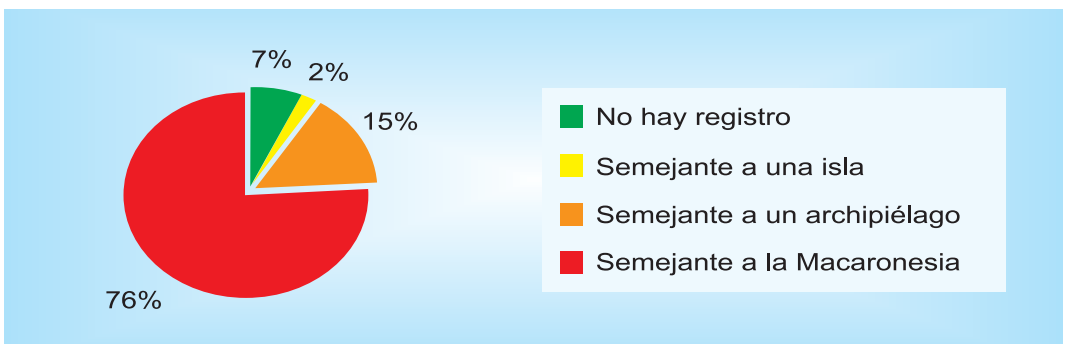


Figura 20. Resultados obtenidos para el criterio 1.4.3. Invasora en otras regiones biogeográficas. La gran mayoría de las EEI es considerada como invasora en otras regiones.

Tabla 9. Resumen de las conclusiones resultado del análisis a las figuras anteriores, relativas a las puntuaciones obtenidas por las 100 especies del TOP 100 en la Tabla I.

- La mayoría de las EEI afecta a especies endémicas no amenazadas. No obstante, más de un tercio afecta a especies amenazadas.
- La gran mayoría de las EEI afecta a hábitats prioritarios o protegidos por la Directiva Hábitats.
- La gran mayoría de las EEI afecta áreas con protección legal de elevado interés conservacionista.
- La gran mayoría de las EEI afecta a más de un archipiélago.
- La mayoría de las EEI afecta sólo a una pequeña porción del área total de distribución o bien de la población de las especies impactadas.
- La distribución de las EEI se localiza, sólo parcialmente, en hábitats naturales.
- La gran mayoría de las EEI se consideran en expansión en los diferentes archipiélagos.
- La gran mayoría de las EEI tienen aún la posibilidad de ampliar su área de distribución.
- Sin embargo, en general, las EEI no se considera que presenten un crecimiento poblacional muy rápido.
- La mayoría de las EEI no son capaces de dispersarse entre islas por medios naturales.
- Se considera que la gran mayoría de las EEI tiene un potencial de aumento poblacional considerable.
- La gran mayoría de las EEI se consideran también invasoras en otras regiones biogeográficas.

El hecho de que la mayoría de las EEI afecta solamente a una pequeña porción del área de distribución/población de las especies afectadas y de localizarse parcialmente en hábitats naturales o semi-naturales, indica que, en muchos casos, será prioritario actuar en las zonas más importantes en conservación. De todas maneras esta situación también indica que las especies que invaden esencialmente hábitats antrópicos podrían, en ciertas situaciones, establecerse en zonas naturales. Esto podrá ocurrir, por ejemplo, con la apertura de caminos peatonales de accesos a áreas protegidas y con el consiguiente aumento del número de visitantes a esas zonas. Una vez más, será necesario seguir la evolución de las poblaciones de EEI a lo largo de los caminos y otras vías de acceso a las áreas naturales, así como a las áreas limítrofes. Este aspecto se relaciona con el hecho de que muchas de las EEI ocupan un área relativamente pequeña, pudiendo aún aumentar su área de distribución. Este fenómeno podrá ser, eventualmente, potenciado en el futuro, como consecuencia de las alteraciones climáticas, permitiendo, por ejemplo, el establecimiento de EEI a altitudes mayores. En relación con esta situación está también el hecho de que los expertos consideran que las EEI del **TOP 100**

presentan una tendencia a aumentar la extensión de la invasión, así como un elevado potencial en términos de crecimiento poblacional. En el caso de las plantas, esta situación se asocia a la existencia de periodos de madurez sexual muy cortos y/o a la posibilidad de que muestren reproducción asexual. En el caso de los animales, esta situación se debe a la posibilidad de originar un número elevado de descendientes por generación (invertebrados) o a la existencia de varios episodios reproductores a lo largo de un año (roedores, conejo).

Sin embargo, la mayoría de las EEI no será capaz de dispersarse entre islas por medios naturales. Esto es de particular importancia, ya que significa que los mecanismos de transporte de EEI en el interior de las islas y en particular entre islas, serán esencialmente dependientes de la acción humana, directa o indirecta. Así, la reducción del número de nuevas introducciones dependerá, la mayor parte, de la implementación de sistemas de cuarentena eficaces, de medidas de fiscalización basadas en un muestreo sistemático y estadísticamente válido y de la adopción de códigos de buenas prácticas a nivel de los transportes de personas y mercancías. Esta situación está también relacionada con el hecho de que la mayoría de las EEI del **TOP 100** son consideradas como tal en otras regiones biogeográficas. En este sentido, los mecanismos utilizados para minimizar la entrada de EEI a partir de islas dentro de un mismo archipiélago o de un archipiélago próximo, deben también minimizar la entrada de especies consideradas como invasoras en otras regiones biogeográficas y que tendrán, por eso, alta probabilidad de invadir la Macaronesia.

La gran mayoría de las EEI del **TOP 100** fueron introducidas después del siglo XIX. Esto significa que las actividades humanas potenciaron las introducciones, a partir de esa fecha, debido a la intensificación de los flujos comerciales, pero también al desarrollo de la red de jardines botánicos que a partir del siglo XVIII, permitieron un intercambio muy intenso de especies vegetales entre islas y continentes.

Como ya se ha mencionado, la gran parte de las EEI en el **TOP 100** deberá de ser controlada en más de una región, sin embargo, los expertos consideran que la mayoría de las EEI se localiza en áreas accesibles a las acciones de control. Además, debido a la extensión de la invasión, la mayoría de las EEI fue considerada solamente como susceptible a una erradicación o control local. También se consideró que será difícil o imposible controlar el 42% de las EEI, con los medios humanos y técnicos actualmente disponibles, una vez que el control de la mayoría de las EEI exigirá proyectos específicos, de media o larga duración y con una inversión moderada a alta. Otra dificultad es el hecho de que, para casi todas las EEI, las acciones de control deben basarse solamente en la legislación general para las áreas protegidas y la biodiversidad y no en mandatos legales específicos. Podría considerarse que la hipótesis de esa ausencia de legislación estaría, eventualmente, relacionada con la reducida importancia, en términos de peso relativo, atribuida por los gestores ambientales a la existencia de este tipo de reglamentación específica. De todas formas, el poder legislativo no cabe a los gestores, ni tampoco las últimas decisiones. De este modo, esta aparente ausencia de legislación específica deberá ser un punto a analizar detalladamente en el futuro, por los diferentes sectores involucrados: legisladores, gobernantes, gestores ambientales y expertos, con el propósito de evaluar, objetivamente, si de hecho existen lagunas legislativas y reglamentarias a abordar.

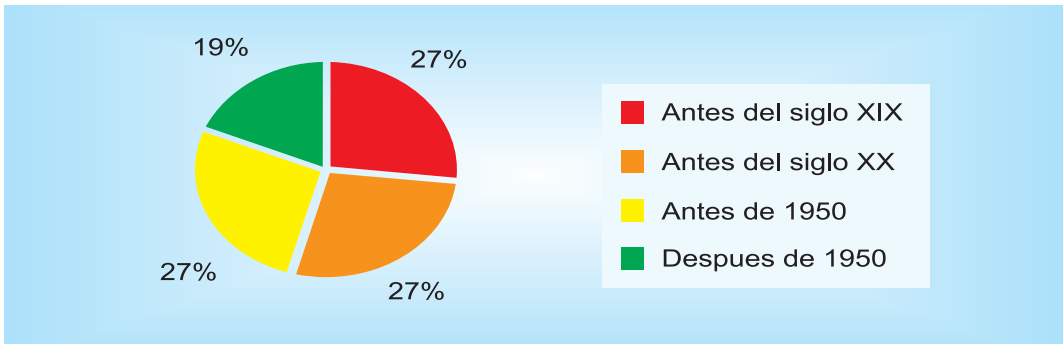


Figura 21. Resultados obtenidos para el criterio 2.1.1. Época de introducción. La gran parte de las EEI fue introducida después del siglo XIX.

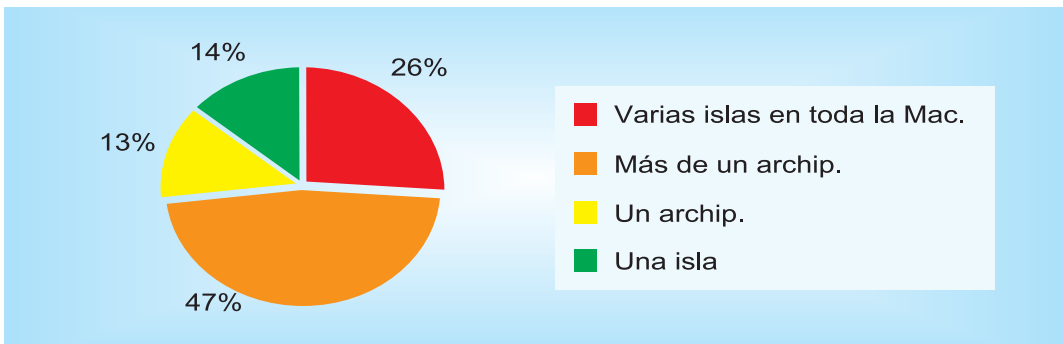


Figura 22. Resultados obtenidos para el criterio 2.1.2. Área a tratar. La gran mayoría de las EEI tendrá que ser controlada en más de una región.

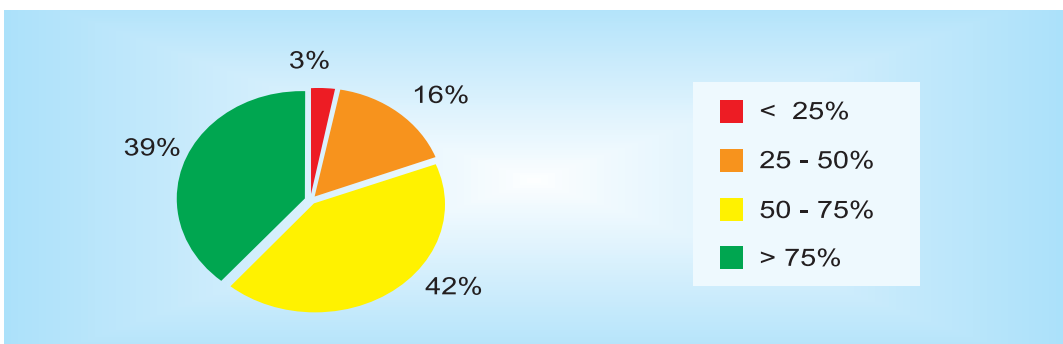


Figura 23. Resultados obtenidos para el criterio 2.1.3. Porción de la población accesible al control. La mayoría de las EEI se consideró localizada en áreas accesibles a las acciones de control.

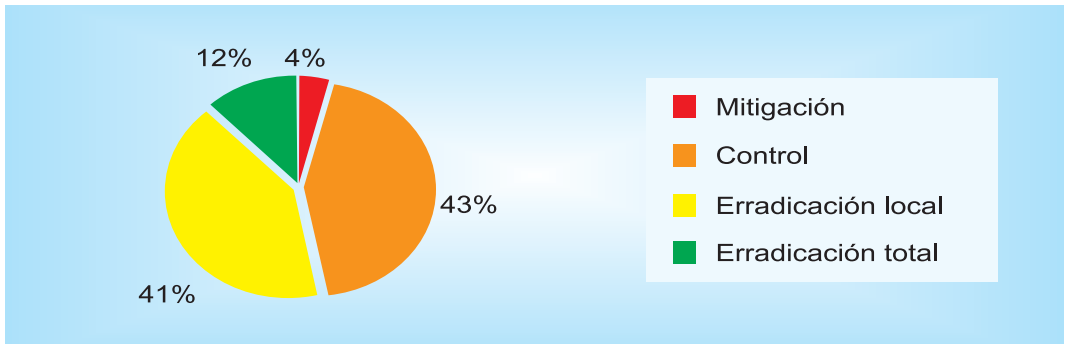


Figura 24. Resultados obtenidos para el criterio 2.2.1. Estrategia posible. La mayoría de las EEI fue considerada solamente susceptible a acciones de control o erradicación local.

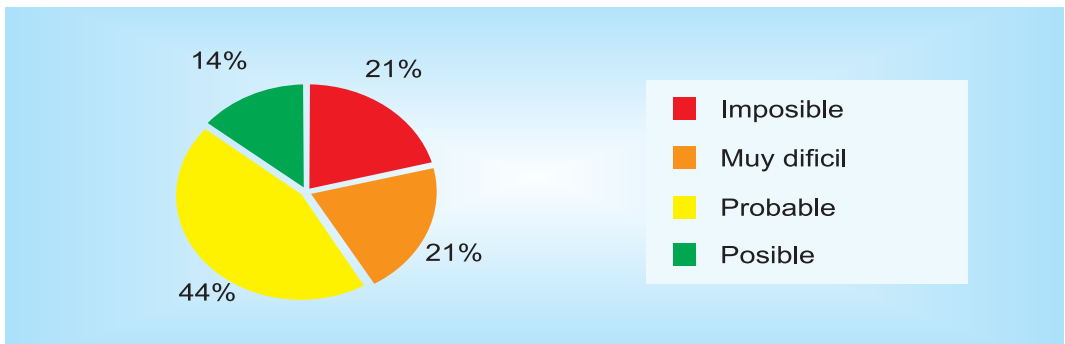


Figura 25. Resultados obtenidos para el criterio 2.2.2. Resultado posible con los medios disponibles. Será muy difícil o imposible controlar el 42% de las EEI, con los medios humanos y técnicos actualmente disponibles.

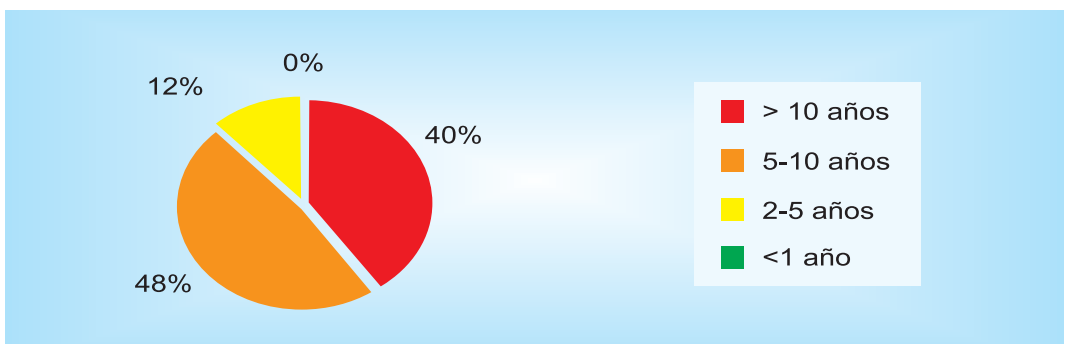


Figura 26. Resultados obtenidos para el criterio 2.2.3. Proyectos. El control de la mayoría de las EEI exigirá proyectos de media o larga duración.

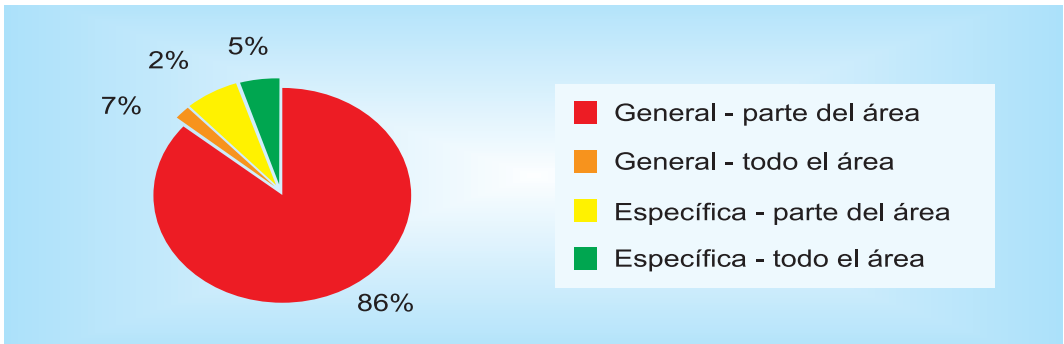


Figura 27. Resultados obtenidos para el criterio 2.3.1. Legislación. Para casi todas las EEI, las acciones de control tendrán que basarse solamente en legislación general de áreas protegidas y de biodiversidad.

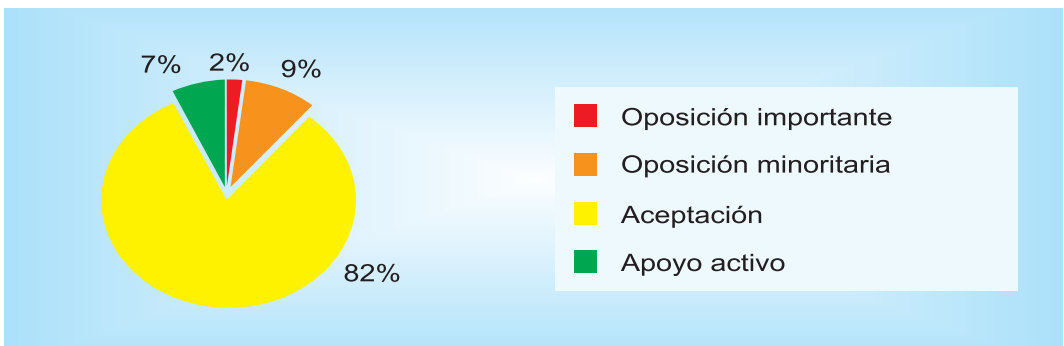


Figura 28. Resultados obtenidos para el criterio 2.3.2. Apoyo de la sociedad. Para casi todas las EEI las acciones de control podrán ser aceptadas por el público.

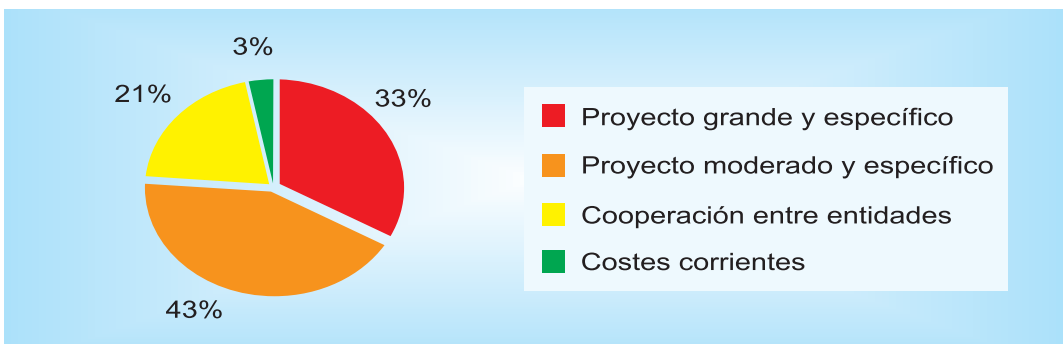


Figura 29. Resultados obtenidos para el criterio 2.3.3. Costes. El control de la gran mayoría de las EEI exigirá proyectos específicos con una inversión alta a moderada.

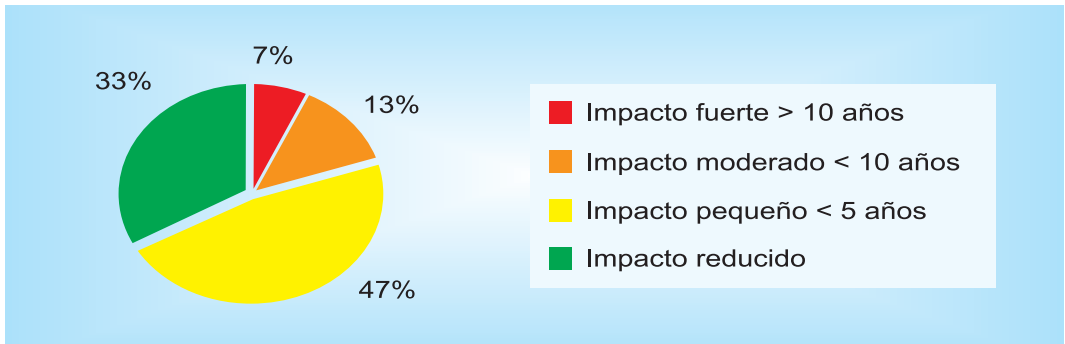


Figura 30. Resultados obtenidos para el criterio 2.4.1. Impactos resultantes del control. Para la mayoría de las EEI las acciones de control se considera que originarían solamente impactos pequeños o reducidos.

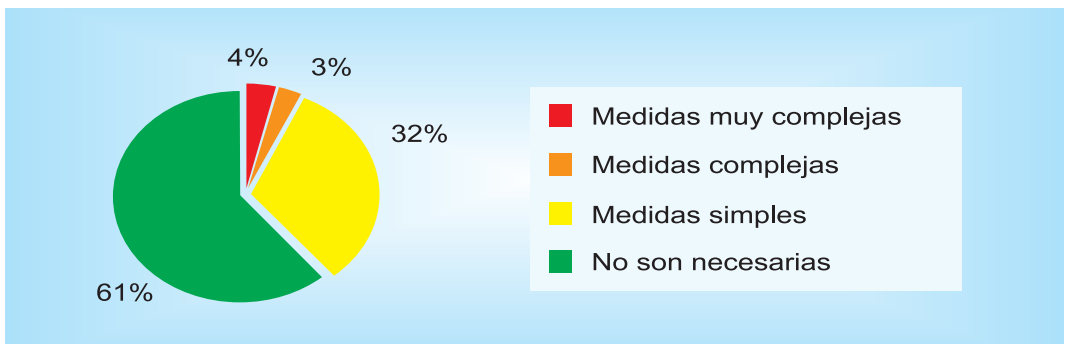


Figura 31. Resultados obtenidos para el criterio 2.4.2. Restauración de los hábitats. Para la mayoría de las EEI se consideró que las medidas de restauración de los hábitats no serían necesarias.

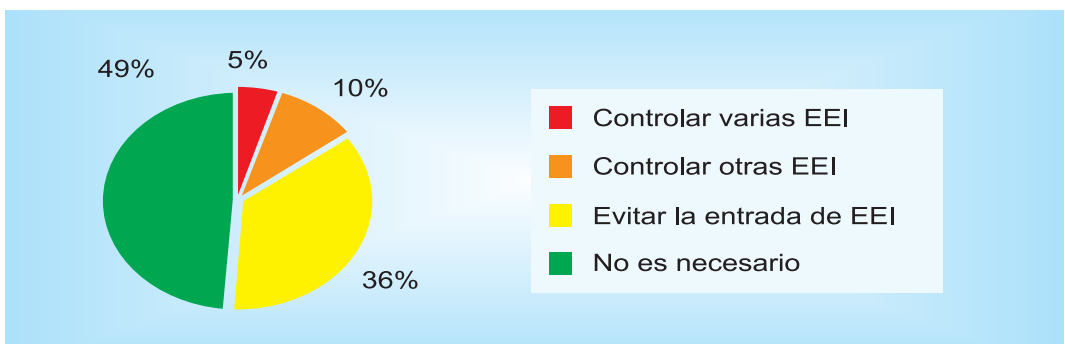


Figura 32. Resultados obtenidos para el criterio 2.4.3. Interacción entre EEI. Para la mayoría de las EEI se consideró que no habría necesidad de controlar otras EEI simultáneamente.

Tabla 10. Resumen de las conclusiones resultantes del análisis de las figuras anteriores, relativas a las puntuaciones obtenidas para las 100 especies del TOP 100 en la Tabla II.

- Casi todas las EEI se introdujeron después del siglo XIX.
- La gran mayoría de las EEI deberá de ser controlada en más de un archipiélago.
- La mayoría de las EEI se consideran situadas en áreas accesibles a las acciones de control.
- En la mayor parte de las EEI sólo se considera posible su erradicación o control a nivel local.
- Se estima que será muy difícil o imposible controlar el 42% de las EEI con los medios humanos y técnicos actualmente disponibles.
- El control de la gran mayoría de las EEI exigirá proyectos de media o larga duración.
- Para casi todas las EEI, las acciones de control tendrán que basarse solamente en la legislación general para las áreas protegidas y la biodiversidad y no en mandatos legales específicos.
- Casi todas las acciones de control serían aceptadas por el público, mientras que una oposición o un apoyo activos a las mismas, no sería frecuente.
- El control de la mayor parte de las EEI exigirá proyectos específicos que requieren una inversión de recursos moderada o alta.
- Para casi todas las EEI, las acciones de control originarían impactos pequeños o reducidos.
- Para la mayor parte de las EEI se consideró que no serían necesarias medidas de restauración, tras llevar a cabo las acciones de control.
- Para casi todas las EEI se consideró que no sería necesario controlar otras EEI de manera simultánea.

En lo que se refiere a la aceptación de las acciones de control por parte de la sociedad, esta sería una realidad para casi todas las EEI, mientras que una oposición o un apoyo activo no serían frecuentes. De cualquier forma, estos resultados se basan en el conocimiento de la situación general por parte de los expertos que puntuaron las especies y no en datos resultantes de un sondeo de opinión de los diferentes grupos sociales. Así, sería interesante desarrollar, a nivel de la Macaronesia, un estudio de opinión de la sociedad en general relativa a la percepción de los impactos causados por las EEI y a la aceptación de medidas más restrictivas respecto al control de la entrada de especies exóticas.

Finalmente, hay que referir que, de acuerdo con los expertos, para la mayoría de las EEI, las acciones de control originarían impactos muy reducidos en la biodiversidad nativa, por lo que en la mayoría de los casos, no serían necesarias medidas de restauración de los hábitats después de las acciones de control. Silva (2001), demostró la

posibilidad de controlar *Clethra arborea* en la Isla de San Miguel, sin originar impactos significativos en la flora nativa. Lo mismo ha ocurrido al largo del proyecto LIFE Priolo, relativo al control de varias plantas invasoras. Además, para la mayoría de las EEI se consideró que no sería necesario el control simultáneo de otras especies. Sin embargo, para algunas especies de invasoras importantes en Azores, como *Gunnera tinctoria*, *Clethra arborea* y *Hedychium gardnerianum*, su presencia simultánea indica que esto podría resultar necesario.

Limitaciones del sistema de puntuación

Durante la aplicación del sistema de clasificación se detectaron algunas limitaciones. En concreto y a modo de ejemplo, varias especies consideradas como invasoras en Azores, no fueron incluidas en el análisis inicial, ya que el presente libro opta por una visión global de la Macaronesia y dichas especies son consideradas como nativas en Madeira o en Canarias. Este hecho es particularmente relevante para especies como el árbol de Santa María (*Clethra arborea*) o la zarza común (*Rubus ulmifolius*), las cuales si están incluidas en el PRECEFIAS. Esta limitación también se produce puntualmente para especies introducidas en Madeira o en Canarias, debido a la existencia de diferentes criterios entre estos archipiélagos a la hora de considerar el origen de ciertas especies, sobre todo en el caso de las plantas.

Además, ese efecto puede ocurrir dentro de un mismo archipiélago, es decir, la propia flora endémica puede actuar también como un agente invasor, si por usos ornamentales inadecuados se la introduce en islas o localidades, que no forman parte de su distribución original, ya que en estos casos pueden promoverse fenómenos de hibridación que de forma natural no ocurrirían (Ojeda 2007). A modo de ejemplo, sólo en la isla de Tenerife existen 823 taxones de los diferentes grupos de organismos, que son endemismos insulares (Martín Esquivel *et al.* 2005), muchos de los cuales pueden actuar como invasores en el resto de las islas del archipiélago canario. En las plantas, este efecto negativo es especialmente notable con el traslado entre islas de especies con uso ornamental y de géneros muy diversificados como las siemprevivas (*Limonium* spp.), los cabezones (*Cheirolophus* spp.), los taginastes (*Echium* spp.), etc.

Por otro lado, determinados taxones considerados como muy invasores en alguno de los archipiélagos, como es el caso de la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*), el picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*) o la palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) en Canarias, no quedaron seleccionados en el **Top 100**, debido fundamentalmente a que su distribución se restringe a un sólo archipiélago de la Macaronesia, además de a otros factores que han condicionado la obtención de puntuaciones más bajas como consecuencia de la aplicación de criterios globales y no locales.

Las limitaciones mencionadas anteriormente, implican la necesidad de elaborar, paralelamente a las listas macaronésicas, listas relativas a cada uno de los archipiélagos, en que se ordenen las diferentes especies de acuerdo con la puntuación obtenida en las

dos tablas, independientemente de ser consideradas como nativas en una parte de la Macaronesia.

Asimismo, conviene comentar los casos particulares de la cabra (*Capra hircus*) y de la oveja doméstica (*Ovis aries*) en el archipiélago canario. Desde la llegada de los pobladores prehispánicos, el ganado ha ejercido un fuerte impacto negativo sobre la conservación de la flora endémica que, en la actualidad, se reduce al efecto de individuos o rebaños de tamaño variable en determinadas localidades. Dado que se trata de especies domésticas y no silvestres, no figuran en el Banco de Datos de la Biodiversidad de Canarias, por lo que no han podido ser consideradas en este análisis, pese a los nefastos efectos que producen sobre la biodiversidad nativa de algunas localidades.

Respecto a algunos vertebrados introducidos en Azores, como la comadreja (*Mustela nivalis*) y el hurón (*Mustela furo*) la situación es la inversa, aunque son considerados como naturalizados, todavía, no se conocen sus posibles impactos en la biodiversidad nativa. Por otro lado, los impactos resultantes de la acción de los roedores y del conejo en la biodiversidad nativa no han sido cuantificados de un modo satisfactorio.

En lo que se refiere a los invertebrados, aunque suponen a una parte importante de las especies exóticas introducidas, y son muy frecuentemente considerados como plagas agrícolas o de los productos almacenados, actualmente, el conocimiento acerca de su impacto en la biodiversidad nativa no ha revelado impactos muy considerables. Esta situación podría cambiar en el futuro, como resultado de trabajos de investigación en este área. A título de ejemplo, en Azores, varias especies de plagas agrícolas (cochinillas, trips, etc) parasitan especies de plantas endémicas, en particular en las bajas altitudes.

Orientaciones para el futuro

Aún con las limitaciones mencionadas, este sistema permite la identificación de la mayoría de las EEI más importantes en la Macaronesia. Dado que no será posible controlar todas estas especies de una región, la utilización de sistemas jerarquizados ayudará a definir las prioridades de gestión de las mismas. La aplicación de este método permite también obtener un criterio más objetivo en la selección de las más importantes para cada archipiélago. Sin lugar a dudas, también se facilita la identificación de lagunas en los conocimientos acerca de grupos particulares de las EEI.

Este método debe utilizarse bajo un enfoque dinámico, por lo que sería conveniente que los resultados y las listas de especies fueran revisados cada tres años con vistas a incorporar nuevas introducciones que se hayan podido convertir en invasiones biológicas, pero también para valorar posibles efectos derivados de las acciones de control o erradicación que se hayan desarrollado.

Por otro lado, en términos metodológicos, y como resultado de la experiencia adquirida al largo de la realización del presente trabajo, es de referir que las fichas de caracterización de las EEI, utilizadas en el libro, deberán constituir el primer paso del análisis de

riesgo. De hecho, su aplicación en una fase inicial del proceso de evaluación, hará, aun más fácil y objetiva, la atribución de las puntuaciones.

No obstante, el análisis expuesto debe ser también complementado con la creación de un sistema de detección temprana que pueda alertar sobre nuevas introducciones en un estadio inicial. Esto es crucial para aumentar las probabilidades de éxito en la erradicación de nuevas especies exóticas, antes de que se vuelvan problemáticas.

Considerando la gran cantidad de invasoras comunes a los tres archipiélagos, y también el hecho de ser una de las principales amenazas para las especies prioritarias en términos conservacionistas (Martín Esquivel *et al.* 2008), sería recomendable la creación de un Observatorio Macaronésico de las Invasiones Biológicas. Esta iniciativa involucraría las diferentes entidades que trabajan o que se relacionan con este fenómeno a escala local, archipelágica y Macaronésica. Este Observatorio, tendría a su cargo la integración de la información relativa a las invasiones biológicas en Macaronesia y mantendría una red de comunicación entre los tres archipiélagos, aportando rápidamente la información disponible a los responsables de la toma de decisiones y al público en general.

En lo que concierne a las invasiones biológicas, existen algunas certezas. El número de nuevas introducciones ha aumentado a un ritmo exponencial. Por otro lado, a partir del momento en que ocurre el establecimiento de una especie invasora, el problema tenderá siempre a agravarse, si no se adoptan medidas. En definitiva, los costes de actuación tardía serán siempre más elevados que los asociados a una buena estrategia de prevención o a una respuesta rápida. Sin embargo, las invasiones biológicas, en la actualidad, están directamente relacionadas con las actividades económicas, la cultura y el modo como la gestión del ambiente es abordada por la sociedad humana, como un todo. Dependerá así, en gran medida, de nuestras decisiones o indecisiones colectivas, el papel que estará reservado a las especies exóticas en el futuro, no solamente a nivel del mantenimiento de las actividades humanas, sino de la preservación de la biodiversidad global.

Biological Invasions

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Curtis Daehler³

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

3 Botany Department, University of Hawaii at Manoa, Honolulu, USA.

Introduction

The introduction of species and their naturalization is presently considered one of the important mechanisms responsible for global change, leading to profound alterations in ecosystem structure and function, homogenization of biota, reduction of biodiversity and to the extinction of species (Huenneke 1997, Williamson 1996, Lodge 1993, Vitousek 1990, Vitousek *et al.* 1987).

Biological invasions and species introductions have fascinated biologists for a long time. Darwin, in his 1859 book "On the origin of the species", alluded to the fact that some domesticated animals that were taken by navigators from Europe to America and Australia had multiplied very quickly, sometimes affecting the survival of native species.

A **biological invasion** occurs when an organism, of any kind, reaches a site beyond its former area of distribution, becomes established and spreads (Williamson 1996); that is, invasions occur when a species colonizes and persists in a new geographic area (Shigesada & Kawasaki 1997).

Some heterogeneity exists in the concept of invasive species. For instance, Usher (1991) suggested the following definitions: i) introduced species – transported intentionally or accidentally, by human action, to an area outside of its natural geographic range; ii) invasive species – introduced species that increases its numbers and distribution area in the new region, without human intervention.

However, natural biological invasions would be excluded from this scenario. Alternatively, it is possible to use the invasive species concept as a geographic criterion, simply meaning that a new region or habitat has been colonized; and, on the other hand, to establish the different phases of the invasion process (Richardson *et al.* 2000).

Other authors considered as invasive those alien species which colonized natural and semi-natural ecosystems (Cronk & Fuller 1995). This might be somewhat restrictive, since introduced species in a disturbed habitat might later establish in ecosystems not so affected by human action.

Furthermore, Rejmánek (1995) clearly separated the concepts of invasive, weed (pest) and colonizer. A **weed** (or a pest) is a species that interferes negatively with human activities or aspirations, and it might be native or introduced. A **colonizer** establishes during the initial stages of ecological succession, being replaced in subsequent successional stages – it is the only category defined by biological traits – and it might be native or introduced. **Invasive** species, according to the same author, are those coming from other regions – this is a geographic definition.

At a geological time scale, the distribution of species on the surface of the planet has been affected by **climatic or geomorphologic changes of global scale** (Vermeij 1991). Accompanying those changes, biological invasions have been an important factor in the evolutionary process. Such invasions have included small expansions or shifts of species distribution ranges up to invasions of continental magnitude (Huenneke 1997, Williamson 1996, Fryer 1991).

After the end of the **last quaternary glaciation** (between 10000 and 15000 years ago), the development of **human activities** (agriculture, trade, intercontinental travel) led to considerable global environmental changes and stimulated the translocation of living organisms to new regions, purposefully or accidentally, resulting in an increase in the incidence of biological invasions and of species extinctions (Shigesada & Kawasaki 1997). Since the beginnings of agriculture, humans have been an important biogeographic factor, affecting and accelerating the expansion of commensal species (Le Floch 1991). Some of those species were intentionally introduced for food, medicine or aesthetic reasons, while others were accidental introductions, imported as crop contaminants or by other means (Rejmánek *et al.* 1991). That is, the first introductions associated with human activities occurred during prehistoric times, including the Paleolithic (Australia), but also along Classic Antiquity (Mediterranean); undoubtedly, it was an event generalized to several regions, including the Atlantic as well as the Pacific (see Capdevila *et al.* 2006).

Beginning in the **16th century**, European civilization promoted a wide exchange of living organisms in tropical areas, particularly on islands; later, the development of botanical gardens, especially in UK, led to the establishment of a network for more systematic species exchange among different regions (Cronk & Fuller 1995). In fact, the 17th century was an important mark in the process of alien species acclimatization (Capdevila *et al.* 2006).

In the **19th century**, the trade pattern led to a considerable flow of species from Europe and to the creation of a large number of societies devoted to the acclimatization of alien species. In the 20th century, transportation means increased in terms of speed and capacity to carry living organisms; the duration of trips became shorter and the use of ballast water became common. Presently, however, trade flows are wider and much faster, and species travel in all directions. **The majority of the biological invasions are now originated by human activities** (Williamson 1996). Even in some cases when an invasion is considered to be natural, it is concluded afterwards that the range expansion occurred, most likely, due to changes in the habitat associated to human action (McCulloch & Stewart 1998). The immigration of new species due to human action is

much faster and more extensive than that caused by animals, wind and marine currents (Mooney 2005, Raunkjaer 1936).

Although quarantine systems exist, the expansion of human populations, development of railways, proliferation of roads and vehicles, soil movements, and trade of alien species have allowed many opportunities for the introduction and dispersal of living organisms (Ernst 1998, Hodkinson & Thompson 1997, Rejmánek *et al.* 1991). Moreover, the areas where natural ecosystems are directly affected by human activities are steadily growing, increasing the probability of successful invasions (Shigesada & Kawasaki 1997). Consequently, the rate of occurrence of biological invasions has increased to unprecedented levels (Huenneke 1997).

The problems associated with invasion biology are not only of academic interest, but are of considerable importance to **human society** (Mooney 2005). The majority of introduced species do not become successful invaders; however, the cumulative effect of the species that do become successful invaders is considerable. In fact, a considerable number of alien species have become pests or weeds, causing losses in productivity for agriculture, cattle breeding and forestry, and leading to more difficulties in the management of nature reserves (Williamson 1996).

Furthermore, in some cases, it is difficult to solve the problems created by a species introduction because the invader might be considered noxious by one part of society and as beneficial by another sector. Management strategies will have to be searched for that will satisfy the different sectors, which will not be always easy.

The **invasion process** varies according to multiple factors, namely: the traits of the invasive species, the traits of the invaded ecosystem, and the interactions with native species (Lockwood *et al.* 2006). The majority of the invasions occur in habits affected by human activities, particularly those under considerable disturbance, but this might only be a consequence of the fact that species are more easily transported to those sites (Williamson 1996). Undoubtedly, invasions occur also in natural ecosystems (under natural disturbance), and those are our main concern in this book.

In biological invasions, it can be helpful to address some general questions (Shigesada & Kawasaki 1997): what are the conditions associated with an invasion; how is the invasion spreading spatially and at what rate; what are the traits of an ecosystem after successive introductions; which species will become more invasive; what type of habitat will be more susceptible to a particular invasion; what is the impact of the invasive species on native biota. However, predictions about the result of a new invasion are still unreliable (Williamson 1999).

While global change associated with human activities has led to the decline of many species, it also caused the proliferation of many others, resulting in considerable impacts on native populations and ecosystems. However, research in conservation biology tended to proceed, to some degree, isolated from that of invasion biology. When the conservation of ecosystems, and not only the conservation of native species or populations, gained importance, invasive species became of inherent interest to conservation biology. This has led to a connection between the “science of rarity” and the science of “aggressivity” (Parker & Reichard 1998).

The complexity of the study and management of biological invasions will be further complicated by the other global changes in the biosphere (Huenneke 1997), namely increasing levels of atmospheric CO₂, increase in UV radiation, climate change, pollution by sulfates, increased deposition of nitrates, habitat fragmentation, changes in disturbance regimes (fire, hydrology), and changes in biotic interactions.

Concepts and definitions

Probably, the most important question in biological invasions is to determine what allows a new species to invade a particular ecosystem (Parker & Reichard 1998). However, more basic questions are still unclear. For instance, in relation to invasive plants, Heywood (1989) pointed out the fact that in many floras the reasoning used to classify a species as native or introduced is not explicit, giving the impression that the decision was copied from other authors or based on intuition. In fact, it is often difficult to distinguish between native and introduced, casual and naturalized. Furthermore, a large number of terms are used: indigenous, native, autochthonous, exotic, imported, introduced, non-indigenous, alien, invasive, archaeophyte, neophyte, etc. (see Capdevila *et al.* 2006 for discussion).

The scale at which invasion is considered has also varied widely. A species might be native of the region or country in question, but not to a particular community (Heywood 1989). The invasion of new communities within the native distribution range should be recognized, since its impact might also be significant (Rose 1997a).

Some of this variation in the definition of an invasive species might be an outcome of the fact that a biological invasion is a **dynamic process** and not a localized event, during which the invasive population will go through different stages (Deacon 1991). Thus, the invasion process has been divided into different stages (Figure 1).

Many species show a relatively long initial stage after introduction, during which their numbers are kept somewhat constant – the latency or lag phase (Le Floch 1991). Certain environments might function as refuges, from which the species can propagate, when conditions become adequate. Once naturalized a species can enter a phase of expansion (Ribera & Boudouresque 1995), either an ecological expansion – occupation of different biotopes, or a geographic expansion – increase in geographic distribution area. One general rule is that about 10% of the introduced species will become naturalized, and 10% of those will become noxious (Smith *et al.* 1999, Parker & Reichard 1998, Williamson 1996, Leach 1995). This is only a rough guideline, and it is common for transition rates to range from 5-20% (Williamson 1996).

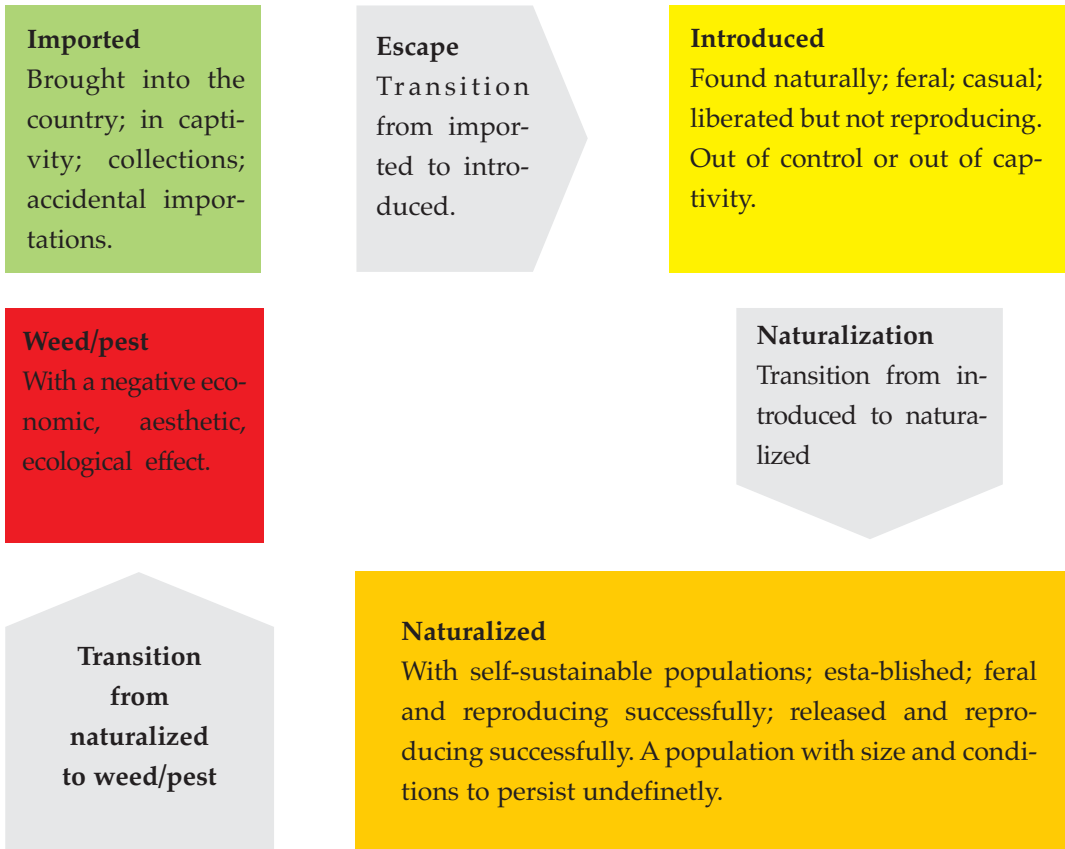


Figure 1. Stages and transitions in the invasion process (based on Williamson 1996).

Presently, the International Union for Conservation of Nature (IUCN) definitions consider that the term *invasive* should only be applied to those species which have a negative impact on biodiversity, and this is the basis for the definitions used by Convention on Biological Diversity (CBD). In this book, considering the main focus on management, we will follow the basic definition suggested by CBD and IUCN (Tables 1 and 2).

Invasive species

Although the **traits of invasive species** have been widely studied, no research has demonstrated the ability to predict, with confidence, the result of a particular invasion. In fact, there are doubts that the study of the species traits linked to successful or unsuccessful invaders might be useful in predicting the outcome of a particular invasion (Williamson 1999, Simberloff 1989, Noble 1989).

Table 1. Comparison among some definitions related to invasive alien species, according to the IUCN and CBD.

IUCN Native species: a species, subspecies or inferior taxon which occurs within its natural range of dispersal potential.
IUCN Alien species: a species, subspecies or inferior taxon which occurs outside of its natural range of dispersal potential, including any portion, gamete, or propagule, which might survive and reproduce.
CBD Alien species: a species, subspecies or inferior taxon introduced outside of its natural distribution range, including any portion, gamete, seed or propagule, which might survive and subsequently reproduce.
IUCN Alien invasive species: alien species which established in a natural or semi-natural ecosystem and is an agent for change and a threat to native biodiversity.
CBD Alien invasive species: alien species which by introduction or spreading threatens biodiversity.

Furthermore, a species can become an invader without changing its traits, only due to changes in the habitat. Thus, invasive traits might work as indicators of risk and not as definitive predictors.

In the case of **insects**, population growth rate, food habits, the range of tolerance for environmental factors, size and dispersal ability might be important, but not conclusive indicators of invasiveness (Simberloff 1989).

Regarding **vertebrates**, it was suggested that the comparison of closely related species with different success as invaders might bring new ideas for analysis (Ehrlich 1989). However closely related species may have completely different success as invaders: one might be an invader while the other a rare species (Wade 1997, Williamson 1996). Apparently, invasive vertebrate species, in general, tend to originate from extensive, non-isolated, continental areas (Brown 1989).

Table 2. Comparison among some definitions related to the introduction of species, according to the IUCN and CBD.

IUCN
Introduction: movement, by an human agent, of a species, subspecies or lower taxon, including any portion, gamete or propagule which might survive and reproduce, outside of its natural area.
CBD
Introduction: movement, by human action, indirect or direct, of an alien species outside of its natural environment.
IUCN
Intentional introduction: a deliberate introduction by humans.
CBD
Intentional introduction: movement and/or deliberate liberation by humans of an alien species outside its natural environment.
IUCN
Non intentional introduction: an introduction resulting from a species using human or human distribution systems as dispersal vectors, outside its natural distribution area.
CBD
Non intentional introduction: Other types of non intentional introduction.

There were also attempts to summarize the traits of invasive **plants** (Baruch *et al.* 2000, Reichard 1997, Rejmánek 1995, Ramakrishnan 1991, Noble 1989). Some of these traits included trees more than 3 m high, including also perennial species; effective mechanisms for short and long distance dispersal (birds, mammals, wind, water); early maturity, high flower, fruit and seed set, and high seed longevity; vegetative propagation; high rate of carbon assimilation; shade tolerance; adaptations to fire; acclimatization potential or plasticity; species with secondary substances that are repellent to herbivores.

Regarding **aquatic plants**, several traits have been suggested (Ashton & Mitchell 1989), namely a rapid vegetative growth, the ability to regenerate from fragments, total or partial independence of sexual reproduction, dispersal by human activities, a morphology maximizing the occupation of the euphotic zone, tolerance to variable substrate and water levels, morphological and reproductive plasticity, and production of a large number of small seeds.

It has also been suggested that there might be a relationship between invasion success and abundance or a wide distribution in the native range or with the climate zones or continents invaded (Le Floc'h 1991). In several cases it was found that **previous success as invader** in other regions was an important attribute of a successful invader (Maillet & Lopez-Garcia 2000, Goeden 1983) This might suggest that the biology of the invader could

be more important than the particular traits of the invaded community. However, each trait has to be evaluated considering the particular habitat where the invasion might take place (Noble 1989). It is the invaded ecosystem, as much as the traits of the invader that will determine success or failure. It is also considered that invasive species in natural habitats might not depend on the same factors that are important in disturbed areas (Parker & Reichard 1998). Regarding genetics, invasive species show a wide range of traits (Williamson 1996).

In invasion biology, a close evaluation of the **habitat** and study of the natural history of the invader might lead to more valuable conclusions than predictive models based on general species traits alone (Simberloff 1989, Noble 1989). It is improbable that we might predict the outcome of a particular invasion (Milberg *et al.* 1999, Brown 1989, Ehrlich 1989,). In conclusion, the questions regarding the existence of a particular set of traits that will be present in a successful invader might not be pertinent, since the factors that make bacteria successful invaders, will not apply to fish, and the reasons behind the success of different fish, might be completely different (Fryer 1991). However, although the study of traits that will favor invasion has not given conclusive results, the application of statistical modeling to data bases including successful and unsuccessful invaders has generated some useful predictive protocols (Parker & Reichard 1998), included in what is now called **risk analysis**.

The invaded habitat

Barriers that oppose the invasion by a new species include abiotic and biotic factors: competition with established species, natural enemies in the new habitat, absence of co-adapted organisms (pollinators, dispersal agents), climate extremes and seasonality; disturbance regimes, and substrate chemical composition (Simberloff & Von Holle 1999, Williamson 1996, Rejmánek 1989, Heywood 1989).

One of the questions in invasion biology is the possibility that some ecosystems might be more vulnerable than others to invasion (Rejmánek *et al.* 1991). **Invasibility** is defined as the susceptibility of a community to the establishment of species from the outside, either indigenous or native (Lavorel *et al.* 1999). The two factors more generally mentioned as affecting the susceptibility of a community are species richness and disturbance regime (Williamson 1996, Simberloff 1989). The idea that **islands** and disturbed habitats are more susceptible to invasion is based on the assumption that habitats with low numbers of species will be more susceptible to biological invasions (Simberloff & Von Holle 1999, Wisser *et al.* 1998, Moore 1979, Brown 1989, Vitousek & Walker 1989,). However, empirical studies have shown contradictory results (Lavorel *et al.* 1999). Furthermore, the difference for islands might be less a question of vulnerability but a combination of a low number of native species, a larger proportion of changed habitat and a considerable enthusiasm for deliberate species introductions in the past (Williamson 1996). Moreover, continental species might have more chances to invade islands than the opposite (Simberloff 1989).

On the other hand, communities might be more easily invaded by a species of a different type (functional group) not previously represented (Lavorel *et al.* 1999, Wisser *et al.* 1998, Deacon 1991). In islands, there has been minimal resistance to the invasion by certain groups, which are able to explore new ecological niches (Table 3).

Another important factor in biological invasions is the **disturbance regime**, endogenous or exogenous (Baruch *et al.* 2000, Di Castri 1991). Disturbance is any event, relatively discrete in time, which causes a change in ecosystem, community or population structure and alters the resources, the availability of substrate or the physical environment (Hobbs 1989). Meanwhile, there is not complete agreement about the need for disturbance as a prerequisite for invasion. Several authors considered that openings in vegetation cover and associated disturbance (natural or anthropic) are the most important factors in the promotion of invasions of natural and semi-natural communities (Dietz *et al.* 1999, Paynter *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Duggin & Gentle 1998, Gentle & Duggin 1997, Rose 1997, Williamson 1996, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989).

However, ecosystems that have experienced long periods of continuous or intermittent disturbance are more resistant to invasion and some of their species are considered as highly invasive (e.g. the Mediterranean region). Furthermore, even habitats with low levels of human disturbance, namely nature reserves, show some susceptibility to biological invasions (Usher 1991). The only group of nature reserves that seems to show no introduced species correspond to the protected maritime areas in the Antarctic (Usher 1991).

Table 3. Factors explaining a possible susceptibility of oceanic islands to biological invasions (based on Loope & Mueller-Dombois 1989).

Evolution of island organisms in isolation

- Reduced number of species, low competition.
- Absence of large herbivores.
- Absence of ants, rodents, carnivore mammals, reptiles, amphibians, diseases.
- Disharmonic flora and fauna: absence or rarefaction of plant families and absence of insect orders.
- Dependencies for pre-germination treatment and pollination.
- Low fire frequency and intensity.
- Absence of generalist natural enemies.

Human changes of island environments

- Early colonization by man, leading to a long history of introductions.
- Small area in relation to the potential to support a considerable human population.
- Relatively large area dedicated to agriculture, hunting and other activities.
- Contact with western countries - they are the cross-roads of intercontinental traffic.
- Due to small size, ecosystem use and change extend to entire island; dispersal is fast with different communities spatially very close.

Other factors that might be related to susceptibility to invasion include habitat fragmentation (Suarez *et al.* 1998, Rose 1997a, Byrne 1992), the successional stage of a community, with early stages and ecotones being more susceptible (Stromberg *et al.* 1997, Byrne 1992, Ramakrishnan 1991, Rejmánek 1989). Meanwhile, many authors still question whether some communities are really more susceptible than others, due to several reasons, including differences in propagule pressure (Parker & Reichard 1998, Wisser *et al.* 1998, Williamson 1996, Brown 1989).

In general, **many different types of communities** have been invaded to different degrees: warm temperate (+), subtropical, cold temperate, tropical (-) (Le Floch 1991); mesic habitats (+), arid zones (savanna, dry woodland) (-) (Stromberg *et al.* 1997, Rejmánek 1989); humid tropical forest (more invaded on islands) (Whitmore 1991, Connant *et al.* 1997); complex tropical fish communities (Fryer 1991); swamps, wetlands and estuaries (Philbrick *et al.* 1998, Turner *et al.* 1998); marine environment - a vast array of organisms both animals and plants, mainly associated with ballast water (Ruiz *et al.* 1997, Ribera & Boudouresque 1995).

Abiotic environmental conditions have also been reported to affect invasion in different communities: soil/water nutrients, light availability (Wisser *et al.* 1998, Gentle & Duggin 1998, Madsen 1998); rain fall (Lonsdale 1993); changes in topography or in landscape structure (Thomas 1998, Hutchinson & Vankat 1998).

It has also been suggested that introduced species might interact in a positive way, facilitating their establishment, and a synergy might exist leading to a larger effect than the sum of the effects of isolated species. This hypothesis was named "*invasional meltdown*" (Simberloff & Von Holle 1999). As an example, the action of introduced animals might favor the dispersal of many invasive plants (Schiffman 1997).

Predictive models

An important factor in the success of a species as an invader is **propagule pressure**, the number and frequency of introductions over time. The more propagated a species is by human action, the more likely it will be recorded as introduced or established (Lockwood *et al.* 2005). If propagules are introduced repeatedly or regularly, this might lead to naturalization if favorable environmental conditions are present (Le Floch 1991). The larger the number of propagules the higher will be the probability of successful establishment: more individuals – higher probability of reproduction – higher probability of finding a favorable habitat, and survive adverse climate and the action of parasites and pathogen (Williamson 1996). Moreover, **chance and timing** affect biological invasions. The arrival to a new ecosystem is influenced by several random events and circumstances (Crawley 1989), namely a founder effect, age, physiological condition, probability of dying before reproduction, abundance of natural enemies or vectors, existence of a refuge, phenology of the resources, and successional stage. We know the attributes that

increase the probability of success but are not in a position to make confident predictions about individual cases (Maillet & Lopez-Garcia 2000). Thus, there are few bases to predict the outcome of a particular introduction in a particular habitat, so that until the end of the 20th century invasion biology was considered as the study of **general tendencies and particular cases**. The behavior of individual introductions is somewhat unpredictable, since there are important differences even between islands of the same archipelago or between species of the same genus (Brown 1989). However, **risk analysis** is already included in the routine obligatory procedures that determine both the decisions regarding intentional introductions and the choice of the most effective management approaches, at least in some countries (Capdevila *et al.* 2006). This type of analysis might be used to estimate the invasive potential of a particular species, to evaluate the risk associated with different introduction pathways, to evaluate the vulnerability of the receptor systems, or to evaluate species that should be included in white lists. In this book, we have developed and applied a risk analysis to the invasive species in Macaronesia, since several items or subcriteria were included that allow assessment of the present and future invasive ability of the analysed species.

Impact

Thorough studies of the impact of biological invasions have been limited due to the fact that, in general, research only starts after the expansion of the invader has already initiated and only for those species already known to have an effect (Parker *et al.* 1999). Furthermore, aesthetical or psychological factors might influence the general public's evaluation of the impact caused by an invader, overemphasizing the impact if it is an offensive or noxious species but minimizing the evaluated impact in the case of an attractive species or if it gives the impression of fitting in the invaded community (Parker *et al.* 1999).

Invasive species compete with native species for limited resources and alter ecosystem function and disturbance regimes (Parker & Reichard 1998). The invasions that most dramatically affect the invaded systems generally involve organisms with a new life form, not previously represented in the community, or invasive species that alter disturbance regimes (Parker *et al.* 1999, Walker & Smith 1997, Williamson 1996, Macdonald *et al.* 1989). The impact of invasive species may be recorded at five different levels (Parker *et al.* 1999): genetic, individual, population, community and ecosystem levels. More objectively, according to the Red Book of IUCN (www.redlist.org), IAS are threatening 5.4% of the endangered species (1284 of 23675).

The invasion of islands by mammals has been considerably damaging, especially where there were introductions of large **herbivores** and **predators** where they were not previously present (Mack *et al.* 2000, Usher 1991). In fact, regarding islands, 27% of the native mammals were extinct after human settlement and the introduction of

commensal species (Alcover *et al.* 1998). Introduced predators are the main cause of extinction, and appear to be responsible for 42% of bird extinctions on islands and for the majority of mollusk extinctions (Brown 1989). In the islands of Santa Helena and Ascension and also in several islands from the Indian and Pacific oceans, herbivore mammals were introduced and left to roam freely on the islands, which had a considerable impact on the native flora (Ramakrishnan 1991, Melville 1979, Rauh 1979). Species like largemouth bass (*Micropterus salmoides*), mosquito fish (*Gambusia* spp.), goats (*Capra* spp.), rats (*Rattus* spp.), fox (*Vulpes vulpes*) and the cat (*Felis silvestris catus*), among many others had profound effects on the fauna and flora of the invaded ecosystems. Undoubtedly, the impacts of alien vertebrates in island ecosystems with poor native faunas were larger than in large and less isolated areas (Brown 1989, Macdonald *et al.* 1989). Also, regarding invertebrates, reductions in native species richness have been recorded after the introduction of alien species, namely of ants (Cole *et al.* 1992, Holway, 1998b).

Regarding **invasive plants**, several impacts are known (Table 4). Furthermore, invasive plants may form hybrids with closely related native species, and in some cases the introduced and hybrid taxa might grow and disperse more rapidly (Paiva 1999, Vilà & D'Antonio 1998, Macdonald *et al.* 1989). However, hybridization problems may occur not only in plants but also in animals, namely fish, birds, mammals and insects (Usher 1991, Macdonald *et al.* 1989). Undoubtedly, invasive plants are potent agents of environmental change at the local, regional and global scale (Turner *et al.* 1998). Some examples include *Salvinia molesta* which invaded water streams that previously had no floating plants; *Tamarix* spp. (Tamaricaceae) with its roots that are able to absorb water from deeper soil levels than native plants (DiTomaso 1998); firetree (*Morella faya*) in Hawaii which invaded volcanic soils where no nitrogen fixing trees existed before (Vitousek & Walker 1989, Vitousek *et al.* 1987).

Impacts on aquatic ecosystems have also been recognized (Table 5), due to species competition, predation, and habitat alteration (Leach 1995).

In **nature reserves** biological invasions have several implications, namely a considerable portion of management funds go to control actions, invaders affect local dependent human populations, and they cause a reduction in local biodiversity (Usher 1991).

In general, there is no system for the quantification and comparison of the total effect of invasive species (Parker *et al.* 1999). It was suggested that such a system should include the affected surface area together with the abundance and the effect per individual of the invasive species.

Table 4. Impact of invasive plants on the invaded ecosystems (according to Pickart *et al.* 1998, Parker & Reichard 1998, Turner *et al.* 1998, Blank & Young 1997, Duncan 1997, Wade *et al.* 1997, Walker & Smith 1997, Silva & Tavares 1995, Mitchell & Gopal 1991, Usher 1991, Williams & Timmins 1990, Macdonald *et al.* 1989, Vitousek & Walker 1989).

- Monospecific stands, excluding native flora and leading to a reduction on diversity.
- Affect the basic mechanisms of ecosystem function (productivity, water regime, water runoff and erosion, sedimentation and geomorphology, evapotranspiration, rain interception, infiltration).
- Alteration of the disturbance regime (fire, landslides).
- Affect nutrient cycling and soil chemistry (nitrogen fixation, nutrient consumption, addition of salts).
- Make new food sources available (for exotic animals).
- Alter the use of the invaded habitat by local fauna (vertebrates and invertebrates).
- Cause the decline of mycorrhizal fungi.
- Change the natural or traditional landscape, to which humans were familiar.
- Block trails and cause allergies.

Table 5. Impact of biological invasions in aquatic ecosystems (based on Findlay *et al.* 1998, Madsen 1998, Strayer *et al.* 1998, Kolar *et al.* 1997, Mitchell & Gopal 1991, Ramakrishnan 1991).

Dense stands of invasive plants

- Reduction in dissolved oxygen.
- Increase in water temperature.
- Increase the internal nutrient load.
- Reduction in the diversity of macro-invertebrates and a reduction in fish growth.
- Alteration of water flow.
- Serious social implications due to effect on circulation, fishery, irrigation, hygiene, drinking water supplies, and on hydroelectric power stations.

Invasions by bivalves and zooplankton

- Changes in the relative abundance of bacterio- phyto- and zoo-plankton.
- Changes in water quality.
- Changes in benthonic communities.
- Changes in the trophic chains.

Although the first two values might be obtained with more or less difficulties, the same might not apply to the associated effect. Furthermore, while a **researcher** might be interested in measuring impact in order to test hypotheses regarding community or ecosystem function, or to understand the factors underlying invasion, the **manager** of a nature reserve will need to measure the impact in order to identify target species and priority intervention sites for control actions (Parker *et al.* 1999).

Williamson (1998) suggested several means to quantify the impact of invasive plants: records of invasive species in nature reserves, estimates of the cost of control operations, the average tendency to become invasive as given by a panel of experts, and the number of records at different sites.

Undoubtedly, biological invasions also cause **economical impact**, in some cases, of considerable scale. These include loss in the potential output of human activities (agriculture, cattle breeding, fisheries), damage of stored products and damage to infrastructure. Moreover, the costs associated with control actions should also be taken into account. This includes all the necessary measures related to quarantine, early detection, control and eradication. Globally, IAS are responsible for economic losses on the order of the hundreds of million dollars in several countries (see Capdevila *et al.* 2006). Moreover, in Europe, for instance, the investment through the EU-Administered LIFE program has ascended to hundreds of millions of Euros. Furthermore, some authors consider that many of the epidemics that have affected and are presently affecting mankind also resulted from biological invasions.

Despite all this knowledge, some authors claim that few invasions have caused extinctions, and also that introductions tend to add species and not to cause extinctions (Wade 1997, Pimm 1989). This opinion might be due to fact that the real effect of an invasive species in the invaded community is often difficult to evaluate, in particular because there is no information available about the initial structure of the community and its ecological processes (Parker *et al.* 1999).

Prevention

During the history of mankind several reasons and motivations have justified the **intentional** introduction of alien species (Capdevila *et al.* 2006). These include economic activities (agriculture, horticulture, ornamental species, forestry – timber production, soil improvement, erosion control - fishery, hunting, biological control of pests, etc.), scientific or educational activities (zoos, botanical gardens, etc.) and aesthetical or psychological factors (landscaping, pets, gardening, etc.). In reality, the quality of life presently available in many countries is largely dependent on the plant and animal species that were introduced. This human dimension is an essential element when determining the legal, financial and penal mechanisms that should be implemented in order to discourage the economic and importation activities that involve high risks (Jenkins 2001). In this regard, cities are focal points of the global economy and are thus the point of entry of many alien

species, while the dispersal of many of those species proceeds through the transportation systems and along corridors (Capdevila *et al.* 2006).

On the other hand, **accidental introductions** occur by means of different pathways (Capdevila *et al.* 2006). These pathways clearly include shipments of agricultural products, wood, flowers, plants and seeds; encrusting species on boat structures; discharge of ballast waters; destruction of geographical barriers by engineering projects; importation of living organisms as vectors or dispersal agents; accidental “travelers” in long distance transportation means (aircrafts, ships); anthropochory in vehicles, equipment, clothes, shoes, etc.; shipment of merchandise (containers); packaging materials (wood, boxes, pallets, etc.).

Some authors (Capdevila *et al.* 2006) also consider **negligent introductions**, when there is no aim to establish a feral or naturalized population but the necessary measures to avoid species escape were not taken. Examples include escapes from farms, zoos, aquaculture, aquariums, etc. as well as careless disposal of ornamental plants.

In the **regulations** regarding the entry of alien species, the importation of organisms that will be kept in strict captivity (e.g. for zoos or laboratory research) should be clearly separated from species that are not kept in strict captivity or quarantine. In the first case, the risks are mainly associated with the possibility of escape of the organisms and their survival in the external environment. In the second case, the risks are linked to the possible impacts of those organisms in the ecosystems (Levin 1989). Additionally, we should also consider the importance of accidental and illegal introductions since many of the more destructive biological invasions took place through this pathway (rodents, termites, many agricultural weeds, agricultural pests, illegal release of mustellids by animal protection organizations).

The issuance of **permits** for the importation of organisms has been largely focused on preventing the entry of species recognized as threats to agriculture, horticulture, forestry, cattle breeding, and public health, while avoiding impacts in the native flora and fauna has been of lesser concern.

In the case of alien plants, **black lists** of species that are not allowed to be imported and **white lists** of plants and organs that may be imported have been used. For those species that are not listed, specific permits should have to be issued. Approaches using black lists and white lists differ in philophophy: using black lists assumes that most introductions, except those listed, will probably be safe. The use of a white list implies that listed species will never be a problem, but unlisted species are a potential risk. Meanwhile, this more restrictive view is difficult to accept by several sectors, including the pet industry, collectors, hunters, farmers, plant nurseries, aquariophyles, and aquacultures. On the other hand, a clear compromise might exist allowing an expansion of the black lists combined with the use of white lists, the remaining cases being subject to a special permit (Table 6).

According to Reichard (1997) the introduction of a species should be prohibited until it has been demonstrated to have a low probability of becoming problematic. The evaluation costs would be supported by the importer, and as a compensation the importer receives exclusive importation rights for a specific time period (Reichard 1997). Once evaluated, the species would be included on the white or on the black list, which would

serve as guidance for future requests. In Australia, some problems with the public and the nurseries became apparent after a proposal to prohibit the use of certain species in gardens was issued (Rose, 1997b). Moreover, several authors have suggested that the possible use of native species in socio-economic development should be evaluated before considering the introduction of alien species (Usher 1991). Legislation might enforce the control of a particular species and promote its regulation (Ashton & Mitchell 1989). However, the prohibition of the use of one species will always be contentious and thus will have to be based on solid grounds. In Portugal, the possession and sale of water hyacinth (*Eichornia crassipes*) were prohibited through a decree (Decreto-Lei 165/74 de 22 de Abril), but it has been difficult to implement this measure (Paiva 1999).

The **CBD** requires that the contracting states, to the degree that it is possible and appropriate, prevent the introduction and, control or eradicate those alien species which threaten ecosystems, habitats or species. Many other guidelines exist, issued by different entities, but they function only as recommendations.

Table 6. Some principles for the regulation of importation/introduction of living organisms (based on Ribera & Boudouresque 1995, Levin 1989).

- Deliberate introductions: national permit (national and international scientific committee).
- Demonstration by the interested entity of the economic importance and of the lack of alternatives (native species).
- Evaluation of the risks associated to the introduction.
- Evaluation of the probable destiny and of the probable effects of the biological material.
- Review and consideration of other information including: traits of the introduced species, control methods, aims of the introduction.
- Do not perform introductions when there are no control strategies available.
- Stimulate the application of good practice codes at importation level.
- Passing responsibility to the importer.
- Delimitation of biogeographic regions: control, decontamination and quarantine of the biological material transported between regions.
- Monitoring after the introduction.
- A plan for biological and physical containment.
- A plan to mitigate possible adverse secondary effects.

The International Plant Protection Convention (CIPF 1971), requires that the contracting partners issue certificates for plant exportation and allows governments to stop the introduction of certain products due to phytosanitary reasons. Legislation has also been produced by the European Union aiming to increase phytosanitary precautions

during the circulation and importation of plant material (Graça *et al.* 1993). On the other hand, the European Community Habitats Directive (Council Directive 92/43/EEC), which seeks to maintain and restore natural habitats and wildlife, is somewhat unspecific considering the regulation and possible prohibition of deliberate species introductions, and accidental introductions are not mentioned at all. In general, until very recently, legislation had not predicted the eventual need of taking control measures, in the case of the escape of introduced living organisms.

In some countries the **legislation** relating to species importation is more comprehensive, namely in Germany, Switzerland, New Zealand and Australia. However, even in Australia, where legislation is considerably strict, 20 to 30 species continue to become naturalized each year (Ribera & Boudouresque 1995). In Central Europe, the number of introduced plants has been steadily growing through the 1980's and 1990's, increasing about 90% in 13 years (Pysek & Mandák 1997). Up to the end of the 20th century, laws have been considered ineffective in containing the wave of introductions because noxious weed laws have focused on a narrow range of pests of agriculture, and have generally failed to prohibit introductions of natural area invaders (Daehler *et al.* 2004). When natural area invaders have been prohibited through legislation, it was usually only after they reached a point where control would probably be too expensive or ineffective (Reichard 1997).

In **Portugal**, a decree from 1999 (Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro) aimed to limit the introduction of alien species of fauna and flora in nature, with the exception of those devoted to agriculture. One annex to the decree lists the alien species considered as posing ecological risk, establishing an option for the system of black lists. Moreover, the decree generically prohibits the intentional introduction of alien species in nature, aiming to promote the use of native species if adequate for the same purposes. Regarding accidental introductions, measures are defined regarding the trade of alien species at confined places, forcing the shops and other entities which harbor those species in captivity to be licensed and to follow minimum security regulations as a way of preventing escapes.

In **Spain** the present systems of prevention show a series of weaknesses (Capdevila *et al.* 2006). Firstly, the environmental considerations constitute only a small component of the decision-making processes regarding the authorization of new introductions. Thus, prevention systems are mainly focused in avoiding the introduction of pests and diseases. Furthermore, information about the introduction pathway of many species continues to be incomplete. Importation restrictions exist only for a limited number of species and the increasing volume and diversity of the merchandise opens new introduction pathways, which are not regulated by the present legislation. Moreover, the present system of control and inspection cannot face the above mentioned increase in merchandise flow because the border offices do not have the adequate human, economic and technological resources, the inspection service is not based on solid statistical sampling models, and the sanctions applied to illegal introductions are inadequate. Meanwhile, from the legal perspective, species introductions are regulated by at least seven different legal documents as well as

by the recently approved biodiversity law (Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

Presently, the guiding principles for a prevention strategy are largely based on the CBD (CBD 2002) and in the European Strategy for Alien Invasive Species (Genovesi & Shine 2004). According to the later, the focus should be directed to **precaution**. The lack of scientific certainty about the diverse consequences of an invasion should not be used as a reason to delay or abort the adoption of adequate measures for eradication, containment or control.

Education is an important strategy of prevention, since the participation of the public is crucial to control and prevent biological invasions (Colton & Alpert 1998, Williamson 1996, Cronk & Fuller 1995). There is a considerable lack of knowledge about the risks associated to species introductions, especially plants (Daehler 2008). In studies undertaken by Colton & Alpert (1998) it was shown that, even among citizens with high academic education, only a minority supports the application of considerable effort to control invasive plants. However, in some cases the efforts dedicated to education and inspection have shown to be more effective than quarantines (Schneider *et al.* 1998). To apply more restrictive legislation, it will be necessary to inform the general public about the possible consequences of an undesirable introduction (Reichard 1997). In this regard, nature reserves might play an important role, if integrated into a global education strategy. Several entities at the international level – IUCN, CBD, and Bern Convention – have recognized the value of environmental education as an obligatory tool for prevention.

Priorities and control strategy

Due to difficulties in the implementation of importation regulations and in the prevention of accidental introductions, it is necessary, in many cases to control alien species. In this sense, **monitoring** invasive species along indicative areas (roads, trails, and water corridors) might allow the early detection of new invaders at their initial phase of establishment (Reichard 1997).

Eradication might be the adequate strategy only for those species recently established and with a limited distribution (Sharov & Liebhold 1998). In those cases, decreasing the expansion rate is the first step, and this might be achieved through the elimination of small satellite populations, which occur beyond the invasion front (Sharov & Liebhold 1998). Since the latency phase is generally long (decades) some work might be developed aiming to determine which species are likely to proceed to later stages of the invasion process (Wade 1997). At those later stages, the expansion might be exponential, and the costs for its control will rocket. Without any doubt, alien species will be much more easily **controlled at the initial stages**, although it might be impossible to establish *a priori* which of the species would become more problematic (Woods 1997). Meanwhile, it will always be more reasonable to control a species at its initial stages of invasion if it has been already recognized as a problematic species in other regions (Randall 1997). According to Wade (1997), alien species present in a region should be listed and, among that set, select those

which potentially will expand in area or in population size, making them targets for control actions. As an example, in New Zealand, 65 species were listed and considered as priorities, because they caused considerable impacts on native ecosystems (Williams & Timmins 1990). As a general rule, only some of the alien species introduced into an area will cause significant impact in the natural community, thus it will be important to develop and apply an analytical instrument that allows identifying the innocuous species, those that are potentially problematic and those that are already causing impacts. Harris (1992) and Hiebert (1997) have suggested ranking systems for alien species in natural areas, based on the level of impact, on the innate potential to become problematic, and on the probability of successful control.

In general, the management of natural communities where alien species have been introduced and are well established has followed two different philosophical approaches (Luken 1997): i) the traditional way, defined by weed and pest control, involving the application of chemical, physical or biological control methods directed against the problematic species – the success is quantified in terms of the mortality rate of the invasive species; ii) an alternative way, consisting in the development of measures that will oppose the processes which have led to the gradual alteration of the ecosystem – the success is measured through the change in the abundance of both alien and native species involved. In fact, the tendency to focus the attention on the attributes and on the management of individual invaders has been criticized, and an alternative, a more holistic approach has been suggested which focuses on the factors that are increasing ecosystem susceptibility to biological invasions. Moreover, several authors suggest that the control of invasive species should be centered in the ecosystem and not on the species, since invasive species control should be seen as one part of a good **management** system for natural resources (Edwards 1998, Rose 1997b, Woods 1997, Usher 1991, Williams & Timmins 1990).

The management of alien species in natural communities has followed the principle that control of the invaders will allow, eventually, the establishment of a balanced system, dominated by native species; however, this result may have a low probability (Luken 1997). In the recovery of degraded areas the objective may be only to go back to a better condition, in which there will be a restoration of the ecosystem, and not to go back to the original situation with a complete absence of alien species (Randall 1997, Rose 1997b). Moreover, the management measures aimed to eliminate invasive species should consider both native and alien species, with the objective of gradually establishing a dynamic system that will satisfy concrete management goals (Luken 1997). The **success** of a natural area restoration project can be improved through the recruitment of volunteers and with the involvement of the local community, although with guidance from professional staff (Rose 1997b). The most effective control projects were those where a **coordinated management plan** was adopted, and those where the effort was maintained until the established objective was attained. Those projects included the participation of professional staff, volunteers, public, marketing campaigns, educative programs, and research (Williams & Timmins 1990). On the contrary, lack of planning, changes in personnel and funding fluctuation has lead to failure (Table 7).

Finally, it is generally agreed that many alien species have not caused negative impacts. Thus, the decision to control an alien species should be taken case by case and taking into consideration social aspects as well as the values put at stake, avoiding a possible prejudice against alien species *per se* (Edwards 1998, Eser 1998, Kowarik & Schepker 1998).

The future

There are differing opinions about the future. Some authors state that without an effort to protect natural ecosystems, alien species will proliferate and inundate all the ecosystems, with the exception of the more resistant. Others emphasize the possible role of alien species in the changing biosphere (Ribera & Boudouresque 1995, Saxena 1991, Brown 1989). According to Sukopp (1998), the majority of the naturalized species will persist and will become a part of the flora, resulting in new communities.

Table 7. Some principles for the regulation of the effort to control invasive species, including the simultaneous application of preventive, restoration and control measures (based on Rose 1997b, Wade 1997, Ribera & Boudouresque 1995, Williams & Timmins 1990).

- Avoid creating conditions that will increase the gravity of the problem – prevention of new introductions.
- Detect new invasions and take immediate eradication measures - early detection and rapid response.
- Minimize their impact when eradication fails – containment and control.
- Establish management priorities regarding species, sites and circumstances.
- Training and coordination of the different entities involved, particularly those performing inspection at entry points.
- Make a list of problem species for each area/region.
- Map and estimate population numbers and impact.
- Organize the information about alien species from literature and experts.
- Define the priority invasive species according to their impact and the probability of successful control.
- Develop ecological modeling of invasive species supported in geographic information systems.
- Define a management strategy.
- Plan, execute and monitor control using several methods.
- Eliminate all the alien species in small areas of high conservation value.
- Direct efforts to species that cause higher impacts, when there is some probability of success.
- Restore invaded areas using specific methodologies.

Naturalized species might have a higher probability of survival and could constitute the basis for a new diversification. In developing countries, the impacts of invasive species management strategies have a direct connection with social and economic factors, and it was thus suggested that the largest benefit may be derived from the biomass provided by those species as fuel, food, fodder, fertilizer, in water treatment, and as raw material (Ramakrishnan 1991, Vasudevan & Jain 1991).

The valuation of ecological functions of alien species has been higher in anthropic systems, and their value might increase with the expansion of converted areas or with climate change, if some of the native species happen to be lost (Williams 1997). In relation to plants, a mixture of native and alien species – synthetic vegetation – may be inevitable (Rose 1997b). However, questions remain about the how this departure from the original community might affect the maintenance of the ecological mechanisms that support biodiversity.

Meanwhile, the European Union, through the European Commission, published a Communication regarding the need to stop biodiversity loss: “Halting the loss of biodiversity by 2010, and beyond - Sustaining ecosystem services for human well-being {SEC(2006) 607} {SEC(2006) 621}”. Very clearly, one of the priority topics defined by the Communication was the urgency to decrease the impact of IAS on biodiversity. The Communication directs members to “Reduce in a significant way the impact on European Union biodiversity of IAS and alien genotypes”.

In the same sense, the Final Declaration of the “European Conference on Invasive Alien Species, Madrid, 15 and 16 of January, 2008” has published the main general conclusions which follow. The threat of IAS is increasing exponentially, leading to extinction of native species, causing imbalances in ecosystems, and impacts in the economy and in public health, thus it is urgent to respond to this threat efficaciously. Prevention is the first response and the most desirable. Regarding mitigation, early warning systems should be implemented as well as mechanisms for the immediate eradication of IAS during the first stages of establishment. A political compromise and the development and implementation of a specific legal document regarding the prevention and control of IAS at European and national levels are considered as a priority. Codes of good practice focused on prevention should be created and national committees dedicated exclusively to IAS should be established. The coordination between research centers and governmental entities is fundamental, citizen participation should be stimulated, and environmental education should be considered as a fundamental tool in IAS control.

We hope that those guidelines will be followed in the near future by all the intervening countries and regions.

Invasive alien species in Macaronesia

Luís Silva¹
Elizabeth Ojeda Land²
Juan Luis Rodríguez Luengo²
Paulo Borges³
Paulo Oliveira⁴
Roberto Jardim⁵

- 1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.
- 2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.
- 3 CITA-A (Grupo da Biodiversidade dos Açores), Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Portugal.
- 4 Direcção Regional do Ambiente, Funchal, Portugal.
- 5 Jardim Botânico da Madeira, Funchal, Portugal.

Characterization of the archipelagos

Although invasive alien species (IAS) are important in all the Macaronesian archipelagos, knowledge and legislation about IAS differs between regions and according to the taxonomic groups. In fact, there are considerable differences between the three archipelagos in terms of their geographical traits. The Canary Islands have a total land surface of 7447 km² (with seven islands), much larger than that for the Azores (2332 km², with nine islands) or for Madeira (801 km², including Madeira, Porto Santo, Desertas and Selvagens). The regions also differ in the number of inhabitants, which reached 1968280 in the Canaries (2005), but was 244098 inhabitants for Madeira (2007) and 241763 in the Azores (2007). Regarding human population density, it is highest in Madeira (305.9 inha./km²), intermediate in the Canaries (264.3 inha./km²) and lowest in the Azores (104 inha./km²). The earliest human settlement in the Canaries was very ancient (Preberber), occurring prior to European presence, whereas settlement began around 1425 in Madeira and in 1439 in the Azores. The Canaries are only 95 km from Africa while Madeira is in a somewhat central position, being 660 km from Africa, 980 km from Lisbon, 400 km from Gran Canaria and 880 km from Santa Maria island (Azores). The Azores on the other hand, are located at 1500 km from Europe, 1450 km from Africa and 3900 km from North America.

Regarding climate, temperature at sea level in the Canaries ranges between 17 and 25°C and rainfall ranges between 100 mm near the coast up to 300 or 700 mm per year at high altitude. At Funchal (Madeira) annual temperature is about 20°C at sea level and rainfall ranges from 500 mm to above 2000 mm. The Selvagens islands have an arid climate with rainfall below 200 mm. In the Azores, mean annual temperature at sea level

is 17°C, decreasing 0.6 °C per 100 m, while rainfall increases with altitude and from east to west, reaching 3000 mm per year. In general, although there is a variation of climatic conditions from one extreme of the archipelago to the other, and a significant spatial variation within each island, the Azorean climate might be classified as wet mesothermic with oceanic traits (Azevedo 2001).

Madeira is a mountainous island with several high peaks: Pico Ruivo (1862 m), Pico das Torres (1851 m), and Pico do Areeiro (1818 m). In the Azores Archipelago, the maximum altitude is found on Pico island (2351 m). Several islands have altitudes above or slightly below 1000 m. The most elevated point in Macaronesia is located in the Canaries, namely, El Teide, which is 3717 m above sea level in the island of Tenerife.

As a consequence of all the geographic conditions and of historical events, the Canaries show the richest biodiversity. As an example, regarding endemic taxa, the Canaries have 524 vascular plants and 2768 arthropods (Martín Esquivel *et al.* 2005) while the Azores have 72 and 267, respectively (Borges *et al.* 2005) and the archipelagos of Madeira and Selvagens altogether have 154 and 979 (Borges *et al.* 2008a) respectively. It is well known that there are several plant genera in the Canaries with high numbers of species (*Aeonium*, *Echium*, *Argyranthemum*, *Sonchus*, etc.), which probably resulted from adaptive radiation, while in the Azores endemic plant species are found at a rate of one, and more rarely two or three species per genus. An intermediate situation is found in Madeira where genera *Argyranthemum* (Asteraceae) and *Sinapidendron* (Brassicaceae) show six endemic taxa (Jardim & Sequeira 2008). There are also other significant differences among the archipelagos. For instance, regarding vertebrate taxa, in the Azores there are no native species of reptiles and there are only two native mammal species, two bats, one of which endemic (*Nyctalus azoreum*), while there are several species in those groups both in the Canaries and in Madeira, namely the small lizard from Madeira (*Teira dugesii*, with four subspecies) or the giant lizards from La Gomera (*Gallotia bravoana*), El Hierro (*G. simonyi*), Tenerife (*G. intermedia*) and Gran Canaria (*G. stehlini*), among others.

Thus, although there are similarities among the different regions, important geographic differences dictated that the native flora and fauna would show striking differences among the archipelagos. This is of considerable importance in order to understand what happened in each region, regarding the introduction of alien species. For instance, it is usually accepted that several species of Mediterranean distribution are considered as native in Madeira or in the Canaries, while the same species are considered as alien in the Azores.

Importance of IAS in Macaronesia

As stated above, more than 60% of the vascular plant flora in the Azores is considered as alien (frequently escaped or naturalized), all the mammals (except the Azorean bat),

amphibians and reptiles are introduced. For instance, Schafer (2002) suggested that there was a steady increase in the number of new plant records since the 18th century.

An analysis of the proportions of the colonisation categories for some arthropod taxa, for which adequate data is available, shows that the major portion of the arthropod fauna in Madeira and Selvagens corresponds to indigenous taxa (68%), while only 28% are considered as exotic (Borges *et al.* 2008b). This is in agreement with the pattern observed in the Canary Islands (see Izquierdo *et al.* 2001), but contrasts with the results for the Azores archipelago, where exotic taxa dominate (58%; see Borges *et al.* 2005). Furthermore, several exotic arthropods are considered as pests in the Azores, namely the Japanese beetle (*Popillia japonica*) which attacks pastureland and other crops, which is now expanding in several islands (Terceira, Faial and São Miguel); the armyworm (*Pseudaletia unipuncta*) in pastureland areas in several islands where it causes heavy annual damage in agriculture; the termites in urban areas, in particular *Cryptotermes brevis*, considered as the most dangerous dry wood termite in the world and that is presently considered as an urban pest in the cities of Angra do Heroísmo, Ponta Delgada and Horta (Borges & Myles 2007).

In the native Azorean forests the proportion of exotic species may reach about 65% in epigeal soil arthropod communities at disturbed locations (Cardoso *et al.* 2007), however at the canopy of endemic trees (e.g. *Juniperus brevifolia*, *Erica azorica*, *Laurus azorica*) native and endemic arthropods dominate (Borges *et al.* in press). It should be noted that invasion of natural habitats in the Azores by exotic arthropods is a dynamic process in which the smaller, more fragmented native vegetation plots are at greater risk, and where the surrounding habitat mosaic is of considerable importance, since the existence of a semi-natural pastureland matrix favours the maintenance of endemic and native species (Borges *et al.* in press). The continuous expansion of some invasive plants like *Hedychium gardnerianum*, *Pittosporum undulatum* and *Hydrangea macrophylla*, is threatening several fragments of native vegetation, leading to the prediction that several communities of lichens, vascular plants, molluscs, and arthropods native and endemic to the Azores might be endangered. This phenomenon seems to be more serious in the islands of São Miguel, Santa Maria and Flores. Recent studies (Borges *et al.* unpublished data) suggest that for several endemic species of arthropods with a wide distribution in the Azores the smallest population densities are found in fragments disturbed by exotic plants. Also of concern is the present situation of *Hedychium gardnerianum* in Terceira island, since it is now present in small gaps in the middle of large fragments of otherwise pristine native forest.

In the archipelagos of Madeira and Selvagens there are 430 species and subspecies of plants considered as naturalized, representing 35.7% of the vascular flora (Jardim & Sequeira 2008). Madeira island shows the highest number of exotic taxa (419) and Selvagens the lowest, only 17. The exotic flora has a tendency to increase, since there are several cultivated species with a considerable potential to become naturalized. Vieira (2002) pointed out that 20 species previously mentioned as cultivated (forestry, ornamental or food crops) have become naturalized in the last few years. It should also be pointed out that at the beginning of the 20th century, Menezes (1914) had only cited 160 plants as naturalized in the Madeira archipelago.

Figure 2 shows the importance of exotic vascular plant species in Macaronesia. In the Azores the number of exotic species per square km is one or two times the number of indigenous species (endemic and native). A situation only approximated by the Cape Verde Islands.

In Madeira, and regarding vertebrates, all the terrestrial mammals were introduced, with the exception of five species of indigenous bats (Oliveira 2008). The large majority of these species are included in the list of the worst 100 invasive species in the world, namely those which raise more concern due to their impact, three rodent species (*Rattus rattus*, *R. norvegicus* and *Mus musculus*), two species of herbivores (*Oryctolagus cuniculus* and *Capra hircus*) and one felid (*Felis silvestris catus*) (Oliveira 2008). The amphibians and reptiles are modestly represented, the indigenous taxa with a higher number of species than the introduced. The only species deserving attention are the frog (*Rana perezi*), due to its abundance and wide distribution and the geko (*Tarentola mauritanica*), the distribution area of which is in continuous expansion (Jesus 2008).

In Madeira island there is consistent work devoted to recover priority habitats and species, including actions for control or eradication of some of the above mentioned species at sites with high conservation value. This program involves large human and financial resources that have been partly secured through European Union programs, namely LIFE-Natura.

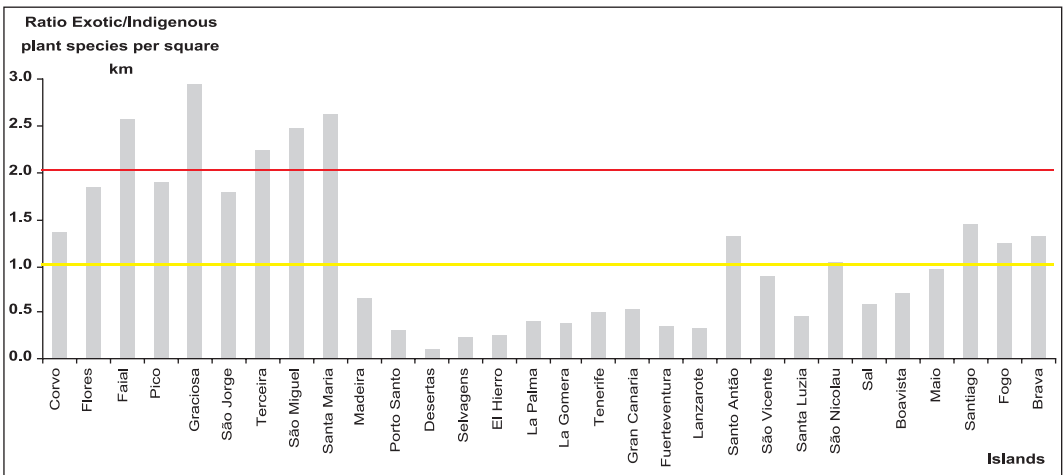


Figura 2. Ratio of the number of exotic and indigenous vascular plants per square km in the Macaronesian islands.

Included in this program, several initiatives assume relevance, namely the project for the recovery of the nestling habitat of Zino's Petrel (*Pterodroma madeira*) (Menezes & Oliveira 2002, 2003, Oliveira *et al.* 2007), the project for the recovery of the terrestrial habitats of Deserta Grande (Bell 2001), the project for the recovery of the habitat of Fea's Petrel (*Pterodroma feae*, www.sosfreiradobugio.com), the project for the recovery of the terrestrial habitats of Selvagem Grande (Zino *et al.* 2008, Oliveira *et al.* in press) and the project "Recovery of Laurel Forest at Funduras".

There is also a program devoted to the control of invasive plant species in Madeira protected areas, namely in Selvagens (*Nicotiana glauca*), in São Lourenço (*Carpobrotus edulis*) and in the Madeiran laurel forest (*Hedychium gardnerianum*, *Solanum mauritianum*, *Passiflora tripartita* var. *mollissima*, among others). We should also emphasise the invasive plant eradication action directed to *Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus* and *Cytisus scoparius*, with the participation of students from preparatory and high school.

For the Canaries, according to Martín Esquivel *et al.* (2005), the terrestrial biota includes 13328 species of which, one fourth is endemic. At least 1434 species are introduced (about 11 % of the total). The large majority of the alien species was introduced beginning in the 1960's, 43% of which have been recorded during the last three decades.

According to those authors, the alien species of Canaries, invasive or not, are represented by 47% of invertebrates, about 46% of vascular plants, 4% of fungi and about 3% of vertebrates. The middle-oriental islands include the largest proportion of alien species, particularly Gran Canaria, where they represent 15.5% of the island biota. However the largest number of introduced species is found in Tenerife (Table 8). Among those species, at least 151 are considered as invasive, of which 79 are phanerogmes, 1 is a fern, 45 are arthropods, and there are also 3 amphibians, one reptile, 10 birds and 12 mammals.

Table 8. Number of alien species per island in the Canaries (Martín Esquivel *et al.* 2005).

	El Hierro	La Palma	La Gomera	Tenerife	Gran Canaria	Fuerteventura	Lanzarote
Number of alien species	314	576	492	1064	886	364	336

Recent studies show the importance of the negative impact on biodiversity originated by IAS in the Canary Islands. According to Arechavaleta & Martín (2008), the most important threats, at least regarding the number of affected species, for the 100 endangered and priority species for conservation management, are those that derive from the presence of alien species.

Thus, IAS negatively affect 73% of those endangered species, the second most important threat being habitat loss or degradation (51 % of the cases). The main effect of IAS derives from the grazing pressure exerted by alien herbivores on plants. According to Nogales *et al.* (2006), among the IAS in the Canaries the negative effect originated by mammals should be emphasised, particularly that associated to the feral cat (*Felis silvestris catus*) and to alien herbivores like the mouflon (*Ovis aries*), Barbary sheep (*Ammotragus lervia*) and the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). The feral cat figures among the main factors threatening the survival of the giant lizards from El Hierro (*Gallotia simonyi*), La Gomera (*G. bravoana*) and Tenerife (*G. intermedia*). The above mentioned alien herbivores in conjunction with the effect of uncontrolled domestic sheep and goats threaten 27 plant species considered as critically endangered (Bañares *et al.* 2003).

National and regional legislation

In Portugal, there is a decree regulating the importation of IAS including a list of species that are considered as invasive and those that are known to pose an ecological risk. This decree is presently under revision. In the Azores there is a Program for Control or Eradication of Invasive Plants in Sensitive Areas (PRECEFIAS). There is also a regional decree regulating the introduction of animal species, and a new legal document is presently being prepared to regulate the importation and the detention of exotic species in the Azores archipelago.

In Madeira the only legislation with a specific and regional character regards the regulation of the transport and detention of non-indigenous animal species (Decreto Legislativo Regional # 27/99/M).

In Madeira the management plans of protected areas, presently being implemented, and the management plans of Natura 2000 network sites, presently being revised and restructured, make clear references to the problems associated with IAS, suggesting the need or proposing the maintenance or the creation of control or eradication programs.

In Spanish legislation, as well as in the Canaries Autonomic Community legislation, there are several regulations that have been used for the prevention and control of IAS. Besides legislation regarding animal health and plant protection, conservation of wildlife in zoos and protection of pets, the recovery plans and the management plans for protected areas, have also been used to regulate alien species. Recently, new legislation was approved, the Law 42/2007, from 13 December, regarding Natural Heritage and Biodiversity, that dedicates a specific chapter to the prevention and control of invasive species, from which some points are highlighted:

- In general the introduction of alien species, subspecies or races is prohibited.
- The Spanish Catalogue of IAS is created. The inclusion of a taxon implies the generic prohibition of its possession, transportation, traffic, and trade of live or dead specimens, its remains or propagules, including external trade.

- The Autonomous Communities should monitor the exotic species with invasive potential. Besides, in their territorial domain, they may define IAS catalogues and determine supplemental prohibitions and measures which are considered as necessary for IAS eradication.
- Any citizen or organization may demand the inclusion or exclusion of one taxon from the above mentioned catalogues, supporting the proposal with scientific evidence.

In the three regions, general regulations and planning regarding protected areas also include references, more or less specific, towards the problem of IAS. However, regarding European protected areas, only the Natura 2000 sectorial plan for the Azores includes explicit references to the problem of IAS, not only acknowledging the problem but also proposing what measures should be taken to reverse the situation.

Evaluation of IAS in Macaronesia

Luís Silva¹

Elizabeth Ojeda Land²

Juan Luis Rodríguez Luengo²

1 CIBIO-Açores, CCPA, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, Portugal.

2 Dirección General del Medio Natural, Gobierno de Canarias, La Laguna, Tenerife, España.

Methods

Lists of target or focal taxa

The basic definition of IAS, given above by IUCN, stresses that an invasive species is present in natural or semi-natural environments on one hand, and that it will cause change and threaten the native biodiversity, on the other hand. Thus, the focal taxa analysed in this book will only include those species that are not only naturalized, but also that are both present in natural or semi-natural habitats and are considered to have an impact or pose an evident threat to local biodiversity. In this sense, it was decided that exotic species that are present only in anthropic habitats would be excluded from the present analysis, even if they are considered as weeds or pests.

As an example, in the Azores, a list of terrestrial fauna and flora was used and only those taxa considered as alien and naturalized were selected. Afterwards, those species only occurring on anthropic habitats were excluded. Experts then elected those species with a known impact on biodiversity. In the Canaries this selection basically started with the analysis of those species included as introduced in the Canary Islands Biodiversity Data Bank and of those species considered as invasive in the cited Bank, when their distribution was not limited to anthropogenic habitats. In the case of plant species, several lists, reports and publications were consulted, regarding invasive species in the archipelago (Sanz Elorza *et al.* 2004, 2005, Rodríguez & García 2002). Further, direct proposals from the experts that evaluated the existence of impacts on the natural and seminatural habitats and on biodiversity were also considered, all this leading to the definition of the list of focal species from the Canary islands.

Special attention should be given to the fact that the lists of focal species to be scored using the two sets of criteria in the present book, as detailed below, were based on the present knowledge about IAS in Macaronesia. In the future, other species should be added if pertinent information is made available. Furthermore, a species that is now only present in human disturbed habitats might, in the future, invade more pristine ecosystems. In fact, many alien species have not shown an invasive tendency immediately after introduction

due to several reasons, including suboptimal habitat, lack of dispersal agents, or low number or quality of the founder population. This might change at any time in the future, due to unpredicted changes in the population or in the environment.

Criteria of noxiousness and viability of control

Lists of IAS from Azores, Madeira and the Canaries were assessed using two tables, evaluating different aspects of the invasion process and of the control strategy (Table 9). The analytical system was based on similar classification systems created for other regions, namely the system proposed by Morse *et al.* (2004). In Figure 3, the complete process of IAS evaluation is shown, and it will be described as follows.

Table 9. The two sets of criteria that were used to score IAS from Azores, Madeira and the Canaries.

Table I. Measures of noxiousness – known and potential effect of IAS on native biodiversity and on natural and semi-natural habitats.

- i) Affected biodiversity values;
- ii) Impact on the affected biodiversity values;
- iii) Present status and trend of the invasion;
- iv) Invasive potential.

Table II. Measures of feasibility of control – probability of successful control or eradication.

- i) Invasion traits;
- ii) Feasibility of control or eradication with available resources;
- iii) Support for control or eradication actions;
- iv) Impact of control or eradication actions.

The idea of using two complementary groups of criteria was based on the strategy suggested in a recent paper by Marsh *et al.* (2007), in which a systematic procedure allows the establishment of management priorities for endangered species. In the present case, a similar methodology was used in order to obtain management priorities for IAS in Macaronesia.

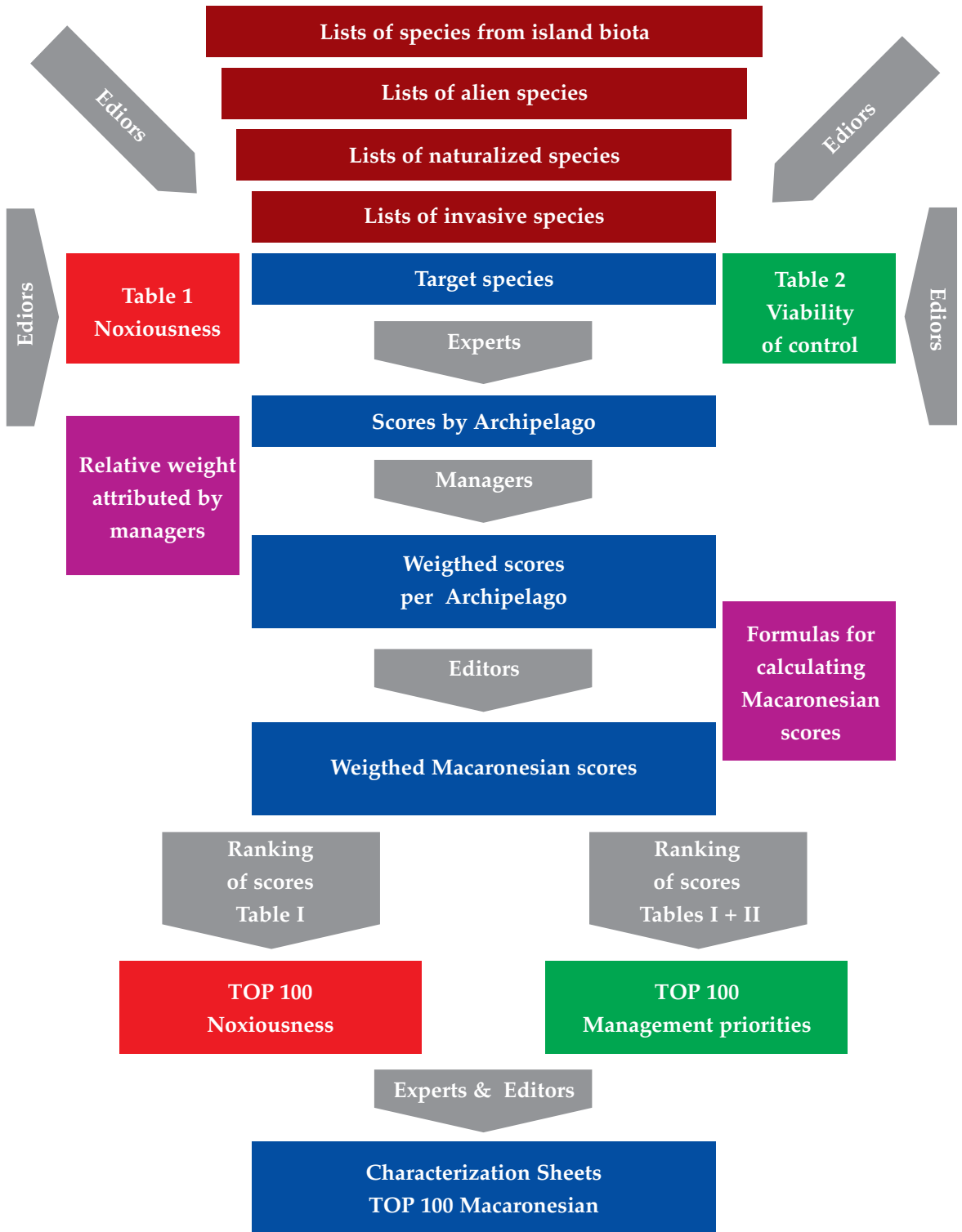


Figure 3. Process of analysis of IAS in European Macaronesia.

Each of the four topics from each set of criteria was evaluated using three different items or subcriteria, which resulted in a total of 12 items per table and a total of 24 items for each species (Appendix).

Scoring

Experts scored the target species according to the criteria of both sets, without knowing the relative weight of each item or subcriteria on the final score of each species.

Each item was scored from 1 to 4. In the case of **Table I**, a value of 1 corresponded to a low impact on biodiversity, while a value of 4 corresponded to a large impact on biodiversity. Regarding **Table II**, a value of 1 corresponded to a low probability of successful control or eradication, while a value of 4 corresponded to a high probability of successful control or eradication.

It should be stressed at this point that there was a need to organise several workshops, with all the archipelagos represented, aiming to standardize, as much as possible, the attribution of scores, not only among regions, but also among the several taxonomic groups analysed. Those meetings took place at each of the three archipelagos involved in the analysis.

On the other hand, environmental managers from the three regions weighted each item of both criteria sets, without knowing the scores attributed by experts. The relative weight attributed to each item was calculated as the average weight attributed by the different managers from the three regions.

On the basis of the score of each species for each archipelago, a “Macaronesian” score was calculated for each analysed species. This calculation followed different methods, depending on the type of item. For some of the items, larger weight was given to the presence of the taxa, according to the number of archipelagos where it was present. In other cases, and depending on the type of question, the average, maximum or minimum value obtained from the three regions was used (Appendix). As an example, if one IAS is affecting endangered species in one of the archipelagos, it will score the maximum value for this item. On the other hand, in the case of the extension of the area to be treated, the score will depend on the number of invaded islands or archipelagos.

Next, the species were ordered according to their total score on **Table I**. This allowed defining the 100 most noxious species for Macaronesia, the **TOP 100**. To obtain the species scores on **Table II**, the same method was applied, which originated a list of taxa ranked according to the feasibility of their control or eradication. However, the management priority of each species results, according to the concept of the model proposed by Marsh *et al.* (2007), from the combination of the noxiousness of the taxa and the viability of its control or eradication. Thus, the 100 species from the TOP were ranked again, now according to the sum of the scores

from both tables, which defined their management priority. In this way the **TOP 100** IAS with management priority in the European Macaronesia were defined. The complete list of evaluated taxa and all the scores can be obtained at the Azorean Biodiversity Portal (www.azoresbioportal.angra.uac.pt/publicacoes.php?lang=en) or at the Invasion Biology Regional Observatory (www.orbi.uac.pt).

Results and discussion

Environmental manager's relative weights

Environmental managers attributed somewhat different relative weights or importance to the different items or subcriteria on both tables (Figure 4). High relative weight was given to the level of threat of the affected species; the dispersal ability; the extent of the area to be treated; the availability of human and technical resources. In contrast, low weight or importance was given to the classification as IAS in other regions; the existence of a legal mandate for control or eradication; the interaction between IAS. An unexpected result was the low weight attributed to the existence of a specific legal mandate to control or eradicate the IAS, since it would be expected that managers would give considerable importance to regulation and legislation.

Global analysis of the scores

In total, 195 IAS from European Macaronesia were scored. There were no pronounced "leaps" on IAS scores (Figure 5). This might imply that the selection of the first 100 species is arbitrary, mainly with public information aims, and not with an objective meaning.

In fact, the value obtained in **Table I**, corresponding to the 100th species (225.4) is somewhat below the mean value for the scale that corresponds to 250. The minimum and maximum values that might be obtained for each table, by the analysed species vary between 100 and 400. In reality, the scores ranged from minima of 148.9 and 140.1 to maxima of 352.2 and 377.7 for **Tables I** and **II**, respectively. That is, a wide range of scores was obtained, including from very noxious and difficult to control IAS to much less noxious and less hard to control species. There was a slightly negative correlation between the scores of both tables, that is, the more noxious is a species, the more difficult it will be to eradicate (Figure 6). However, the **TOP 100** IAS showed considerable variation regarding their probability of successful control.

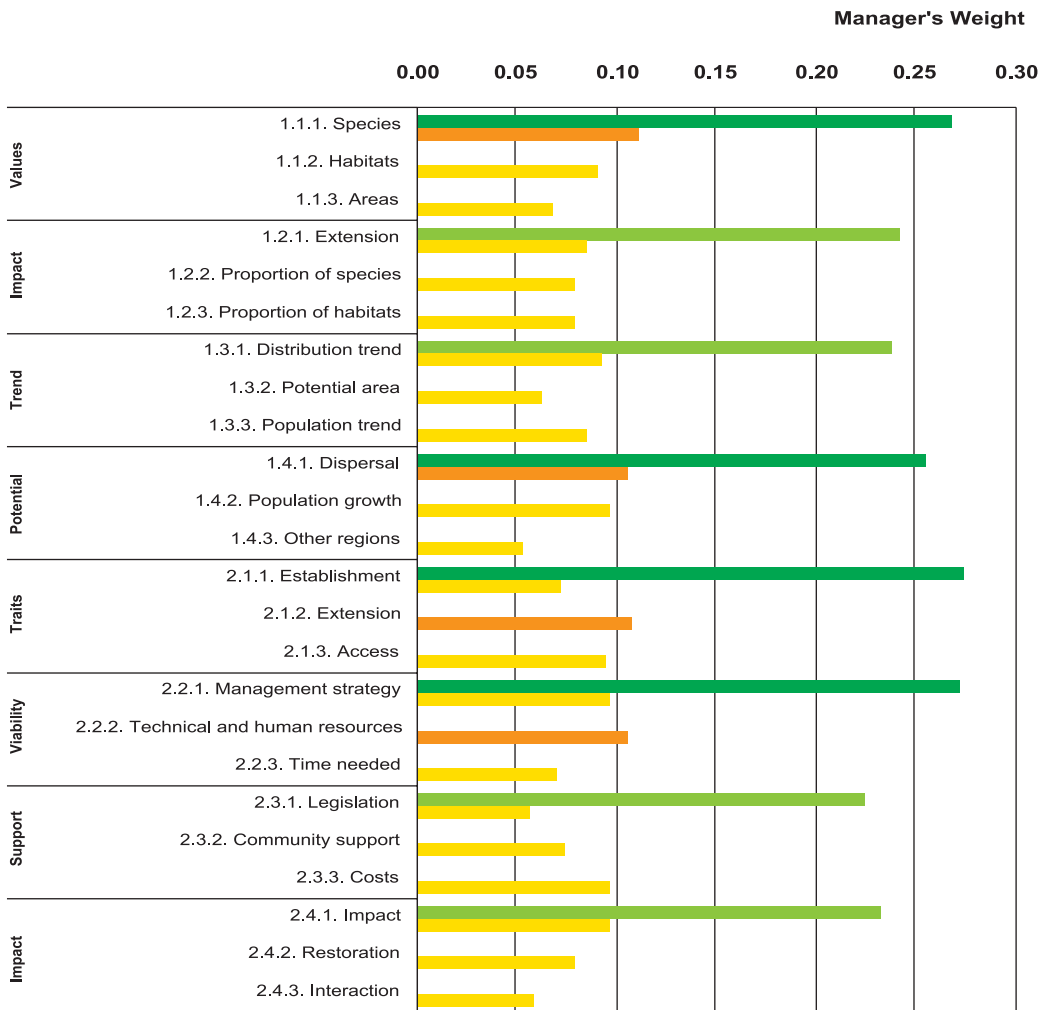


Figure 4. Relative weight attributed by environmental managers from the three regions to subcriteria and to the items in both tables. Green bars, weight of the subcriteria - dark above 0.25, light below de 0.25. Orange bars, weight of individual items – dark above 0.10, light below 0.10.

The analysis of the results also showed a positive correlation (Figure 7) between the score from **Table I** (noxiousness) and the sum of scores from **Tables I and II** (noxiousness + probability of control or eradication). This allowed ranking the **TOP 100 IAS**, according to their management priority, which results from considering the degree of noxiousness of a taxon and the viability of implementing effective control measures.

It was thus possible to produce a list of management priorities for IAS in Macaronesia, not ignoring those species considered as highly noxious, but which also assumes the real possibility of their control or eradication.

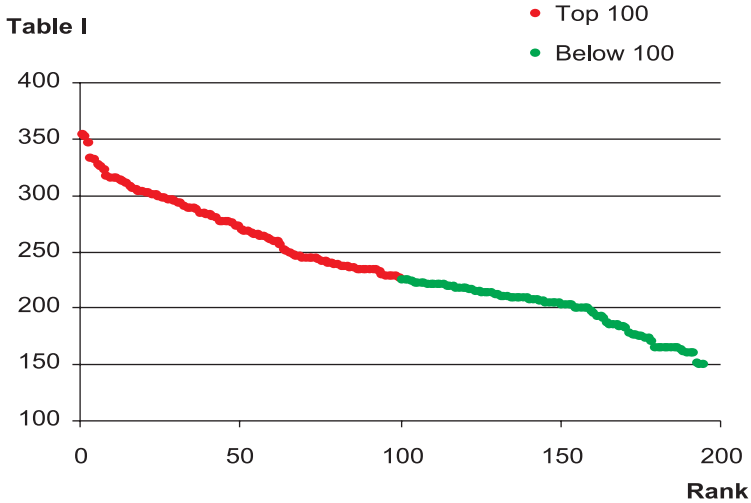


Figure 5. Scores obtained for the 195 IAS in European Macaronesia, based on Table I (noxiousness), as a function of their ranking. In red the species on the TOP 100, in green those species below TOP 100.

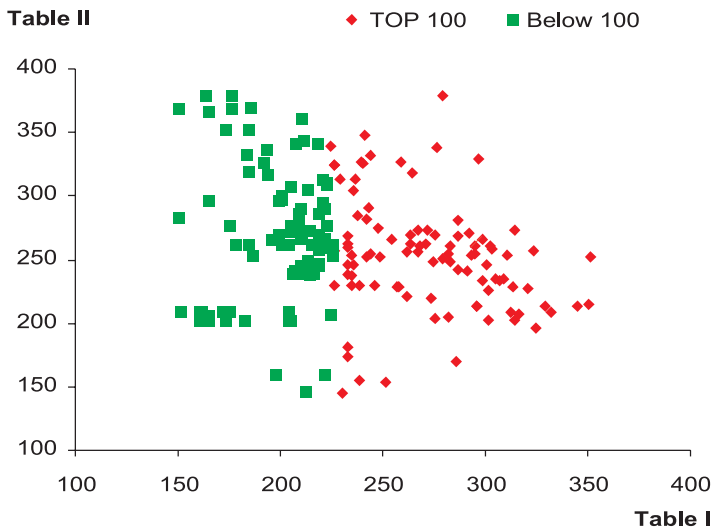


Figure 6. Relationship between noxiousness (Table I) and viability of control (Table II), based on the scores obtained for all the evaluated species on both criteria sets. In red the species of the TOP 100, in green the species below TOP 100.

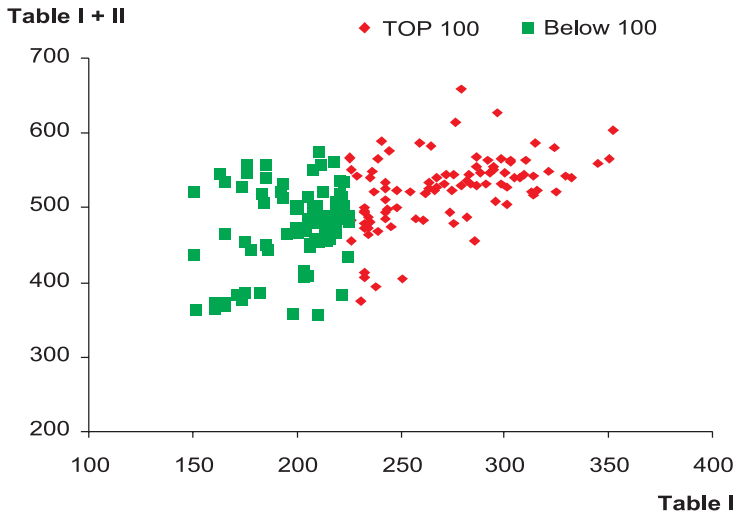


Figure 7. Relationship between noxiousness (Table I) and management priority (Tables I + II), based on the scores obtained for all species evaluated. In red the species of the TOP 100, in green the species below TOP 100.

Characterization of the Top 100 IAS

The **TOP 100** IAS, were mainly vascular plants, with some invertebrate and vertebrate species (Figure 8).

It should be noted that the first twenty positions of the **TOP 100** generally include several very problematic invasive plants. These include species with more or less significant impacts on the three archipelagos (*Carpobrotus edulis*, *Ageratina adenophora*, *Ulex europaeus*, *Agave americana*, *Arundo donax*), or species which are only present in one or two regions but with a very significant impact (*Hedychium gardnerianum*, *Cyrtomium falcatum*, *Pittosporum undulatum*, *Opuntia ficus-indica*, *Hydrangea macrophylla*, *Nicotiana glauca*, etc.).

In fact, species like sweet pittosporum (*Pittosporum undulatum*) and yellow ginger (*Hedychium gardnerianum*) or common reed (*Arundo donax*) pose real threats to the conservation of biodiversity in the Azores and Madeira, due to their effect in terms of a drastic limitation of native species regeneration. The common reed acts in a similar way in the Canaries, and we should also add species such as century plant (*Agave americana*) or the prickly pears (*Opuntia ficus-indica* and *O. stricta*) that pose important threats to biodiversity in this archipelago.

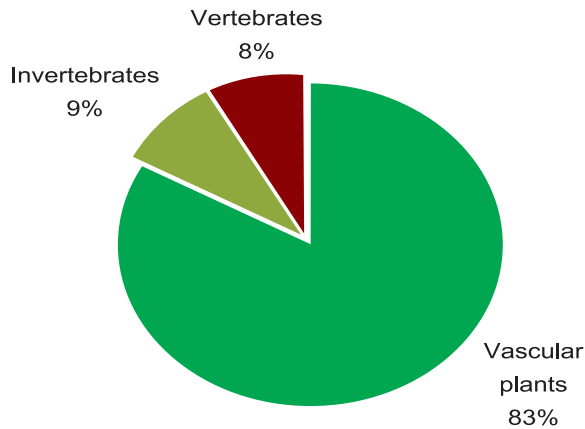


Figure 8. Characterization of the TOP 100 IAS in Macaronesia. Percentage of IAS belonging to different groups of living organisms.

Regarding vertebrates, it should be mentioned that the three species of rodents are included in the top 21 positions, the black rat (*Rattus rattus*) being the first of those species, in the 11th place. In particular, regarding the brown rat (*Rattus norvegicus*) the knowledge of its impact is, apparently, reduced. Regarding the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), although its negative effects on the native flora have been well documented in the Canaries, it is possible that some lack of knowledge about its real effects on the native flora in the Azores, might have led to a relatively lower position at Macaronesian level. On the other hand, it is an important game species in the Azores, and thus there will be social sectors interested in its use. Regarding the cat (*Felis silvestris catus*), its score was lower because, although it has serious impacts in Madeira and the Canaries, in the Azores it is present but not considered as feral, being closely associated to human settlements. It is a considerable difference that should be investigated in the future, moreover considering that there are evidences that show its ability to predate upon native bird siblings, namely of the blackbird (*Turdus merula azorensis*).

From the analysis of figures 9 to 20, regarding the scores obtained by the TOP 100 in Table I, the conclusions summarized in Table 9 were derived. Likewise, from the analysis of figures 21 to 32, regarding the scores obtained by the TOP 100 in Table II, the conclusions summarized in Table 10 were derived.

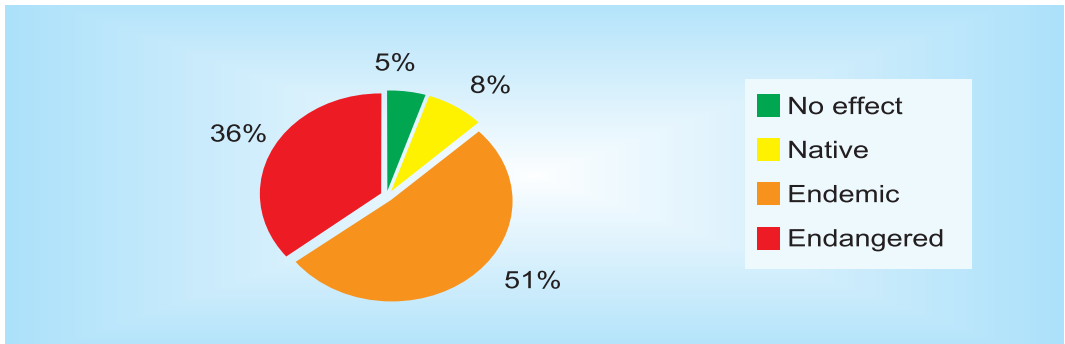


Figure 9. Results obtained for criteria 1.1.1. Affected species. The majority of the IAS affects endemic, non-endangered species. However, more than one third affects endangered species.

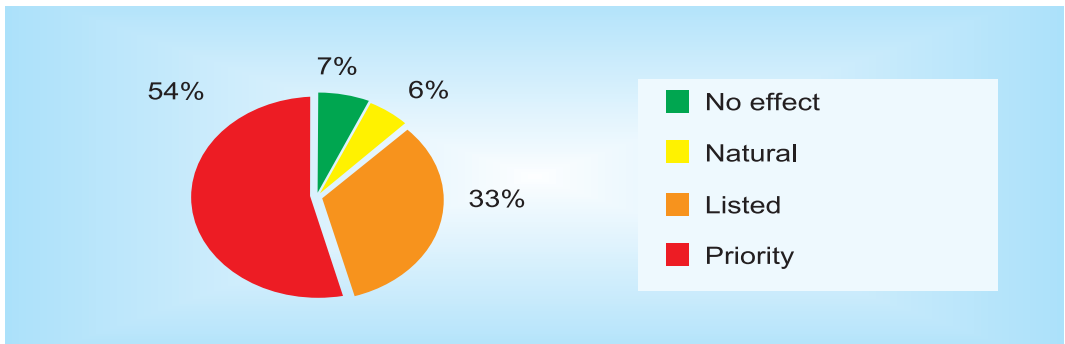


Figure 10. Results obtained for criteria 1.1.2. Affected habitats. The large majority of the IAS affects priority habitats or habitats listed on the Habitats Directive.

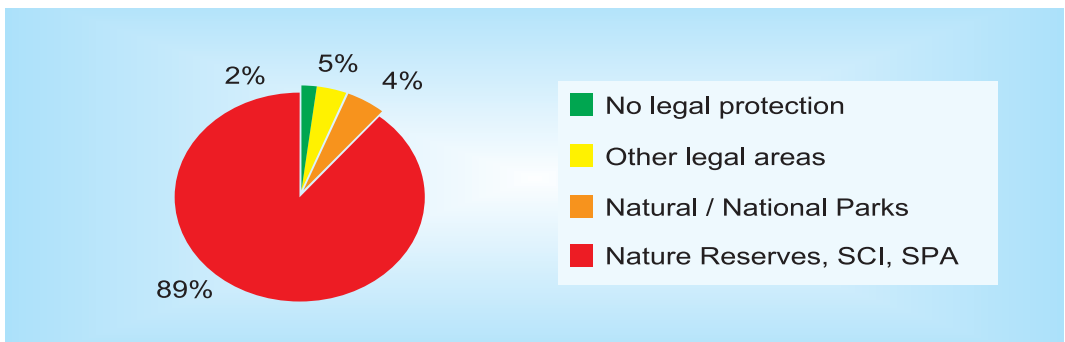


Figure 11. Results obtained for criteria 1.1.3. Affected areas. The large majority of the IAS affects legally protected areas with considerable interest for conservation.

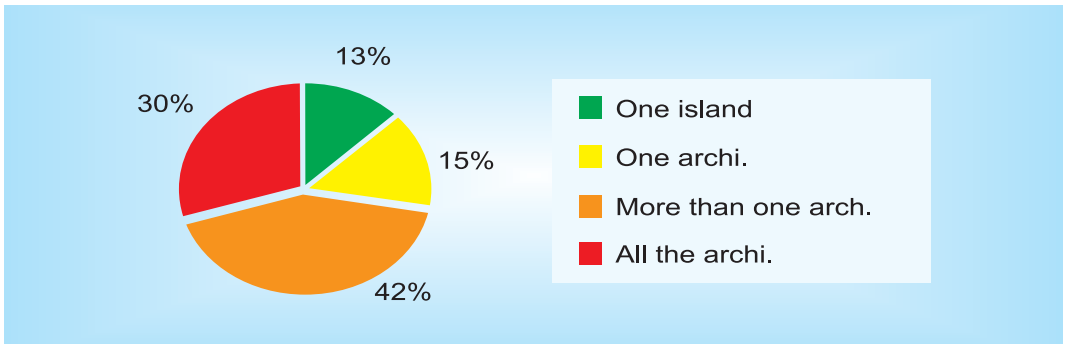


Figure 12. Results obtained for criteria 1.2.1. Extension of the invasion. The large majority of the IAS affects more than one archipelago.

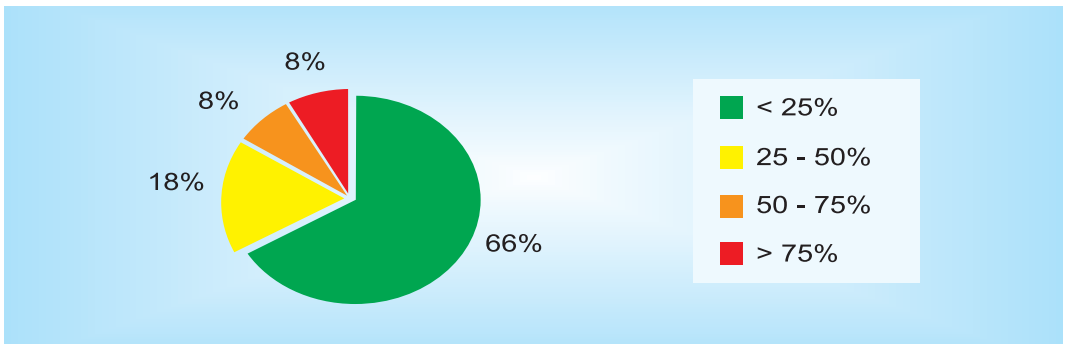


Figure 13. Results obtained for criteria 1.2.2. Portion of the population/distribution of affected species impacted by IAS. The majority of the IAS affects only a small portion of the population/distribution of the impacted species.

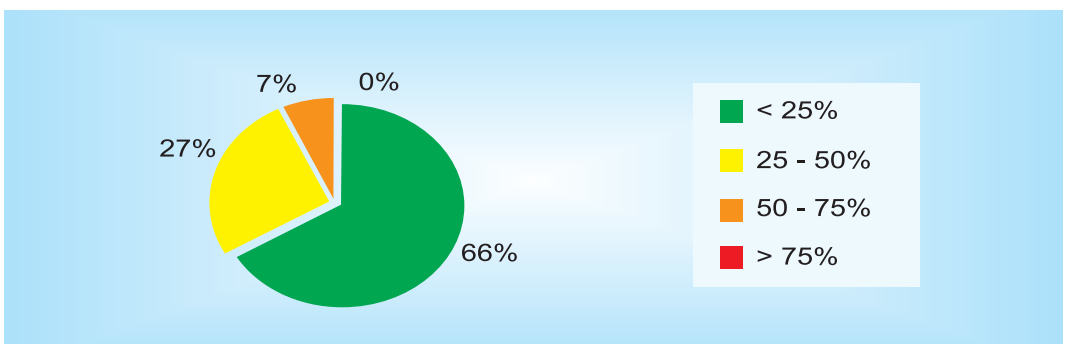


Figure 14. Results obtained for criteria 1.2.3. Portion of the distribution affecting natural or semi-natural habitats. The distribution of the IAS is only partly located in natural and semi-natural habitats.

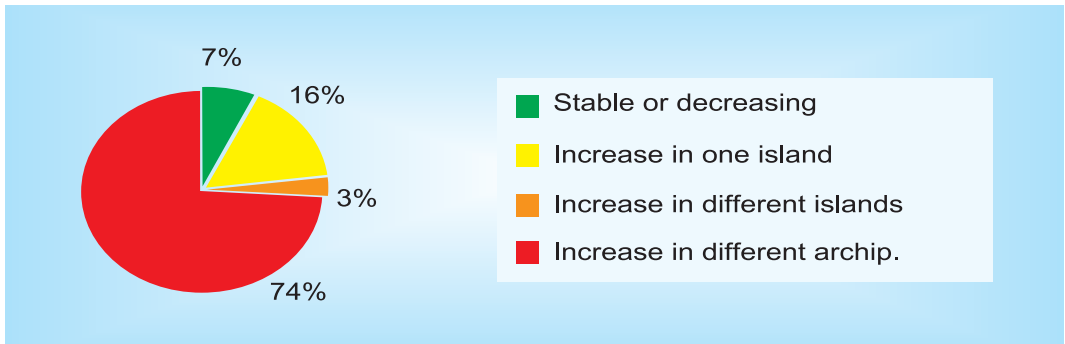


Figure 15. Results obtained for criteria 1.3.1. Present tendency of the invasion. The large majority of the IAS were considered to be expanding in different archipelagos.

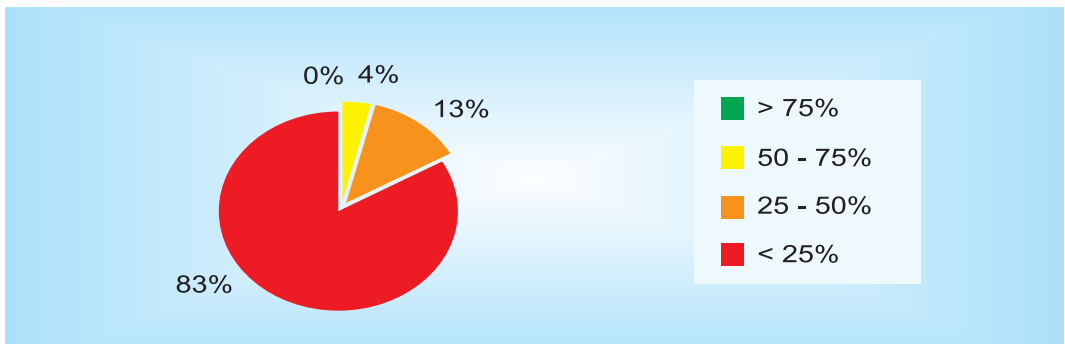


Figure 16. Results obtained for criteria 1.3.2. Portion of the potential area already occupied. The large majority of the IAS will still be able to increase their distribution areas.

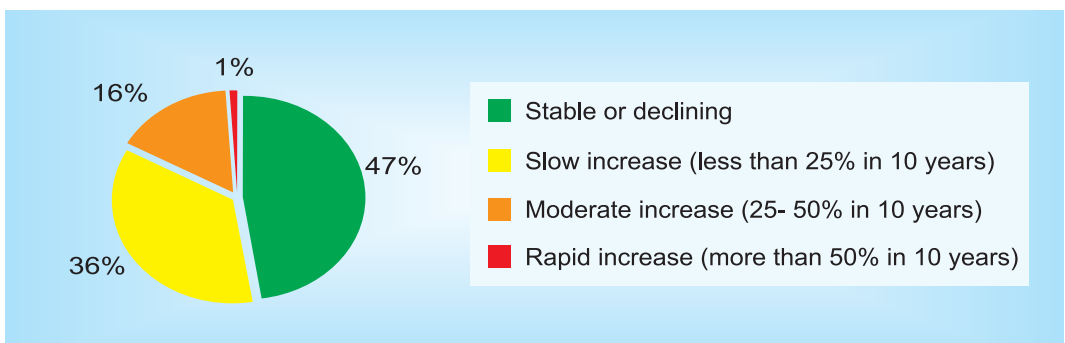


Figure 17. Results obtained for criteria 1.3.3. Population growth. In general, the IAS were not considered as showing a very fast population increase.

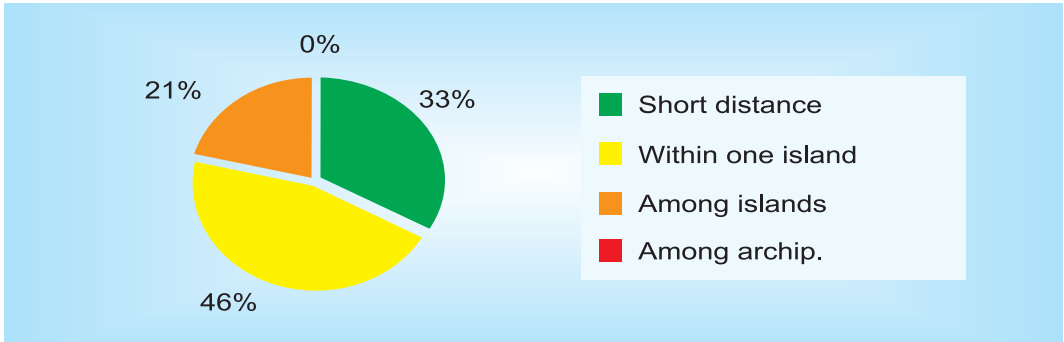


Figure 18. Results obtained for criteria 1.4.1. Dispersal ability. The majority of the IAS will not be able to disperse between islands by natural means.

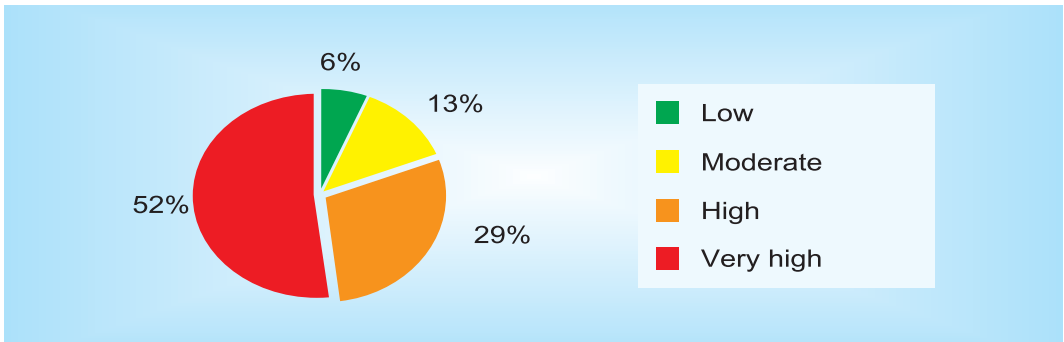


Figure 19. Results obtained for criteria 1.4.2. Reproduction potential. The large majority of the IAS was considered as having a high reproduction potential.

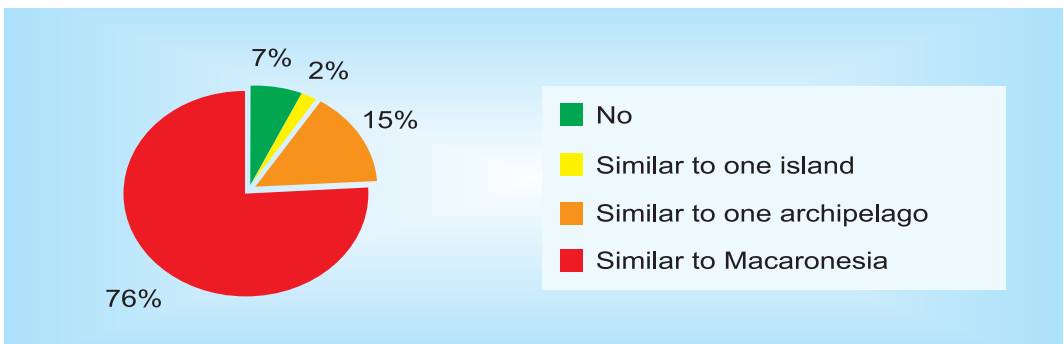


Figure 20. Results obtained for criteria 1.4.3. The large majority of the IAS was considered as invasive in other biogeographical regions, with ecological conditions similar to Macaronesia.

Table 9. Summary of the conclusions derived from analysis of the previous figures, regarding the scores obtained by the species in the TOP 100 in Table I.

- The majority of the IAS affected endemic, non-endangered species. However, more than one third affected endangered species.
- The large majority of the IAS affected high priority or listed habitats.
- The large majority of the IAS affected legally protected areas with a high conservation value.
- The large majority of the IAS affected more than one archipelago.
- The majority of the IAS affected only a small portion of the area/population of the impacted species
- The distribution of the IAS was only partially located in natural habitats.
- The large majority of the IAS were considered to be expanding in different archipelagos.
- The large majority of the IAS still has the possibility to further expand their distribution.
- However, in general IAS are not considered to be having a rapid population increase.
- The majority of the IAS is not capable of dispersal between islands by natural means.
- The large majority of the IAS was considered to have a considerable potential for population increase.
- The large majority of the IAS was also considered as such in other biogeographic regions.

The fact that the majority of the IAS affects endemic species and more than one third affects endangered species, is in agreement with the recent results that showed the importance of IAS as a threat to the conservation of priority species in Macaronesia (Martin Esquivel *et al.* 2008). Further, this result implies that the recovery plans designed for endangered species will have to take into account the need to monitor and eventually control the IAS.

In the same sense, the fact that the majority of the IAS affects high priority habitats or habitats listed in the Habitats Directive, implies the need to continuously monitor the evolution of this situation and also demands taking concrete management actions in the invaded areas, particularly regarding high priority habitats. This situation, however, extends to the protected areas in general, since the large majority of the IAS affects legally protected areas with high importance in conservation, namely National Parks, Natural Parks, Nature Reserves as well as areas included in Natura 2000 network.

Regarding extension of the invasion, the large majority of the IAS affects more than one region, thus it will be appropriate to conjugate efforts and to transfer knowledge

regarding control methods. On the other hand, it is probable that a species already considered as invasive in one archipelago, being only introduced or naturalized in another, will change its status in the future. Thus, special attention should be devoted to these cases in terms of monitoring and of an eventual early eradication. This guideline should also be applied at each of the archipelagos, in those cases where a species is presently invading a limited number of islands. Some examples are the cases of *Leycesteria formosa* in the Azores, where it is only present in one island, and the species of *Pennisetum* which have not yet invaded the Azores.

The fact that the majority of the IAS only affects a small portion of the distribution/population of the impacted species and also that they are only partly located in natural or semi-natural habitats, suggests that in many cases it will be a priority to take action in areas with high value for conservation. However, this situation also suggests that those species that essentially invade anthropogenic habitats, in certain situations, might become established in natural areas. This might occur, for instance, with the opening of pedestrian trails and other access to the protected areas and with an increase in the number of visitors to those areas. Again, it will be necessary to monitor the spread of IAS populations along trails, access roads, and adjacent areas surrounding nature reserves. This is also related to the fact that many of the IAS still occupy a relatively small area, being able to further increase their distribution range. This phenomenon might be further potentiated in the future, due to climate change, allowing, as an example, the establishment of IAS at higher elevations. Also associated is the fact that experts considered that the **TOP 100** IAS showed a tendency to increase their range of the invasion as well as a high potential in terms of population growth. In the case of plants, this situation is associated with the existence of short sexual maturation periods and/or the possibility of asexual reproduction. In the case of animal species, this situation is associated with the possibility of producing a high number of offspring per generation (invertebrates) or to the existence of several reproductive cycles throughout the year (rodents, rabbits).

Meanwhile, the majority of the IAS are not capable of natural dispersal between islands. This is of particular importance, meaning that transpor mechanisms within and particularly among islands will largely depend on human actions, either direct or indirect. That is, the reduction of the number of new introductions will largely depend on the implementation of efficacious quarantine systems, of fiscalization measures based on systematic and statistically sound sampling, and on the adoption of codes of good practice in transportation of people and goods. This situation is also related to the fact that the large majority of the **TOP 100** IAS are also considered as such in other biogeographic regions. That is, the mechanisms used to minimize the entrance of IAS form other islands in the same archipelago or form a neighbour archipelago should also minimize the entrance of species considered as invasive in other biogeographic regions and that will have a high probability of invading Macaronesia also.

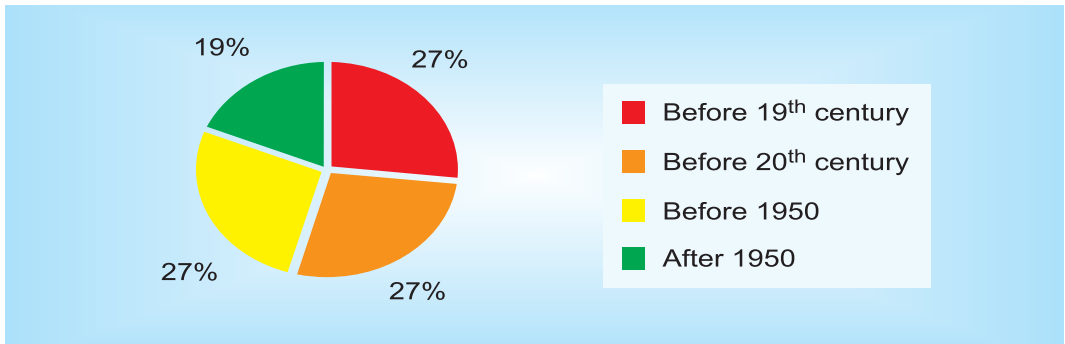


Figure 21. Results obtained for criteria 2.1.1. Time of introduction. The large majority of the IAS was introduced after the 19th century.

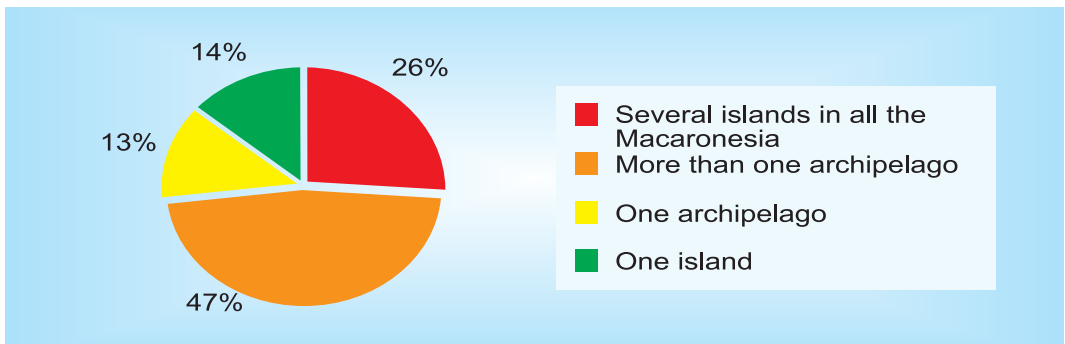


Figure 22. Results obtained for criteria 2.1.2. Area to be treated. The majority of the IAS will have to be controlled in more than one region.

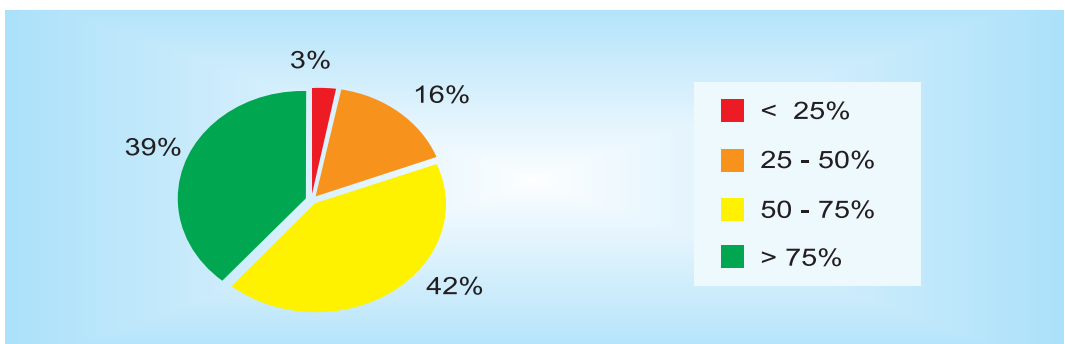


Figure 23. Results obtained for criteria 2.1.3. Accessibility. The large majority of the IAS was considered has being localised in areas accessible to control measures.

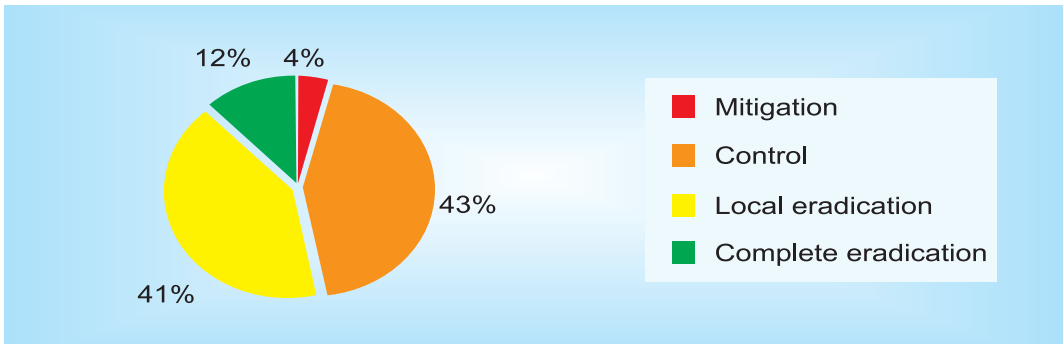


Figure 24. Results obtained for criteria 2.2.1. Possible strategy. The majority of the IAS was only considered to be susceptible to local eradication or control.

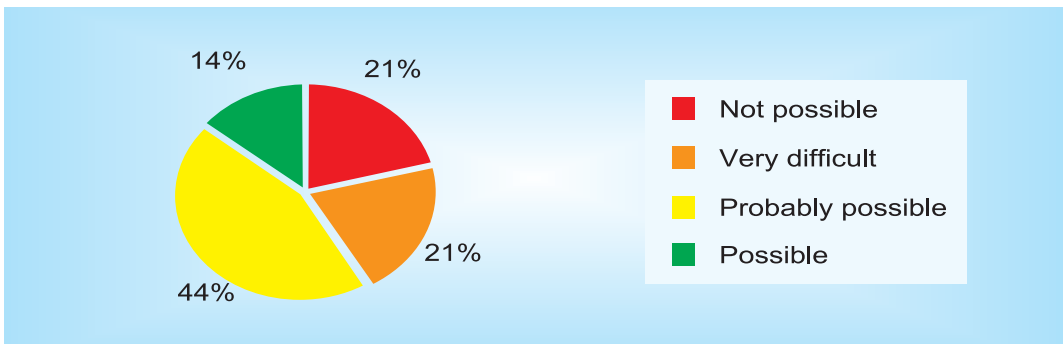


Figure 25. Results obtained for criteria 2.2.2. Feasibility of control with the available means. It will be difficult or impossible to control 42% of the IAS, with the available human and technical resources.

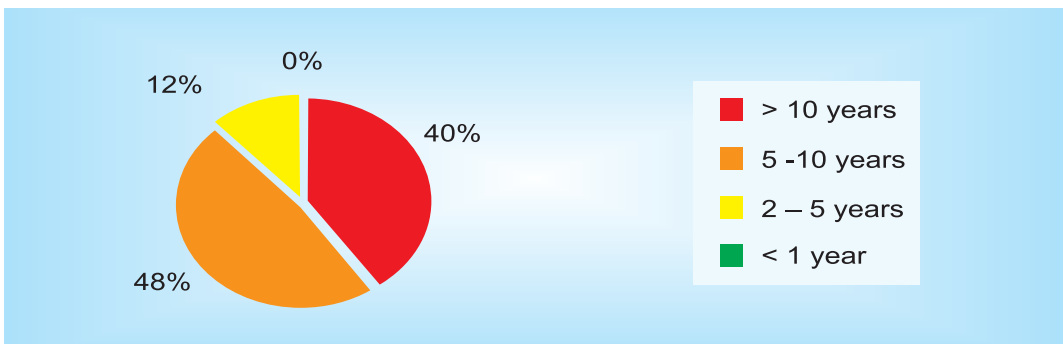


Figure 26. Results obtained for criteria 2.2.3. Duration of the projects. The control of the large majority of the IAS will demand medium to long duration projects.

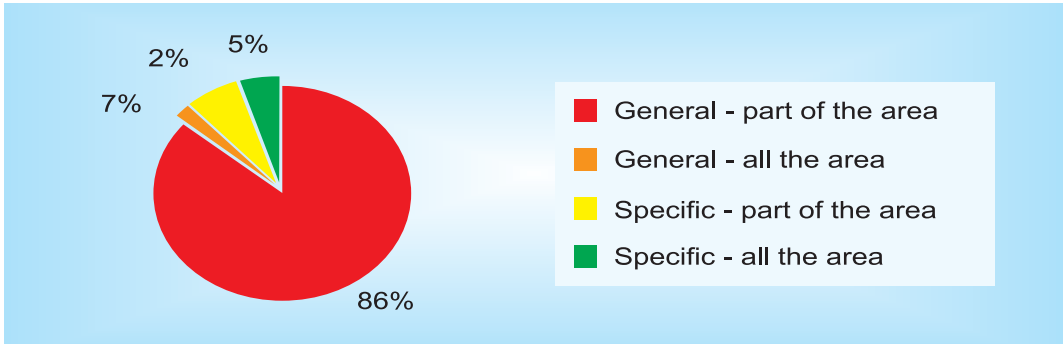


Figure 27. Results obtained for criteria 2.3.1. Legislation. For almost all the IAS, control actions would have to be based on general legislation devoted to protected areas and biodiversity.

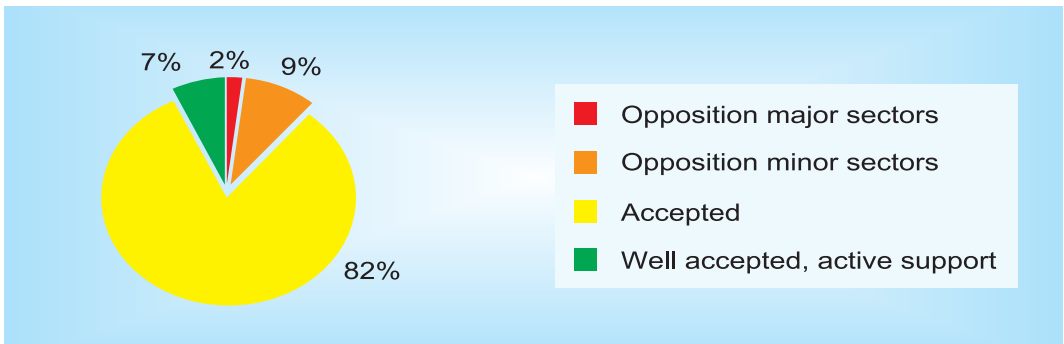


Figure 28. Results obtained for criteria 2.3.2. Support from society. For almost all the IAS, the control actions would be accepted by the public.

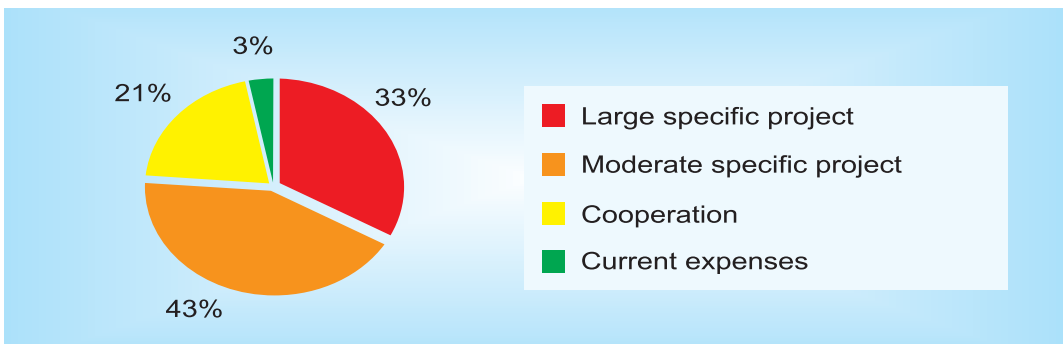


Figure 29. Results obtained for criteria 2.3.3. Costs. The control of the large majority of IAS will demand specific projects with a moderate to large investment.

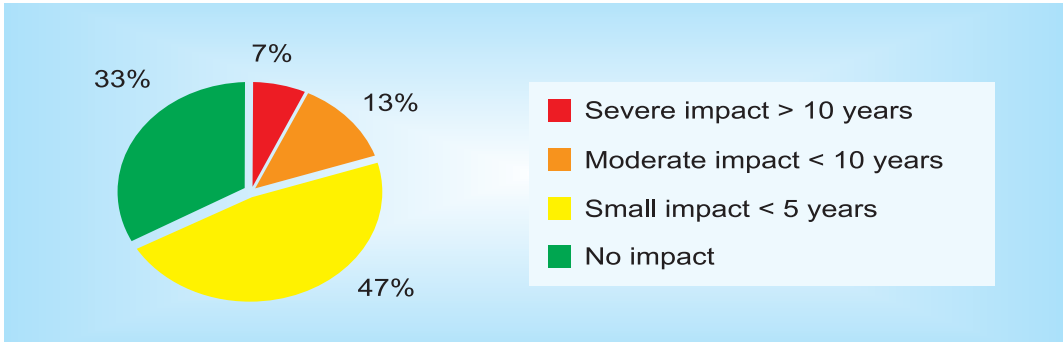


Figure 30. Results obtained for criteria 2.4.1. Impact resulting from control actions. For the large majority of the IAS the control actions were considered as having only small non-target impacts.

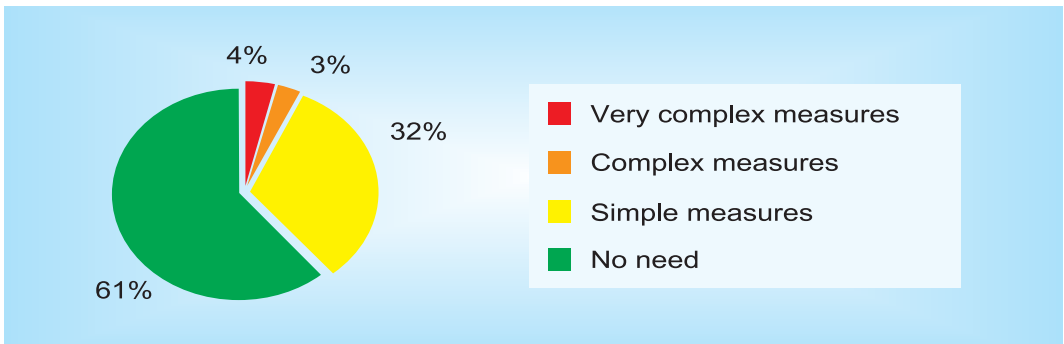


Figure 31. Results obtained for criteria 2.4.2. Habitat restoration. For the majority of the IAS it was considered that habitat restoration measures would not be necessary after control actions.

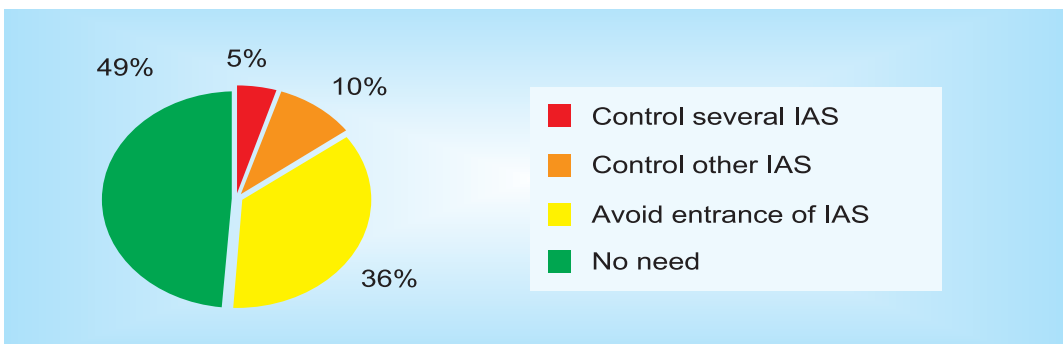


Figure 32. Results obtained for criteria 2.4.3. Interaction between IAS. For the majority of the IAS it was considered that there would be no need to control several IAS simultaneously.

Table 10. Summary of the conclusions derived from analysis of the previous figures, regarding the scores obtained by the species in the TOP 100 in Table II.

- The large majority of the IAS was introduced after the 19th century.
- The large majority of the IAS will have to be controlled in more than one archipelago.
- The large majority of the IAS was considered to be located in areas accessible to control actions.
- Most of the IAS were only considered as susceptible to local eradication or control.
- It was considered that it will be difficult or impossible to control 42% of the IAS with the presently available human and technical resources.
- The control of the large majority of the IAS was considered to demand medium to long duration projects.
- For almost all of the IAS possible control actions would only rely on general legislation for protected areas and biodiversity and not on specific legal mandates.
- For almost all of the IAS possible control actions would be accepted by the public. Active support or opposition would not be frequent.
- The control of the large majority of the IAS will demand specific projects requiring moderate to large financial investment.
- For the large majority of the IAS control actions were considered to cause only minor non-target impacts.
- For the majority of the IAS it was considered that no restoration measures would be needed after control actions.
- For the large majority of the IAS it was considered that it would not be needed to control other IAS, simultaneously.

The large majority of the **TOP 100** IAS was introduced after the 19th century. This means that human activities potentiated the occurrence of new introductions from that period onwards, due to an intensification of trade flows but also due to the development of a botanic garden network beginning in the 18th century that allowed an intense exchange of plant species between islands and mainlands.

As already mentioned the large majority of the **TOP 100** will have to be controlled in more than one region, although experts considered that the majority of the IAS are located in areas accessible to control actions. However, due to the extension of the invasion, the majority of the IAS was only considered as susceptible to local control or eradication. Moreover, it was considered as difficult or impossible to control 42% of the IAS with the presently available human and technical resources, since the majority of the IAS will demand specific medium to long duration projects with a moderate to large investment. Another difficulty is the fact that control actions for the

majority of the IAS would have to be supported only on general legislation devoted to nature reserves and biodiversity and not in specific legal mandates. This apparent lack of legislation might be related to the reduced importance attributed by environmental managers to the existence of regulations. However, law making is not the responsibility of managers, not even the top decisions. Thus, an apparent lack of specific legislation should be addressed in more detail by a group of intervenients with different roles, law makers, governing bodies, environmental managers, and experts in order to objectively evaluate if, in reality, there are legislative or regulatory gaps that should be adequately filled.

Regarding acceptance of control actions by the society, this would be a reality for almost all the IAS, while active participation in control or active opposition to control would not be frequent. Meanwhile, these results are based on the general knowledge of experts about the situation, and not on data resulting from direct sampling of the different social groups. Thus, it would be important to develop at Macaronesian level a consultation of the general society towards its perception of the impacts caused by IAS and the acceptance of more restrictive measures in terms of the control of alien species importation.

Finally, it should be recognised that, according to the experts, and for the majority of the IAS, control actions were considered to have reduced impacts on native biodiversity, implying that in the majority of the cases complex restoration measures would not be needed, after the application of control actions. In fact, for instance Silva (2001), demonstrated the ability of controlling *Clethra arborea* in São Miguel island, without causing significant impacts on the native flora. And the same was found during Project LIFE Priolo, regarding the control of several invasive plant species. Moreover, for the large majority of the IAS, it was considered that control of several species simultaneously would not be needed. However, for some major invasive species in the Azores, like *Gunnera tinctoria*, *Clethra arborea* and *Hedychium gardnerianum*, their simultaneous occurrence at some sites might demand such an effort.

Limitations of the scoring system

Some limitations were recognized during the application of the classification system. Namely, several species considered as IAS in the Azores were not included in the analysis because this book follows a global vision of Macaronesia and those species are considered as native in Madeira or in the Canaries. This fact is particularly relevant for the lilly of the valley tree (*Clethra arborea*) and for blackberry (*Rubus ulmifolius*) which are included in Regional Plan for Eradication and Control of Invasive Plants in Sensible Areas (PRECEFIAS). This limitation also occurs for some species introduced in Madeira or in Canaries, due to the existence of different criteria in those archipelagos when deciding the origin of certain species, particularly in the case of plant taxa.

Moreover, this effect might also occur within an archipelago, that is, the endemic flora might act as an invasive agent if through unsafe ornamental purposes it is introduced in islands or locations that are not part of their original distribution, since in those cases

hybridization phenomena might occur which would not naturally happen (Ojeda 2007). As an example, only in Tenerife island there are 823 taxa which are island endemics (Martín Esquivel *et al.* 2005), many of which might act as invasives in the remaining islands of the Canary archipelago. In plants this negative effect is particularly noted with the transfer between islands of species with ornamental use from very diverse genera, like *Limonium* spp., *Cheirolophus* spp., and *Echium* spp., etc.

On the other hand, certain taxa considered as highly invasive in some of the archipelagos, namely the squirrel (*Atlantoxerus getulus*), a species of beetle (*Rhynchophorus ferrugineus*), or the date palm (*Phoenix dactylifera*) in the Canaries, were not selected to the Top 100 fundamentally due to the fact that their distribution is limited to one archipelago, and to other factors which led to lower scores as a consequence of the application of global criteria.

The above mentioned limitations imply the need of using, besides Macaronesian lists, lists regarding each of the archipelagos, where the different species are ranked according to the scores obtained on both tables, independently of the fact of whether the species is native in a part of Macaronesia.

It is also important to comment on some particular cases like those of the goat (*Capra hircus*) and of sheep (*Ovis aries*) in the Canaries. Since the arrival of pre-hispanic human settlers, cattle has been exerting a strong negative impact in the conservation of the endemic flora, which presently is reduced to the effect of individual animals or different sized groups at certain sites. Since this is related to domesticated and not to feral species, they are not included in the Canary Islands Biodiversity Data Bank and thus were not considered in the present analysis, notwithstanding their negative effects on native biodiversity at some locations.

Regarding some alien vertebrates in the Azores like the least weasel (*Mustela nivalis*) and the ferret (*Mustela furo*) there is an inverse situation, since they are considered as naturalized but the possible associated impacts to native biodiversity are unknown. On the other hand, the impacts associated with the action of rodents and rabbits on native biodiversity were not evaluated in a satisfactory way.

As for the invertebrates, although this group corresponds to an important part of the alien species, and they are frequently considered as pests in agriculture and in stored products, the present knowledge about their impact on native biodiversity didn't reveal considerable impacts. This situation might be altered in the future if more research is dedicated to this subject. As an example, in the Azores several agricultural pests (scale insects, trips) use endemic plant species as hosts, particularly at low altitude.

Guidelines for the future

Although with the above mentioned limitations, this system allows the identification of the majority of the most important IAS in Macaronesia. Since it is not possible to control all these species in one region, the use of hierarchic systems helps to define management

priorities. The application of this method makes available a more objective criterium when selecting the more important species in each archipelago. Undoubtedly, this also facilitates the identification of gaps in knowledge about particular groups of IAS.

This method should be used in a dynamic way, thus it would be appropriate for the results and the lists of species to be revised every three years to include new introductions which might have been converted to biological invasions, but also to evaluate the possible effects derived from control or eradication actions meanwhile undertaken.

On the other hand, regarding methodology, and as a result of the experience gained during the development of this task, it should be mentioned that the IAS characterization sheets used in this book should be the first step of the risk analysis. In reality, their use at an early stage of the evaluation process will make scoring more easy and objective. We thus propose that the present sheets should be officially used to characterize the situation of IAS in Macaronesia. Furthermore, the present system of analysis should be complemented with the creation of an early detection system which might alert about new introductions, before they become problematic.

Considering the large portion of IAS common to the three archipelagos, and also the fact that they constitute one of the main threats to high priority species in conservation (Martín Esquivel *et al.* 2008) it would be pertinent to suggest the institution of a Macaronesian Observatory for Biological Invasions. This initiative would involve different entities working or related to this phenomenon, at local, archipelagic, and Macaronesian levels. The observatory would be responsible for integrating the information related to the occurrence of biological invasions in Macaronesia and would maintain a communications network between the archipelagos, quickly delivering the available information to the decision makers and to the general public.

Regarding biological invasions, there are some accepted truths. The number of new introductions has been growing exponentially. Besides that, from the moment when the establishment of an invasive species occurs onwards, the problem will tend to aggravate, if nothing is done. That is, the costs of a later action will always be larger than those associated with a good prevention strategy or a rapid response. Undoubtedly, biological invasions, presently, are directly dependent on economic activities, culture and the way our human society, as a whole, faces environmental management. Thus, the future role of alien species will largely depend on our collective decisions or indecisions, not only with regard to the sustainability of human activities but also regarding the preservation of global biodiversity.

Caracterização das invasoras no TOP 100

As espécies do TOP 100 aparecem ordenadas da mais nociva para a menos nociva, com base nas pontuações da Tabela I

Caracterización de las invasoras en el TOP 100

Las especies del TOP 100 aparecen ordenadas desde la más nociva hasta la menos nociva, con base a las puntuaciones de la Tabla I

Characterization of the invaders in the TOP 100

The species in the TOP 100 are presented from the most to the least noxious, based on the scores from Table I



193

Ficha explicativa | Explanatory sheet

Autores | Authors

Nome científico e autoria | Nombre científico y autoria | Scientific name and authorship





<i>Az</i>	<i>Nome comum Açores</i>	<i>Divisão/Filo División/Filo Division/File</i>	Top 100 1-25  26-50  51-75  76-100 
<i>Ma</i>	<i>Nome comum Madeira</i>	<i>Classe Clase Class</i>	
<i>Ca</i>	<i>Nombre común Canarias</i>	<i>Ordem Orden Order</i>	
<i>En</i>	<i>Common name in English</i>	<i>Família Familia Family</i>	

Foto | Photo

PO Descrição da espécie em português

ES Descripción de la especie en español

EN Species description in English

NAT

Regiões onde a espécie é nativa

Regiones donde la especie es nativa

Regions where the species is native

INT

Regiões onde a espécie é invasora

Regiones donde la especie es invasora

Regions where the species is invasive

Presença na Macaronésia. Ilhas onde está presente. Primeiro registo (ano/século).

Presencia en la Macaronesia. Islas donde está presente. Primer registro (año/siglo).

Presence in Macaronesia. Islands where it is present. First record (year/century).

 Invasora | Invasora | Invasive

 Naturalizada | Naturalizada | Naturalized

 Doméstica, cultivada ou casual | Doméstica, cultivada o casual | Domesticated, cultivated or casual

 Erradicada | Erradicada | Eradicated

<p>Habitat Hábitat Habitat Az Açores Azores Ma Madeira Ca Canárias Canarias Canaries 1-9 Habitats preferenciais (1- principal) Hábitats preferenciales (1- principal) Preferential habitats (1- preferred).</p>
--

<p>Código dos habitats listados (prioritários*) Código de los hábitats listados (prioritarios*) Codes of the listed hábitats (priority*)</p> <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td style="border-radius: 15px;">Az1</td> <td style="border-radius: 15px;">Az2</td> <td style="border-radius: 15px;">Ma1</td> <td style="border-radius: 15px;">Ma2</td> <td style="border-radius: 15px;">Ca1</td> <td style="border-radius: 15px;">Ca2</td> </tr> <tr> <td style="border-radius: 15px;">1250</td> <td style="border-radius: 15px;">2130*</td> <td style="border-radius: 15px;">5330</td> <td style="border-radius: 15px;">1250</td> <td style="border-radius: 15px;">1250</td> <td style="border-radius: 15px;">2130*</td> </tr> </table>	Az1	Az2	Ma1	Ma2	Ca1	Ca2	1250	2130*	5330	1250	1250	2130*
Az1	Az2	Ma1	Ma2	Ca1	Ca2							
1250	2130*	5330	1250	1250	2130*							

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

Alteração do regime de incêndios.	Alteración del régimen de incendios.	Alteration of the fire regime.
Alterações geomorfológicas (taxa de erosão e sedimentação do solo).	Alteraciones geomorfológicas (tasa de erosión y sedimentación del suelo).	Alterations on geomorphology (erosion rate, sedimentation rate).
Outras alterações no ambiente (regime hidrológico, dinâmica de nutrientes, disponibilidade de luz, alterações de salinidade ou de pH, etc.).	Otras alteraciones en el entorno (régimen hidrológico, dinámica de nutrientes, disponibilidad de luz, cambios de salinidad o de pH, etc.).	Other changes in the environment (hydrology, nutrient dynamics, light availability, changes in salinity, pH, etc.).
Alterações na estrutura da vegetação ou na abundância relativa de espécies nativas ou endémicas ou nos padrões de sucessão natural da vegetação nativa.	Alteraciones en la estructura de la vegetación o en la abundancia relativa de especies nativas o endémicas o en los patrones de sucesión naturales de la vegetación nativa.	Changes in vegetation structure, or in the abundance of native or endemic species, or on the natural succession of native vegetation.

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

Predação.	Predación.	Predation.
Fitofagia (folhas, sementes, raízes, etc.).	Fitofagia (hojas, semillas, raíces, etc.).	Phytophagy (leaves, seeds, roots, etc.).
Competição, pelo espaço ou pelos recursos.	Competencia, por el espacio o por los recursos.	Competition for space or resources.
Pisoteio, produção de danos graves.	Pisoteo, producción de daños graves.	Trampling, production of serious damage.
Transmissão de doenças e parasitas.	Trasmisión de enfermedades y parásitos.	Transmission of diseases and parasites.
Hibridação com espécies endémicas ou nativas.	Hibridación con especies endémicas o nativas.	Hybridation with endemic or native species.
Impedem ou dificultam o recrutamento ou a regeneração de espécies endémicas ou nativas.	Impiden o dificultan el reclutamiento o la regeneración de especies endémicas o nativas.	Impede or reduce the recruitment or the regeneration of endemic or native species.
Facilitam o desenvolvimento de outras espécies invasoras.	Facilitan el desarrollo de otras especies invasoras.	Facilitate the success of other invasive species.



Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

PNC	Parque Nacional Parque Nacional National Park
PNT	Parque Natural Parque Natural Natural Park
RN	Reserva Natural Reserva Natural Nature Reserve
RFR	Reserva Florestal de Recreio Reserva Florestal de Recreio Recreational Forestry Reserve
RFNP	Reserva Florestal Natural Parcial Reserva Florestal Natural Parcial Partial Natural Forestry Reserve
PR	Parque Rural Parque Rural Rural Park
PP	Paisagem Protegida Paisaje Protegido Protected Landscape
MN	Monumento Natural Monumento Natural Natural Monument
Natura 2000	
SIC LIC	Sítio de Interesse Comunitário Lugares de Importancia Comunitaria Sites of Community Interest
ZPE ZEPA	Zona de Protecção Especial Zona de Especial Protección para las Aves Special Protection Areas

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

Az | Ma | Ca

Pri	Ameaçadas ou prioritárias Amenazadas o prioritárias Endangered or priority
EXT	Em perigo de extinção En peligro de extinción In danger of extinction
Vul	Vulneráveis Vulnerables Vulnerable
Int	De interesse especial De interes especial Of special interest
SenHab	Sensíveis a alterações do habitat Sensibles a la alteración de su hábitat Susceptible to habitat change.
Top Mac	Espécies dos Açores no Top 100 da Macaronésia Especies de Azores en el Top 100 de la Macaronesia Azorean species in the Top 100 of Macaronesia
Top Az	Espécies no Top 100 dos Açores Especies en el Top 100 de Azores Species in the Top 100 of Azores
A-II A-IV	Espécies nos anexos da Directiva Habitats Especies en los anexos de la Directiva Hábitats Species included in the Habitats Directive
A-I	Espécies nos anexos da Directiva Aves Especies en los anexos de la Directiva Aves Species included in the Birds Directive
End	Endémicas Endémicas Endemic
Nat	Nativas Nativas Native

Legislação | Legislación | Legislation

Específica | Específica | Specific

- Existe um mandato legal para o controlo ou erradicação da espécie em concreto no âmbito de toda a sua distribuição actual no arquipélago.
- Existe un mandato legal para el control o erradicación de la especie en concreto en el ámbito de toda su distribución actual en el archipiélago.
- There is a legal mandate for the control or eradication of the species in all its distribution area in the archipelago.

Parcial | Parcial | Partial

- Existe um mandato legal para o controlo ou erradicação da espécie em concreto no âmbito de parte da sua distribuição actual no arquipélago.
- Existe un mandato legal para el control o erradicación de la especie en concreto en el ámbito de parte de su distribución actual en el archipiélago.

- There is a legal mandate for the control or eradication of the species in part of its distribution area in the archipelago.

Não específica | No específica | Non specific

- O controlo ou erradicação só se pode apoiar de forma indirecta (não específica) nas normativas de biodiversidade, das áreas protegidas, da sanidade vegetal ou animal, caça, pesca, etc.
- El control o erradicación sólo se puede amparar de forma indirecta (no específica) en la normativa de biodiversidad, áreas protegidas, sanidad vegetal o animal, caza pesca etc.
- The control or eradication might only be supported indirectly (not specifically) on the regulations for biodiversity, protected areas, animal health and plant protection, hunting, fishing, etc.

Referências bibliográficas | Referencias bibliográficas | References

Eur Europa | Europe

Medit Mediterrâneo | Maditerráneo | Mediterranean

Afr África | Africa

Asi Ásia | Asia

Am América | America

Aus Austrália | Australia

NZ Nova Zelândia | Nueva Zelanda | New Zealand

HI Havai | Hawaii

Pacific Ilhas do Pacífico | Islas del Pacífico | Pacific Islands

Temp Zonas Temperadas | Zonas Templadas | Temperate Zones

Trop Zonas Tropicais | Zonas Tropicales | Tropical Zones

Cosmo Cosmopolita | Cosmpolitan

S Santa Maria

M São Miguel

T Terceira

G Graciosa

J São Jorge

P Pico

F Faial

L Flores

C Corvo

M Madeira

PS Porto Santo

D Desertas

S Selvagens

H El Hierro

P La Palma

G La Gomera

T Tenerife

C Gran Canaria

F Fuerteventura

L Lanzarote



Francisco Manuel Fernandes, V. E. Martín Osorio & Luís Silva

Carpobrotus edulis (L.) N. E. Br.

Az *Figo-da-rocha, Chorão*
Ma *Bálsamo, Chorão*
Ca *Bálsamo*
En *Ice plant*

Div *Magnoliophyta*
Cla *Magnoliopsida*
Ord *Caryophyllales*
Fam *Aizoaceae*



Foto de: Carmo Barreto



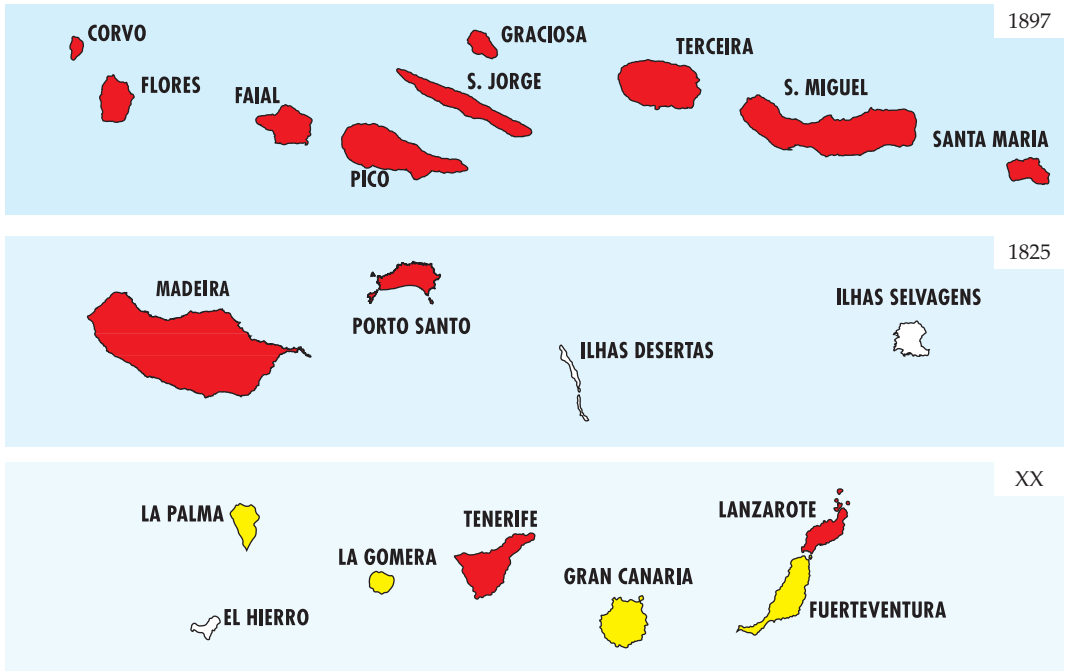
Foto de: Luís Silva

PO Caméfito. Herbácea perene, suculenta, rastejante com ramos longos ramificados, folhas suculentas lanceoladas com secção triangular, 4-10 x 1-1,5 cm com margens avermelhadas, flores 5-10 cm de diâmetro, pedúnculo 1-3 cm, estaminoides amarelados ou cor-de-rosa, fruto 2-3 cm carnudo, sementes embebidas em mucilagem. Reprodução sexuada (centenas de sementes/planta/ano) e assexuada (fragmentos). Introdução intencional (ornamental). Dispersão: i) natural por endozocoria (gaiivotas, ratos e coelhos), ii) plantação em jardins junto ao mar e em bermas de estrada.

ES Caméfito. Herbácea perenne, rastrera y suculenta con ramas largas y ramificadas, hojas suculentas lanceoladas con sección triangular, 4-10 x 1-1,5 cm con márgenes rojos, flores 5-10 cm de diámetro, pedúnculo 1-3 cm, estaminoides amarillos o rosados, fruto 2-3 cm carnoso, semillas embebidas en mucílago. Reproducción sexual (centenas de semillas/planta/año) y asexual (fragmentos). Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: i) natural por endozocoria (gaviotas, ratas y conejos), ii) plantada en jardines junto al mar y en carreteras.

EN Chamaephyte. Succulent, crawling herbaceous perennial with long, ramified stems, succulent, lanceolated leaves with triangular section, 4-10 x 1-1.5 cm with reddish margins, flower 5-10 cm in diameter, peduncle 1-3 cm, staminoides yellow or pink, fruit 2-3 cm fleshy, seeds imbedded in mucilage. Sexual (hundreds of seeds/plant/year) and vegetative (fragments) reproduction. Intentional introduction (ornamental). Dispersal: i) natural by endozoochory (seagulls, rats and rabbits), ii) planted in gardens near the coast and along roads.

NAT S Afr. INT Eur, N Afr, N, C & S Am, Aus, NZ, St Helena.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 2 Dunas costeiras, 1 Costas rochosas, 1 Lavas encordoadas, 1 Arribas, 2 Cinzas vulcânicas, 2 Entulho, 1 Muros. **Ma** 1 Dunas costeiras, 2 Costas rochosas, 2 Matos termo-mediterrânicos, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 2 Habitats naturais degradados. **Ca** 3 Franja litoral halófila (dunas, arribas), 2 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas.

ES Az 2 Arenales costeros, 1 Costas Rocosas, 1 Lavas encordoadas, 1 Acantilados costeros, 2 Cinzas volcánicas, 2 Zonas de deposición de escombros, 1 Muros. **Ma** 1 Arenales costeros, 2 Costas rochosas, 2 Matorrales termo-mediterráneos, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, 2 Hábitats naturales degradados. **Ca** 3 Franja litoral halófila (arenales, acantilados costeros), 2 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas.

EN Az 2 Coastal dunes, 1 rocky shores, 1 lava flows, 1 cliffs, 2 volcanic ash, 2 waste places, 1 walls. **Ma** 1 Coastal dunes, 2 rocky shores, 2 thermo-Mediterranean scrubland, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 2 degraded natural habitats. **Ca** Sand dunes, rocky shores, 2 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas.

Az1	Az2	Ma1	Ma2	Ca1	Ca2
1250	2130*	5330	1250	1250	2130*

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente Estrutura, abundância, sucessão	Otras alteraciones en el entorno Estructura, abundancia, sucesión	Other changes in the environment Structure, abundance, succession	Ma Az Ma

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição Recrutamento Facilitam a invasão	Competencia Reclutamiento Facilitan la invasión	Competition Recruitment Facilitate invasion	Az Ma Az Ma Ca Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES
RN do Figueiral-Praínha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Baía dos Anjos (S), RFR do Valverde (S), RFR do Monte Brasil (T), RFR do Capelo (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F). MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), MNR da Ponta da Ferraria e Pico das Camarinhas (M), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F). SIC Ponta do Castelo PTSMA0022 (S), ZPE Ilhéu da Vila e Costa Adjacente PTZPE0034 (S), SIC Caloura, Ponta da Galera PTMIG0020 (M), Ponta da Galera PTMIG0020 (M), SIC Ilhéu de Baixo, Restinga PTGRA0015 (G), ZPE Ilhéu de Baixo PTZPE0029 (G) (G), SIC Monte da Guia PTFAI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PTFAI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PTFAI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Costa Nordeste – Flores PTFLO0003 (L).
MADEIRA
PNT da Madeira.
CANARIAS
PNT del Archipiélago Chinijo (L-2). PR de Teno (T-13), PR de Anaga (T-12). LIC Archipiélago Chinijo ES7010045 (L).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES
Pri Top Mac <i>Azorina vidalii</i> . Top Az <i>Lotus azoricus</i> , <i>Myosotis maritima</i> . Ameaçadas <i>Silene uniflora</i> subsp. <i>uniflora</i> , <i>Tolpis succulenta</i> . A-II <i>Spergularia azorica</i> , <i>Lotus azoricus</i> *. End <i>Euphorbia azorica</i> , <i>Festuca petraea</i> , <i>Gaudinia coarctata</i> . Nat <i>Crithmum maritimum</i> , <i>Limonium vulgare</i> , <i>Asplenium</i> spp.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

MADEIRA

Pri *Vicia ferreirensis*, *Cheirolophus massonianus*, *Sideritis candicans* var. *multiflora*, *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *succulentum*, *Saxifraga portosanctana*.

A- II *Musschia aurea*, *Calendula maderensis*, *Cheirolophus massonianus*.

A-IV *Musschia aurea*, *Cheirolophus massonianus*, *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *succulentum*, *Saxifraga portosanctana*.

End *Andryala glandulosa* subsp. *glandulosa*, *Cheirolophus massonianus*, *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *succulentum*, *Saxifraga portosanctana*, *Musschia aurea*, *Calendula maderensis*, *Helichrysum devium*, *Echium nervosum*, *Euphorbia piscatoria*, *Sideritis candicans* var. *crassifolia*, *Tolpis succulenta*, *Lotus glaucus*.

Nat *Crithmum maritimum*, *Centaurea melitensis*, *Rapistrum rugosum*, *Silene galica*, *Beta vulgaris*, *Euphorbia helioscopia*, *Euphorbia peplis*, *Euphorbia terracina*.

CANARIAS

Pri Ext *Atractylis arbuscula*.

A-II *Atractylis arbuscula**.

End *Argyranthemum frutescens*, *Schizogyne sericea*, *Euphorbia lamarckii*, *Plocama pendula*, *Kleinia neritifolia*, *Lotus sessilifolius*, *Polycarpaea divaricata*, *Forskaolea angustifolia*.

Nat *Launaea arborescens*, *Frankenia ericifolia*, *Cenchrus ciliaris*, *Hyparrhenia sinaica*, *Bituminaria bituminosa*, *Kickxia sagittata*, *Euphorbia balsamifera*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Parcial	Parcial	Partial	Az
Não específica	No específica	Non specific.	Ma Ca

Az Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS).



V. E. Martín Osorio, W. Wildpret de la Torre, E. Ojeda Land, L. Silva & Francisco Manuel Fernandes

Ageratina adenophora (Spreng.) R. M. King & H. Rob.

Az Abundância, Inça-muito
Ma Abundância
Ca Matoespuma
En Catweed, sticky snakeroot

Div Magnoliophyta
Cla Magnoliopsida
Ord Asterales
Fam Asteraceae



Foto de: Luís Silva



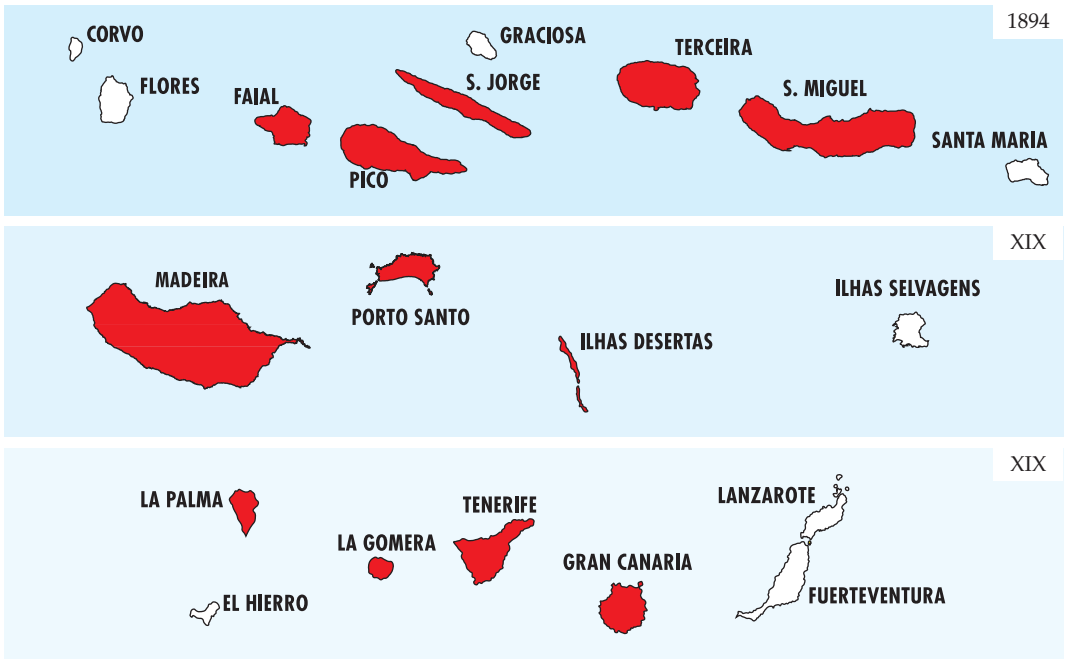
Foto de: O. Rodríguez Delgado

PO Hemiptófito. Herbácea perene até 2 m. Folhas opostas de triangulares a romboidais com nervuras conspicuas e de cor verde escura, 4-12 x 3-9 cm. Flores brancas em capítulos densos de 5 a 8 mm de diâmetro na parte terminal dos ramos. Todas as partes da planta são fortemente aromáticas, podendo causar reações alérgicas. Reprodução sexuada (milhares de sementes/planta/ano) e assexuada (rebentos de raiz). Maturação sexual: 2-3 anos. Introdução accidental: **Az Ca i**) via agrícola, por contaminação de culturas, **Az Ma Ca ii**) é provável que também se tenha usado como ornamental escapando de algum jardim. Dispersão natural por anemocoria.

ES Hemiptófito. Herbácea perenne hasta 2 m. Hojas opuestas de triangulares a romboidales con venas conspicuas y de color verde oscuro de 4 a 12 cm de largo por 3 a 9 cm de ancho. Flores en capítulos densos de 5 a 8 mm de diámetro al final de las ramas de color blanco. Todas las partes de la planta son fuertemente aromáticas lo que puede causar reacciones alérgicas. Reproducción sexual (millares de semillas/planta/año) y asexual (tipo hijuelos de raíz). Madurez sexual: 2-3 años. Introducción accidental: **Az Ca i**) vía agrícola, por contaminación de cultivos, **Az Ma Ca ii**) es probable que también se usara como ornamental escapando de algún jardín. Dispersión natural por anemocoria.

EN Hemipterophyte. Herbaceous perennial up to 2 m. Leaves opposite, from triangular to rhombic with conspicuous dark green veins, with 4-12 x 3-9 cm. Flowers white in dense capitula with 5-8 mm in diameter, at the apex of stems. All plant parts are very aromatic which may cause allergy. Sexual (thousands of seeds/plant/year) and vegetative (growth from roots) reproduction. Maturation: 2-3 years. Accidental introduction: **Az Ca i**) contamination of crops, **Az Ma Ca ii**) it is possible that it has also been used as an ornamental and has escaped from gardens. Natural dispersal by anemochory.

NAT C Am (Mexico). INT Eur, Cape Verde, Afr, India, SE Asi, N Am, Oceania, New Guinea, Pacific, HI, Trinidad & Tobago.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 3 Arribas, 1 Margens de ribeiras e cursos de água, 2 Bermas de estrada, 3 Mato de *Pittosporum*, 3 Entulho. **Ma** 2 Costas rochosas, 2 Arribas, 2 Matos termo-mediterrânicos, 2 Urzal de substituição da Laurissilva do Barbusano, 2 Urzal de substituição da Laurissilva do Til, 2 Zambujal, 2 Laurissilva do Barbusano (Laurissilva mediterrânica), 2 Laurissilva do Til (Laurissilva temperada), 2 Laurissilvas ripícolas (Sabugal, Laurissilva do Vinhático, Seixal), 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 1 Terrenos abandonados, 1 Habitats naturais degradados. **Ca** 5 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 3 Matos de média altitude, 2 Bosques húmidos de montanha (2 Bosque higrofitico, 3 Bosque mesofitico, 1 Matos de urze e faia), 1 Zonas húmidas do interior (2 Enclaves húmidos, 3 Charcos e tanques, 1 Canais), 4 Zonas urbanizadas.

ES Az 3 Acantilados costeros, 1 Márgenes de riberas, 2 Borde de carreteras, 3 Matorral de *Pittosporum*, 3 Zonas de deposición de escombros. **Ma** 2 Costas rocosas, 2 Acantilados costeros, 2 Matos termo-mediterrâneos, 2 Erial de substitución de la Laurissilva de *Apollonias*, 2 Erial de substitución de la Laurissilva de *Ocotea*, 2 Microfloresta de la oliva de Madeira, 2 Laurissilva de *Apollonias* (Laurissilva mediterrânea), 2 Laurissilva de *Ocotea* (Laurissilva templada), 2 Laurissilvas riparias (bosque de *Sambucus*, Laurissilva de *Persea*, bosque de *Salix*), 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, 1 Terrenos abandonados, 1 Habitats naturales degradados. **Ca** 5 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 3 Matorrales de medianías, 2 Bosques montanos húmedos (2 Monteverde arbóreo higrofitico, 3 Monteverde arbóreo mesofitico, 1 Brezales y fayal-brezales arbustivos), 1 Ambientes riparios de interior (2 Manantiales, rezumaderos y otros enclaves húmedos, 3 Charcas y estanques, 1 Sistemas artificiales de conducción, canales y acequias, 4 Zonas urbanizadas.

EN Az 3 Cliffs, 1 water stream margins, 2 roadsides, 3 *Pittosporum* scrubland, 3 waste places. **Ma** 2 rocky shores, 2 cliffs, 2 thermo-Mediterranean scrubland, 2 heath substituting *Apollonias* laurel forest, 2 heath substituting *Ocotea* laurel forest, 2 Madeira olive microforest, 2 *Apollonias* laurel forest (Mediterranean laurel forest), 2 *Ocotea* laurel forest (temperate laurel forest), 2 riparian laurel forest (*Sambucus* woodland, *Persea* laurel forest, *Salix* woodland), 1 Cultivated and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 1 abandoned land, 1 degraded natural habitats. **Ca** 5 Cultivated and anthropogenous vegetation, 3 middle elevation scrubland, 2 mountain humid woodland (2 higrophytic, 3 mesophytic, 1 heaths and *Morella* scrubland), 1 inland wetlands (2 water-springs, infiltration areas and other wetlands, 3 ponds and reservoirs, 1 ditches), 4 urban areas.



Az	Ma1	Ma1	Ma1	Ma2	Ca1	Ca2	Ca3
1250	1250	5330	8220	9360*	9360*	4050*	5330

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	Az	Ma	Ca
Estrutura, abundância, sucessão Outras alterações no ambiente	Estructura, abundancia, sucesión Otras alteraciones en el entorno	Structure, abundance, succession Other changes in the environment			
				Ma	Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	Az	Ma	Ca
Competição Recrutamento Facilitam a invasão	Competencia Reclutamiento Facilitan la invasión	Competition Recruitment Facilitate invasion			
				Ma	Ca
					Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RFR do Monte Brasil (T), RFR do Capelo (F).

PP da Vinha (P).

ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PTZPE0033 (M), SIC Ponta dos Rosais PTJOR0013 (J), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PTJOR0014 (J), SIC Montanha do Pico, Prainha e Caveiro PTPIC0009 (P), SIC Ponta da Ilha PTPIC0010 (P), ZPE Ponta da Ilha PTZPE0025 (P), ZPE Zona Central do Pico PTZPE0027 (P), SIC Ponta do Varadouro PTFAI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F).

MADEIRA

PNT da Madeira.

SIC Laurissilva da Madeira PTMAD0001, Achadas da Cruz PTMAD0005, Ilhas Desertas PTDES0001.

CANARIAS

PNC Caldera Taburiente (P-0), PNT de las Nieves (P-3), PNC Garajonay (G-0), PNT de Corona Forestal (T-11).

RN Integral Mencáfete (H-1), RN Especial Tibataje (H-3), RN Especial Guelguén (P-2).

PR Frontera (H-4), PR de Valle Gran Rey (G-4), PR Anaga (T-12), PR Tenos (T-13), PP del Barranco de las Angustias (P-14), PP de las Lagunetas (T-29), PP de los Acantilados de la Culata (T-33), PP de los Campeches, Tigaiga y Ruíz (T-34).

LIC Mencáfete ES7020001 (H), Frontera ES7020099 (H), Caldera Taburiente (ES0000043) (P), Monteverde de Gallegos-Franceses ES7020091 (P), Las Nieves ES7020010 (P), Monteverde de Barranco Seco - Barranco del agua ES7020093 (P), Barranco de las Angustias ES7020021 (P), El Paso y Santa Cruz de la Palma ES7020085 (P), Garajonay ES0000044 (G), Teselinde-Cabecera de Vallehermoso ES7020097 (G), Barranco del Cedro y Liria ES7020109 (G), Laderas de Encheda ES7020101 (G), Valle Alto de Valle Gran Rey ES70200104 (G), Anaga ES7020095 (T), Las Lagunetas ES7020069 (T), Corona Forestal ES7020054 (T), Acantilados de la Culata ES7020073 (T), Los Campeches, Tigaiga y Ruíz ES7020074 (T), Tenos ES7020096 (T), Los Tilos de Moya ES70100005 (C), Barranco de la Virgen ES7010038 (C), El Nublo II ES7010039 (C), Tamadaba ES0000111 (C), Los Marteles ES70100006 (C), Barranco de Guayadeque ES7010041 (C).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Azorina vidalii*. Top Az *Pericallis malvifolia* subsp. *malvifolia*. Ameaçadas *Polypodium azoricum*, *Tolpis succulenta*.

End *Gaudinia coarctata*.

Nat *Asplenium* spp., *Athyrium felix-femina*.

MADEIRA

A-II *Musschia aurea*, *Sibthorpia peregrina*.

A-IV *Musschia aurea*, *Sibthorpia peregrina*.

End *Aichryson divaricatum*, *Andryala glandulosa* subsp. *glandulosa*, *Echium nervosum*, *Euphorbia piscatoria*, *Pericallis aurita*.

Nat *Carlina salicifolia*, *Tolpis succulenta*, *Erysimum bicolor*, *Aichryson villosum*, *Phyllis nobla*.

CANARIAS

Pri Ext *Solanum vesperitilo* subsp. *vesperitilo*, *Sambucus palmensis*, *Pericallis apendiculata* var. *preauxiana*, *Sideritis discolor*, *Isoplexis chalcantha*, *Christella dentata*, *Cheirolophus metlesicsii*, *Morella rivas-martinezii*. **SenHab** *Athyrium filix-femina*, *Pimpinella anagodendron*, *Pericallis multiflora*, *Semele gayae*, *Scrophularia calliantha*, *Androcymbium psamophilum*, *Teline rosmarinifolia* subsp. *rosmarinifolia*, *Ferula latipinna*, *Aichryson brevipedatum*, *Teline splendens*, *Senecio hermosae*, *Cheirolophus sventenii* subsp. *sventenii*. *Cheirolophus webbiana*, *Argyranthemum adauctum* subsp. *jacobaefolium*. **Vul** *Osyris quadripartita* var. *canariensis*, *Cicer canariense*.

A-II *Androcymbium psamophilum**, *Isoplexis chalcantha**, *Sambucus palmensis**, *Sideritis discolor**, *Morella rivas-martinezii* *.

A- IV *Ferula latipinna*.

End *Salix canariensis*, *Argyranthemum broussoneti*, *Urtica morifolia*, *Geranium canariense*, *Ixanthus viscosus*, *Pericallis tussilaginis*, *Cedronella canariensis*, *Isoplexis canariensis*, *Micromeria hyssopifolia*, *Micromeria varia*, *Phyllis nobla*, *Hypericum grandifolium*, *Rubus bollei*, *Canarina canariensis*, *Hypericum canariense*, *Andryala pinnatifida*, *Bystropogon canariensis*, *Cedronella canariensis*, *Pericallis cruenta*, *Crambe strigosa*.

Nat *Rubus ulmifolius*, *Morella faya*, *Vinca major*, *Ranunculus cortusifolius*, *Myosotis latifolia*, *Origanum virens*, *Calamintha sylvatica*, *Rubia agostinhoi*, *Brachypodium sylvaticum*, *Galium scabrum*, *Daphne gnidium*, *Erica arborea*, *Asplenium onopteris*, *Bituminaria bituminosa*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica	No específica	Non specific	Az Ma
Parcial	Parcial	Parcial	Ca

Ca Plan Director de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno en Tenerife (BOC nº 27 de 28 de febrero de 2001). Normas de Conservación del Sitio de Interés Científico de Interián en Tenerife.

Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2006), Capdevila *et al.* (2006), Dana Sanchez *et al.* (2005), Jardim *et al.* (2006), Press & Short (1994), Sanz Elorza *et al.* (2004), Schaefer (2002), Silva (2001), Vieira (2002).



Francisco Manuel Fernandes, A. García Gallo & Luís Silva

Ulex europaeus L.

Az Carqueja, Tojo, Pica-rato
Ma Carqueja
Ca Tojo
En Gorse

Div Magnoliophyta
Cla Magnoliopsida
Ord Fabales
Fam Fabaceae



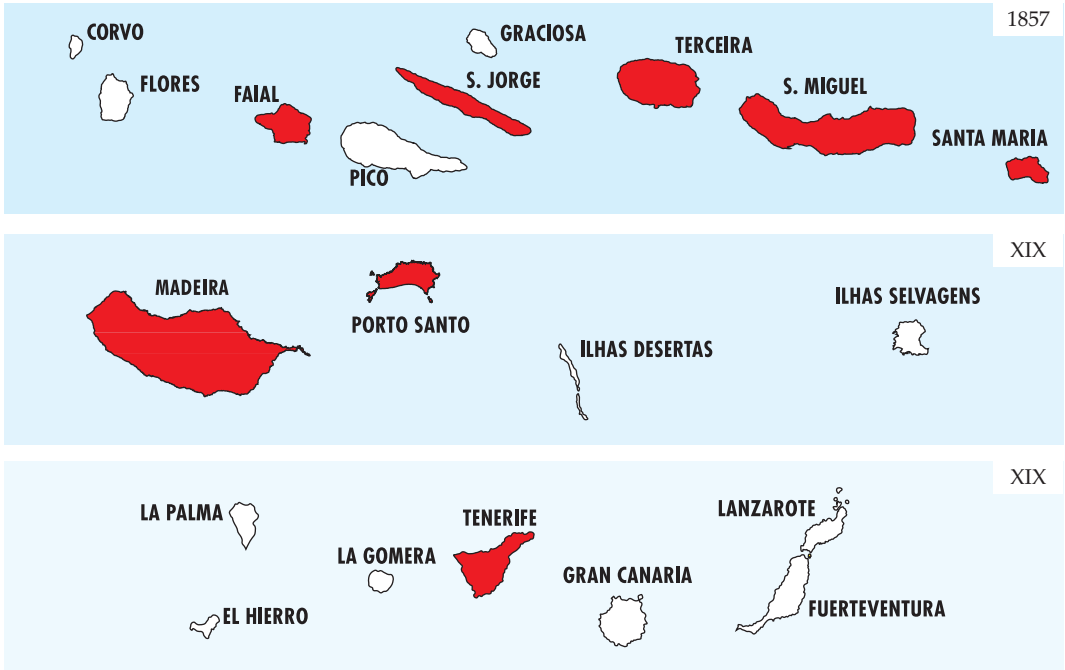
Fotos de: Luís Silva

PO Nanofanerófito. Arbusto espinhoso muito ramificado, até 2 m. Folhas reduzidas a filódios espinhosos rígidos. Cálice 10-17 mm amarelado densamente viloso e persistente, corola amarela, 15-20 mm. Vagem 14-19 mm x 6-8 mm, ligeiramente comprimida, vilosa com 4-6 sementes, verde acastanhadas, reniformes. Reprodução sexuada (centenas a milhares de sementes/planta/ano) e assexuada (fragmentos). Maturação sexual: 2-3 anos. **Az Ma** Introdução intencional (ornamental e sebes). **Ca** Introdução accidental. Dispersão: i) natural por autocoria, hidrocoria (Az) e zoocoria, ii) é favorecida por alterações do território, transportada em máquinas e pelos humanos.

ES Nanofanerófito. Arbusto espinoso muy ramificado, hasta 2 m, hojas reducidas a filódios espinhosos rígidos, cáliz 10-17 mm amarillo, densamente peloso, persistente, corola amarilla, 15-20 mm, legumbre 14-19 mm x 6-8 mm, ligeramente comprimido, peloso con 4-6 semillas, verde marrón, reniformes. Reproducción sexual (centenas a millares de semillas/planta/año) y vegetativa (fragmentación). Madurez sexual: 2-3 años. **Az Ma** Introducción intencionada (ornamental y setos). **Ca** Introducción accidental. Dispersión: i) natural por autocoria, hidrocoria (Az) y zoocoria, ii) se favorece por alteración del territorio, es transportada en máquinas y por los humanos.

EN Nanophanerophyte. Spiny shrub densely ramified, up to 2 m, leaves reduced to spiny phyllodes, calyx 10-17 mm yellow, densely villous, persistent, corolla yellow, 15-20 mm, pod 14-19 mm x 6-8 mm, slightly compressed, villous with 4-6 seeds, brownish green, reniform. Sexual (hundreds to thousands of seeds/plant/year) and vegetative (fragmentation) reproduction. Maturation 2-3 years. **Az Ma** Intentional introduction (ornamental and hedgerows). **Ca** Accidental introduction. Dispersal i) natural by autochory, hydrochory (Az) and zoochory, ii) favored by land changes, and translocated by machines and humans.

NAT W & C Eur. INT S Eur, N Afr, S Afr, Mascarenes, India, China, Indonesia, N, C & S Am, St. Helena, Aus, Tasmania, NZ, Pacific.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 3 Arribas, 2 Pastos abandonados, 2 Ravinas, 3 Margens da floresta laurifólia, 1 Matos macaronésicos. **Ma** 3 Urzal de substituição da Laurissilva do Til, 2 Urzal de altitude, 2 Vegetação rupícola de altitude, 1 Pastagens, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Habitats naturais degradados. **Ca** 1 Bosques húmidos de montanha (2 Bosque mesofítico, 3 Bosque xerofítico), 1 Matos de urze e faia, 3 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 2 Matos de média altitude, 4 Zonas urbanizadas.

ES Az 3 Acantilados costeros, 2 Pastizales abandonados, 2 Barrancos, 3 Márgenes de la Laurisilva, 1 Matorrales macaronésicos. **Ma** 3 Erical de substitución de la Laurisilva de *Ocotea*, 2 Erical de altitud, 2 Vegetación rupícola de altitud, 1 Pastizales, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Hábitats naturales degradados. **Ca** 1 Bosques montanos húmedos (2 Monteverde arbóreo mesofítico, 3 Monteverde arbóreo xerofítico), 1 Brezales y fayal-brezales arbustivos, 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 2 Matorrales de medianías, 4 Zonas urbanizadas.

EN Az 3 Cliffs, 2 abandoned pastures, 2 ravines, 3 margins of the laurel forest, 1 Macaronesian scrubland. **Ma** 3 Heath substituting *Ocotea* laurel forest, 2 high elevation heaths, 2 high elevation rupicolous vegetation, 1 pastures, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 degraded natural habitats. **Ca** 1 Mountain humid woodland (2 mesophytic, 3 xerophytic), 1 heaths, 3 cultivated and anthropogenous vegetation, 2 medium elevation scrubland, 4 urban areas.

Az	Ma1	Ma2	Ma3	Ca1	Ca2	Ca3
9360*	6180	8220	9360*	4050*	9360*	5330



Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Regime de incêndios	Régimen de incendios	Fire regime	Ma
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Ma Ca
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma Ca
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Ma Ca
Facilitam a invasão	Facilitan la invasión	Facilitate invasion	Ma

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN do Figueiral-Praínha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RFR do Valverde (S), RFR das Fontinhas (S), RFR da Mata do Alto (S), RN da Lagoa do Fogo (M), RFNP da Serra de Santa Bárbara e Mistérios Negros (T), RFR da Mata da Esperança (T), RN do Morro Alto e Pico da Sé (L).

MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), PP das Sete Cidades (M).

SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), ZPE Ilhéu da Vila e Costa Adjacente PTZPE0034 (S), SIC Lagoa do Fogo PTMIG0019 (M), ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PTZPE0033 (M), SIC Serra de Santa Bárbara e Pico Alto PTTER0017 (T), SIC Caldeira e Capelinhos PTF AI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Zona Central – Morro Alto PTFLO0002 (L).

MADEIRA

PNT da Madeira

SIC Laurissilva da Madeira PTMAD0001, Maciço Montanhoso Central da Ilha da Madeira PTMAD0002.

CANÁRIAS

PNT de Corona Forestal (T-11).

RN Especial de Chinyero (T-10).

PR de Anaga (T-12), PR de Tenos (T-13), PP Acantilados de La Culata (T-33), PP de Los Campeches, Tigaiga y Ruiz (T-34).

LIC Tenos ES7020096 (T), Acantilados de La Culata ES7020073 (T), Los Campeches, Tigaiga y Ruiz ES7020074 (T), Corona Forestal ES7020054 (T), Acantilado Costero de Los Perros ES7020113 (T), Chinyero ES7020052 (T).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Laurus azorica*. Top Az *Picconia azorica*, *Ilex perado* subsp. *azorica*, *Vaccinium cylindraceum*, *Viburnum treleasei*.

A-II *Picconia azorica*.

End *Erica azorica*.

Nat *Morella faya*, *Myrsine africana*.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

MADEIRA

Pri *Bunium brevifolium*, *Melanoselinum decipiens*, *Plantago malato-belizii*, *Cerastium vagans* var. *vagans*, *Anthyllis lemnniana*, *Armeria maderensis*, *Viola paradoxa*, *Orchis scopulorum*, *Luzula seubertii*, *Agrostis obtusissima*, *Deschampsia maderensis*, *Parafestuca albida*.

A-II *Cirsium latifolium*, *Echium candicans*, *Anthyllis lemnniana*, *Plantago malato-belizii*, *Melanoselinum decipiens*, *Odontites holliana*, *Viola paradoxa*.

A-IV *Cirsium latifolium*, *Echium candicans*, *Orchis scopulorum*, *Bunium brevifolium*, *Anthyllis lemnniana*, *Plantago malato-belizii*, *Melanoselinum decipiens*, *Viola paradoxa*.

End *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *montanum*, *Crepis vesicaria* subsp. *andryaloides*, *Tolpis macrorrhiza*, *Sinapidendron frutescens* var. *frutescens*, *Aeonium glandulosum*, *Sedum farinosum*, *Erica maderensis*, *Erica platycodon* subsp. *madericola*, *Vaccinium padifolium*, *Genista tenera*, *Teline maderensis*, *Vicia capreolata*, *Geranium palmatum*, *Satureja varia* subsp. *thymoides* var. *cacuminicolae*, *Sideritis candicans* var. *candicans*, *Thymus micans*, *Rumex bucephalophorus* subsp. *canariensis* var. *fruticescens*, *Galium productum*, *Saxifraga maderensis* var. *pickeringii*, *Anthoxanthum maderense*, *Deschampsia maderensis*.

Nat *Bupleurum salicifolium* subsp. *salicifolium*, *Andryala glandulosa* subsp. *varia*, *Carlina salicifolia*, *Arabis caucasica*, *Silene gallica*, *Silene vulgaris*, *Umbilicus rupestris*, *Erica arborea*, *Neotinea maculata*, *Phyllis nobla*, *Rumex maderensis*, *Cedronella canariensis*, *Erysimum bicolor*.

CANARIAS

Pri SenHab *Carex perrauderiana*. **Vul** *Aeonium ciliatum*.

End *Teline canariensis*, *Phyllis nobla*, *Hypericum grandifolium*, *Globularia salicina*, *Micromeria hyssopifolia*, *Micromeria varia*, *Andryala pinnatifida*, *Cistus symphytifolius*, *Rumex lunaria*, *Argyranthemum broussonetii*, *Carlina salicifolia*, *Plantago arborescens*, *Aeonium urbicum*, *Artemisia thuscula*.

Nat *Erica arborea*, *Rubus ulmifolius*, *Ranunculus cortusifolius*, *Daphne gnidium*, *Asplenium onopteris*, *Brachypodium sylvaticum*, *Smilax aspera*, *Origanum virens*, *Bituminaria bituminosa*, *Cistus monspeliensis*, *Pteridium aquilinum*, *Galium scabrum*, *Calamintha sylvatica*, *Davallia canariensis*, *Rumex maderensis*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Parcial	Parcial	Partial	Az
Não específica	No específica	Non specific	Ma
Parcial	Parcial	Partial	Ca

Az Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS).

Ca Plan Director de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno en Tenerife (BOC nº 27 de 28 de febrero de 2001). Normas de Conservación del Sitio de Interés Científico de Interián en Tenerife.



V. E. Martín Osorio, W. Wildpret de la Torre, E. Ojeda Land, Luís Silva & Francisco Manuel Fernandes

Agave americana L.

Az *Piteira*
Ma *Piteira*
Ca *Piteira común*
En *Century plant*

Div *Magnoliophyta*
Cla *Liliopsida*
Ord *Asparagales*
Fam *Agavaceae*

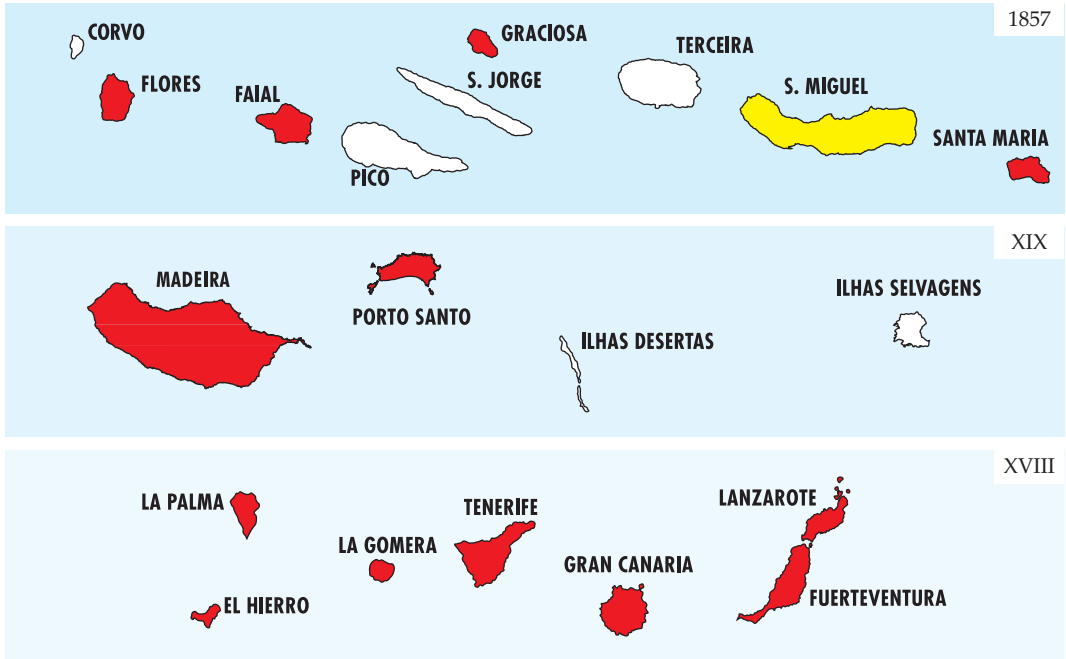


Foto de: E. Ojeda Land

PO Hemcriptófito. Perene, acaule, resistente a terrenos áridos. Folhas grandes, lanceoladas e suculentas de cor branco-azulada ou branco-acinzentada, saindo todas do centro onde permanecem enroladas num talo central, onde se vão formando, até à sua separação, com espinhos nas margens de quase 2 cm, muito agudos e finos. Floresce uma única vez por volta dos 20 a 30 anos, morrendo em seguida. Reprodução assexuada (rebentos da raiz e bolbilhos que surgem nas hastes florais) e sexuada (dezenas de sementes/planta). **Az** Introdução intencional (ornamental e gado). **Ma** Introdução intencional (ornamental e têxtil). **Ca** Introdução intencional (agrícola e alimentar). Dispersão: i) natural, vegetativa, ii) plantações ocasionais.

ES Hemcriptófito. Perenne, acaule, resistente a terrenos áridos. Hojas grandes, lanceoladas y carnosas de color blanco-azulado o blanco-grisáceo, saliendo todas desde el centro donde permanecen enrolladas a un tallo central donde se van formando hasta su separación, con espinas en su borde de casi 2 cm muy agudas y finas. Florece una única vez en su vida tras 20 a 30 años y muere tras ella. Reproducción asexual (tipo hijuelos de raíz y bulbillos que surgen en las hastes florales) y sexual (dezenas de semillas/planta). **Az** Introducción intencionada (ornamental y ganadería). **Ma** Introducción intencionada (ornamental y textil). **Ca** Introducción intencionada (agrícola y alimentaria). Dispersión: i) natural, vegetativa, ii) plantaciones ocasionales.

EN Hemicyptophyte. Perennial, without stem, resistant to arid soils. Leaves long, lanceolated and succulent, bluish-white or grayish-white, emerging all from the center, where they remain rolled until full development, with marginal acute and thin spines about 2 cm long. Flowers only once, after being 20 to 30 years old. Vegetative (root suckers and bulbils that grow on the floral shoot) and sexual reproduction (tens of seeds/plant). **Az** Intentional introduction (ornamental and cattle). **Ma** Intentional introduction (ornamental and textil). **Ca** Intentional introduction (agriculture and food). Dispersal: i) vegetative, ii) occasional plantations.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 1 Arribas, 3 Pastagens, 2 Matos costeiros. **Ma** 1 Costas rochosas, 1 Arribas, 1 Matos termo-mediterrânicos, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 1 Habitats naturais degradados. **Ca** Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 4 Matos costeiros, 2 Urzais e matos desérticos, 1 Matos xerofíticos de baixa altitude, 3 Matos de média altitude, 7 Bosque de *Juniperus* spp., 8 Bosques húmidos de montanha (2 Bosque xerofítico, 1 Matos de urze e faia), 6 Zonas urbanizadas.

ES Az 1 Acantilados costeros, 3 Pastizales, 2 Matorrales costeros. **Ma** 1 Costas rocosas, 1 Acantilados costeros, 1 Matorrales termo-mediterráneos, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, 1 Hábitats naturales degradados. **Ca** 5 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 4 Matorrales de ambientes costeros no excesivamente halófilos, 2 Ericaies y matorrales desérticos, 1 Zonas de matorral xerofítico del piso basal, 3 Matorrales de medianías, 7 Bosques de *Juniperus* spp. (Sabinares), 8 Bosques montanos húmedos (2 Monteverde arbóreo xerofítico, 1 Brezales y fayal-brezales arbustivos), 6 Zonas urbanizadas.

EN Az 1 Cliffs, 3 pastures, 2 coastal scrubland. **Ma** Rocky shores 1, 1 cliffs, 1 thermo-Mediterranean scrubland, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 1 degraded natural habitats. **Ca** 5 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 4 coastal scrubland, 2 heaths and desert scrubland, 1 low elevation xerophytic scrubland, 3 medium elevation scrubland, 7 *Juniperus* spp. woodland, 8 mountain humid woodland (2 xerophytic, 1 heath and *Morella* scrubland), 6 urban areas.

Az	Az	Ma	Ma	Ca1	Ca2	Ca3	Ca4	Ca5	Ca5	Ca6
4050*	1250	1250	5330	5330	9560*	9320	4050*	1250	9360*	9370*



Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente Estrutura, abundância, sucessão	Otras alteraciones en el entorno Estructura, abundancia, sucesión	Other changes in the environment Structure, abundance, succession	Ma Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma Ca
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma Ca
Facilitam a invasão	Facilitan la invasión	Facilitate invasion	Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RNR da Figueiral-Prainha, RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía de S. Lourenço, RN da Baía dos Anjos (S), RFR Valverde (S), RFR da Mata do Alto (S), RFR do Capelo (F).

MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F).

SIC Ponta do Castelo PTSMA0022 (S), ZPE Ilhéu da Vila e Costa Adjacente PTZPE0034 (S), SIC Ponta Branca PTGRA0016 (G), SIC Ilhéu de Baixo, Restinga PTGRA0015 (G), ZPE Ilhéu de Baixo PTZPE0029 (G), ZPE Furnas/Santo António PTZPE0026 (P), SIC Monte da Guia PTFAI0005 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Zona Central – Morro Alto PTFLO0002 (L), ZPE Costa Sul e Sudoeste PTZPE0021 (L).

MADEIRA

PNT da Madeira

SIC Ilhéus do Porto Santo PTPOR0001, Moledos - Madalena do Mar PTMAD0006.

CANARIAS

PNC de la Caldera Taburiente (P-0), PNC de Garajonay (G-0), PNT de Cumbre Vieja (P-4).

RN Especial de Barranco del Infierno (T-8).

PR de Tenó (T-13), PR de Anaga (T-12), PP de los Acantilados de la Culata (T-33), PP de los Campechez, Tigaiga y Ruíz (T-34), MN de la Montaña de Tindaya (F-6).

LIC Tenó ES7020096 (T), Los Campeches, Tigaiga y Ruíz ES2007074 (T), Anaga ES7020095 (T), Barranco del Infierno ES7020051 (T), Azuaje ES7010004 (C), Betancuria ES7010062 (F), Timanfaya ES0000141 (F), Malpaís de la Arena ES7010023 (F), Montaña del Cepo ES7020098 (G), Risco de la Concepción ES7020014 (P), Tamanca ES7020022 (P), Garóé ES0000102 (H), Teselinde-Cabecera de Vallehermoso ES7020097 (G), ZEPA Frontera ES0000104 (H), Garóé ES0000102 (H).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Azorina vidalii*. Top Az *Lotus azorica*, *Picconia azorica*. Ameaçadas *Silene uniflora* subsp. *uniflora*, *Tolpis succulenta*, *Daucus carota* subsp. *azoricus*.

End *Erica azorica*, *Euphorbia azorica*, *Festuca petraea*, *Gaudinia coarctata*.

Nat *Morella faya*, *Myrsine africana*.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

MADEIRA

End *Andryala glandulosa* subsp. *glandulosa*, *Echium nervosum*, *Euphorbia piscatoria*, *Aeonium glutinosum*, *Sedum nudum*.

Nat *Carlina salicifolia*, *Globularia salicina*, *Phyllis nobla*.

CANARIAS

Pri Ext *Anagyris latifolia*, *Asparagus fallax*, *Euphorbia bourgeauana*, *Kunkeliella subsucculenta*, *Solanum lidii*. **SenHab** *Caralluma burchardii*, *Crambe arborea*, *Crambe laevigata*, *Dorycnium broussonetii*, *Echium triste*, *Sideritis infernalis*, *Solanum vespertilio* subsp. *vespertilio*, *Aeonium balsamiferum*, *Dracaena draco*, *Ferula latipinna*, *Crepis canariensis*. **Vul** *Aeonium ciliatum*, *Lavatera acerifolia*.

A-II *Caralluma burchardii*, *Crambe arborea**, *Crambe laevigata*, *Anagyris latifolia**, *Sideritis infernalis*, *Kunkeliella subsucculenta*, *Solanum lidii**, *Ferula latipinna*.

A-IV *Dracaena draco*.

End *Argyranthemum frutescens*, *Micromeria hyssopifolia*, *Micromeria varia*, *Artemisia thuscula*, *Rumex lunaria*, *Euphorbia lamarckii*, *Plocama pendula*, *Ceropegia dichotoma*, *Helianthemum canariense*, *Euphorbia atropurpurea*, *Euphorbia canariensis*, *Kleinia neriifolia*, *Rubia fruticosa*, *Lotus sessilifolius*, *Lavandula canariensis*, *Pericallis lanata*, *Allagopappus dichotomus*, *Polycarpha divaricata*, *Aeonium holochrysum*, *Aeonium urbicum*, *Hypericum reflexum*, *Pancremium canariensis*, *Jasminum odoratissimum*, *Asparagus arborescens*, *Asparagus umbellatus*, *Carlina salicifolia*, *Retama rhodorhizoides*, *Gonospermum fruticosum*, *Lavatera acerifolia*, etc.

Nat *Periploca laevigata*, *Cistus monspeliensis*, *Euphorbia balsamifera*, *Cenchrus ciliaris*, *Hyparrhenia hirta*, *Aristida adscensionis*, *Bituminaria bituminosa*, *Phagnalon saxatile*, *Globularia salicina*, *Asphodelus ramosus*, *Drimia maritima*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica Parcial	No específica Parcial	Non specific Partial	Az Ma Ca
Ca Plan Director de la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno (BOC nº 27 de 28 de febrero de 2001).			



Luís Silva, Rodolfo Corvelo, Mónica Moura, E. Ojeda Land & Francisco Manuel Fernandes

Arundo donax L.

Az *Cana*
Ma *Cana-vieira*
Ca *Caña común*
En *Giant reed*

Div *Magnoliophyta*
Cla *Liliopsida*
Ord *Poales*
Fam *Poaceae*



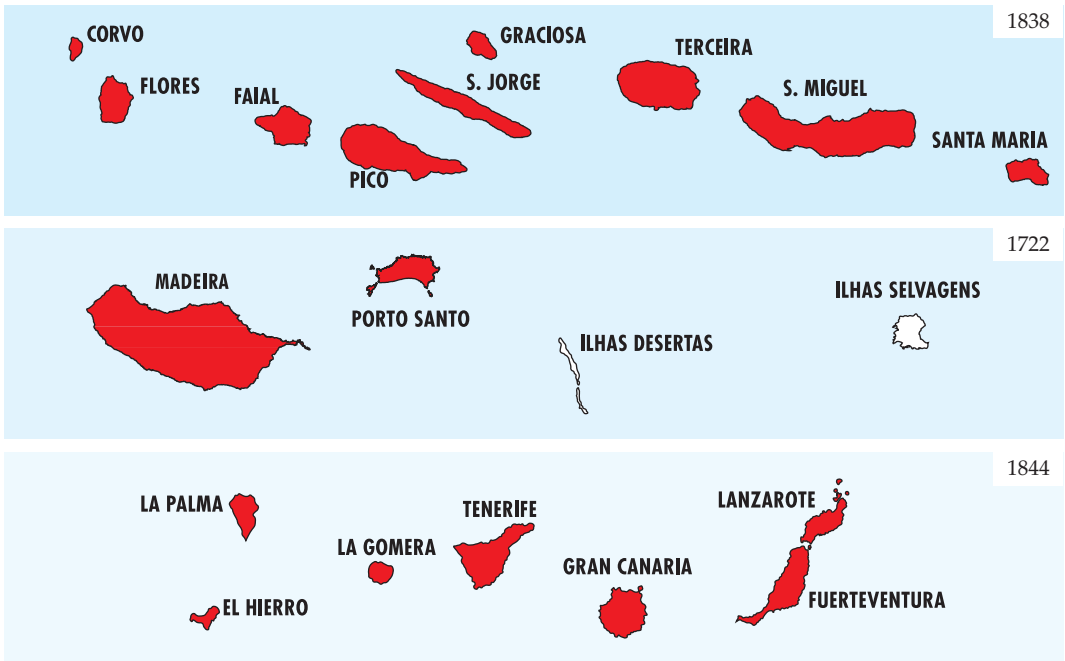
Fotos de: Luís Silva

PO Microfanerófito, hidrófito e geófito rizomatoso. Gramínea perene, com caule simples, erecto, ± lenhoso, oco, glabro, atingindo os 6 m de altura. Folhas caulinares, 60 x 1-8 cm, lanceoladas-lineares, achatadas, alternas, verdes, tornando-se acastanhadas nos meses de Inverno. Inflorescências paniculares, terminais, 30-60 cm, oblongas, com 2 a 5 flores em espiguetas de 11-14 mm. Reprodução assexuada por rizomas. **Az** Introdução intencional (sebes, fixação de taludes). **Ma** Introdução intencional (sebes, fixação taludes, artesanato, agricultura, ornamentação). **Ca** Introdução intencional (agricultura). Dispersão: i) crescimento dos rizomas, hidrocoria, ii) antropocórica por transporte de fragmentos do rizoma.

ES Microfanerófito, higrófito y geófito rizomatoso. Gramínea perenne, con tallo simples, erecto, ± leñoso, hueco, glabro, alcanzando los 6 m de altura. Hojas del tallo, 60 x 1-8 cm, lanceoladas-lineares, achatadas, alternas, verdes, tornando-se verde-marrón en los meses de invierno. Inflorescencias paniculares, terminales, 30-60 cm, oblongas, con 2 a 5 flores en espiguetas de 11-14 mm. Reproducción vegetativa por crecimiento de los rizomas. **Az** Introducción intencionada (setos, fijación de taludes). **Ma** Introducción intencionada (setos, fijación de taludes, artesanía, agricultura, ornamentación). **Ca** Introducción intencionada (agricultura). Dispersión: i) crecimiento de los rizomas, hidrocoria, ii) antrópica por plantación de porciones del rizoma.

EN Microfanerophyte, hydrophyte and rhizomatous geophyte. Perennial grass, with simple, glabrous, erect hollow, somewhat woody stems, reaching 6 m tall. Stem leaves about 60 x 1-8 cm, lanceolated-linear, flattened, alternate, green, becoming brownish in winter months. Inflorescences terminal panicles, 30-60 cm, oblong, with 2 to 5 flowers in 11-14 mm spikelets. Vegetative reproduction by rhizome growth. **Az** Intentional introduction (hedgerows, soil fixation). **Ma** Intentional introduction (hedgerows, soil fixation, handcraft, agriculture, ornamental). **Ca** Intentional introduction (agriculture). Dispersal by rhizome growth, by hydrochory, and by anthropochory (transport of rhizome portions).

NAT E Eur, Medit, Temp & Trop Asi.
INT N & S Temp & Subtrop, N & S Am, Aus, NZ.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 2 Dunas costeiras (vegetação dunar, prados costeiros), 1 Arribas, 2 Zonas húmidas costeiras, 2 Praias de calhau rolado ou areia, 1 Matos costeiros, 3 Pastagens permanentes e semi-naturais, 2 Prados de *Festuca*, 2 Águas Correntes, 2 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 1 Sebes, 2 Valas, 2 Entulhos, 3 Bermas de estrada. **Ma** 1 Dunas costeiras, 1 Costas rochosas, 1 Arribas, 1 Matos termo-mediterrânicos, 1 Urzal de substituição da Laurissilva do Barbusano, 2 Zambujal, 2 Laurissilva do Barbusano (Laurissilva mediterrânica), 2 Laurissilva do Til (Laurissilva temperada), 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 1 Habitats naturais degradados. **Ca** 3 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 3 Enclaves húmidos, 4 Zonas urbanizadas, 1 Leitos de barrancos a baixa e média altitude, 2 Palmeirais.

ES Az 2 Arenales costeros, 1 Acantilados costeros, 2 Zonas húmedas costeras, 2 Playas, 1 Matorrales costeros, 3 Pastizales, 2 Prados de *Festuca*, 2 Riberas, 2 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Setos, 2 Canales, 2 Zonas de deposición de escombros, 3 Borde de carreteras. **Ma** 1 Arenales costeros, 1 Costas rocosas, 1 Acantilados costeros, 1 Matos termo-mediterrâneos, 1 Ercal de substitución de la Laurissilva de *Apollonias*, 2 Microfloresta de la oliva de Madeira, 2 Laurissilva de *Apollonias* (Laurissilva mediterrânea), 2 Laurissilva de *Ocotea* (Laurissilva templada), 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, 1 Hábitats naturales degradados. **Ca** 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 3 Manantiales, rezumaderos y otros enclaves húmedos, 4 Zonas urbanizadas, 1 Cauzes de barrancos en zonas bajas y medianías, 2 Palmerales.

EN Az 2 Coastal dunes (dune vegetation, coastal meadows), 1 cliffs, 2 costal wetlands, 2 sand or boulder beaches, 1 coastal scrubland, 3 pastures, 2 *Festuca* meadows, 2 water streams, 2 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 hedgerows, 2 ditches, 2 waste places, 3 roadsides. **Ma** 1 Coastal dunes, 1 rocky shores, 1 cliffs, 1 thermo-Mediterranean scrubland, 1 heath substituting *Apollonias* laurel forest, 2 Madeira olive microforest, 2 *Apollonias* laurel forest (Mediterranean laurel forest), 2 *Ocotea* laurel forest (temperate laurel forest), 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 1 degraded natural habitats. **Ca** 3 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 3 inland wetlands (water-springs, infiltration areas and other wetlands), 4 urban areas, 1 ravine water streams at low and medium elevation, 2 palm tree woodland.

Az	Az	Az	Az	Az	Az	Ma1	Ma1	Ma2	Ca	Ca
1150*	1250	2130*	3220	4050*	8220	1250	5330	9360*	92D0	9370*

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Regime de incêndios	Régimen de incendios	Fire regime	Ca
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Az Ma Ca
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma Ca
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES
RN da Baía da Maia (S), RN do Figueiral-Praíña (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Baía dos Anjos (S), RFR dos Viveiros do Nordeste (M), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F), RFR do Capelo (F), RFN das Caldeiras Rasa e Funda (L), RN do Morro Alto e Pico da Sé (L). MNR da Pedreira do Campo (S), PP da Baía da Faneca e Costa Norte (S), MNR do Pico das Camarinhas - Ponta da Ferraria (M), RFR das Sete Fontes (J), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F). SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), SIC Caloura, Ponta da Galera PTMIG0020 (M), Ponta da Galera PTMIG0020 (M), ZPE Ilhéu do Topo e Costa Adjacente PTZPE0028 (J), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PTJOR0014 (J), SIC Ponta dos Rosais PTJOR0013 (J), SIC Ponta da Ilha PTPIC0010 (P), ZPE Ponta da Ilha PTZPE0025 (P), SIC Monte da Guia PTF AI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PTF AI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PTF AI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTF AI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Zona Central – Morro Alto PTFLO0002 (L), SIC Costa Nordeste – Flores PTFLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PTZPE0022 (L), ZPE Costa Sul e Sudoeste PTZPE0021 (L).
MADEIRA
PNT da Madeira. SIC Laurissilva da Madeira PTMAD0001, Achadas da Cruz PTMAD0005, Pináculo PTMAD0007.
CANARIAS
PNC de la Caldera de Taburiente (P-0), PNC de Timanfaya (L-0), PNT de Pílancones (C-10), PNT de los Volcanes (L-3). RNE de Guelguén (P-2), RNI de Benchijigua (G-1), RNE de Azuaje (C-4), RNE de los Tilos de de Moya (C-5), RNE de Montaña Roja (T-6). MN de Idefe (P-12), PP del Barranco de las Angustias (P-14), PP de Orone (G-13), PP de Campeches, Tigaiga y Ruiz (T-34), PR de Anaga (T-12), PR de Tenos (T-13), PR de Valle Gran Rey (G-4), PR de el Nublo (C-11), PR de Betancuria (F-4).

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

CANARIAS

LIC Guelguén ES7020009 (P), Tablado ES7020020 (P), Caldera de Taburiente ES0000043 (P), Barranco de La Angustias ES702002 (P), Barranco de Cedro y Liria ES7020109 (G), Valle Alto de Valle Gran Rey ES7020104 (G), Orone ES7020104 (G), Benchijigua ES7020028 (G), Cuenca Benchijigua-Gaurimiar ES7020107 (G), Anaga ES7020095 (T), Teno ES7020096 (T), Campeches, Tigaiga y Ruíz ES7020074 (T), Rambla de Castro ES7020068 (T), Barranco de Fasnía y Güímar ES7020055 (T), Montaña Roja ES7020049 (T), Azuaje ES7010004 (C), Los Tilos ES7010005 (C), El Nublo II ES7010039 (C), Pilacones ES7010010 (C), Betancuria ES7010062 (F), Los Volcanes ES7010046 (L), Timanfaya ES0000141 (L).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Azorina vidalii*, *Juniperus brevifolia*, *Corema album* subsp. *azoricum*. Top Az *Lotus azoricus*, *Myosotis maritima*, *Pericallis malvifolia* subsp. *malvifolia*. Ameaçadas *Tolpis succulenta*, *Silene uniflora* subsp. *uniflora*.

A-I *Calonectris diomedea*, *Sterna hirundo*, *Sterna dougallii*.

End *Erica azorica*, *Euphorbia azorica*, *Gaudinia coarctata*, *Festuca petraea*.

Nativas *Morella faya*, *Myrsine africana*.

MADEIRA

Pri *Chamaemeles coriacea**, *Convolvulus massonianus**, *Euphorbia piscatoria*, *Jasminum azoricum*, *Marcetella maderensis*.

A-II *Musschia aurea**, *Convolvulus massonii**, *Jasminum azoricum*, *Chamaemeles coriacea**, *Marcetella maderensis*.

A-IV *Convolvulus massonii**, *Chamaemeles coriacea**, *Marcetella maderensis*, *Dracaena draco*, *Sideroxylon mirmulans*.

End *Helichrysum melaleucum*, *Euphorbia piscatoria*, *Echium nervosum*, *Matthiola maderensis*, *Musschia aurea*.

Nat *Carlina salicifolia*, *Aichryson villosum*, *Globularia salicina*, *Hypericum canariense*, *Apollonias barbujana*.

CANARIAS

Pri Ext *Cyclosurus dentatus*, *Sambucus palmensis*. **SenHab** *Solanum verpertilio* subsp. *vespertilio*, *Teline rosmarinifolia* subsp. *rosmarinifolia*, *Ferula latipinna*, *Semele gayae*, *Charadius dubius*. **Vul** *Osyris quadripartita* var. *canariensis*. **Int** *Salix canariensis*.

A-II *Sambucus palmensis**, *Teline rosmarinifolia**, *Ferula latipinna*.

A-IV *Sambucus palmensis**, *Teline rosmarinifolia**, *Dracaena draco*, *Ferula latipinna*.

End *Plocama pendula*, *Periploca laevigata*, *Tamarix canariensis*, *Salix canariensis*, *Pancratium canariensis*, *Phoenix canariensis*, *Rumex lunaria*, etc.

Nat *Morella faya*, *Ilex canariensis*, *Davallia canariensis*, *Kleinia neriifolia*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Parcial	Parcial	Partial	Az
Não específica	No específica	Non specific	Ma Ca

Az Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS).

Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2006), Jardim *et al.* (2006), Mesa & Ojeda (2002a), Plantas Invasoras em Portugal (2008), Press & Short (1994), Schaefer (2002), Silva (2001), Vieira (2002), Webb & Berthelot (1844).



Luís Silva, Rodolfo Corvelo, Mónica Moura & Francisco Manuel Fernandes

Hedychium gardnerianum Sheppard ex Ker Gawl.

Az Roca-da-velha, Conteira
Ma Bananilha
Ca Conga
En Wild Ginger

Div Magnoliophyta
Cla Liliopsida
Ord Zingiberales
Fam Zingiberaceae



Foto de: Carmo Barreto



Foto de: Luís Silva



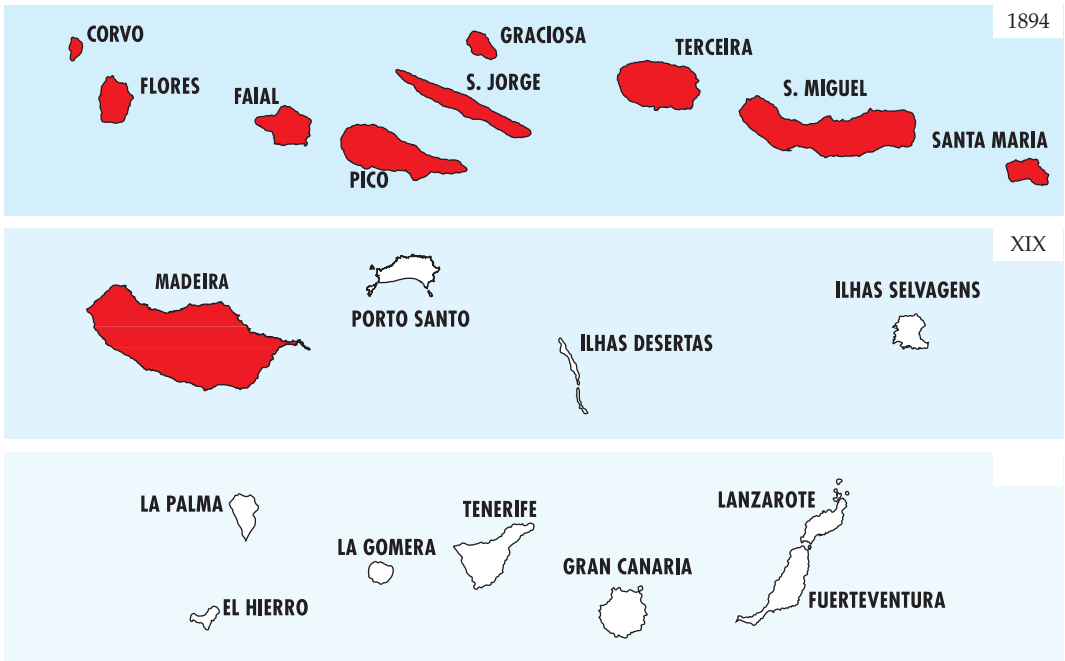
Foto de: Carmo Barreto

PO Geófito. Herbácea perene com caules folhosos, até 1,5-2 m. Rizomas grandes e ramificados. Folhas oblongas a lanceoladas, sésseis, 20-60 x 5-12,5 cm, superfície superior glabra, superfície inferior esparsamente pubescente, ápice acuminado. Flores aromáticas, inflorescências erectas, ovóides, 15-20 x 8 cm, cálice cilíndrico, 4-5 cm, corola amarela, com tubo estreito, 8-9 cm, lobos linear a linear-lanceolados, 4-5 cm, labelum com uma mancha amarela escura no centro, amplamente ovado, tão longo quanto os estaminóides. Reprodução assexuada (cormos) e sexuada (centenas de sementes/planta/ano). Maturação sexual: 1 ano. **Az Ma** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: hidrocoria, endozocoria, transporte acidental de cormos e sementes.

ES Geófito. Herbácea perenne con tallos hojosos, hasta 1,5-2 m. Rizomas grandes y ramificados. Hojas oblongas a lanceoladas, sésiles, 20-60 x 5-12,5 cm, superficie superior glabra, superficie inferior parcialmente pubescente, ápice acuminado. Flores fragrantés, inflorescencias erectas, básicamente ovoides, 15-20 x 8 cm, cáliz cilíndrico, 4-5 cm, corola amarilla, el tubo estrecho, 8-9 cm, con lobos linear a linear-lanceolados, 4-5 cm, labelo con una mancha amarillo oscura en el centro, largamente ovado, tan largo como los estaminóides. Reproducción vegetativa (cormos) y sexual (centenas de semillas/planta/año). Madurez sexual: 1 año. **Az Ma** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: hidrocoria, endozocoria, transporte accidental de cormos y semillas.

EN Geophyte. Perennial herbs with leafy shoots 1.5-2 m tall. Large branching rhizomes. Leaves are oblong to lanceolate, sessile, 20-60 x 5-12.5 cm, upper surface glabrous, lower surface sparsely pubescent, apex acuminate. Flowers fragrant, inflorescences erect, basically ovoid, 15-20 cm x 8 cm, calyx cylindrical, 4-5 cm long, corolla yellow, the tube slender, 8-9 cm long, the lobes linear to linear-lanceolate, 4-5 cm long, labellum often centrally flushed with dark yellow, broadly obovate, about as long as staminodes. Vegetative (corms) and sexual reproduction (hundreds of seeds/plant/year). Sexual maturation: 1 year. **Az Ma** Intentional introduction (ornamental). Dispersal by hydrochory and endozochory, human transport of corms and seeds.

NAT India, E Himalayas, Nepal. INT S Afr, Mascarenes, NZ, Pacific.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 3 Matos costeiros, 3 Matos de montanha, 1 Floresta laurifólia, 2 Florestas de *Ilex*, 2 Zimbral, 2 Zimbral com turfeira, 2 Turfeira, 3 Pastagens permanentes e semi-naturais, 2 Margens das lagoas oligotróficas, 1 Margens das águas correntes, 1 Valas e sistemas de drenagem, 3 Matos de *Pittosporum*, 1 Plantações de *Cryptomeria*, 2 Ravinas, 2 Crateras, 2 Quedas de água. **Ma** 2 Laurissilva do Til (Laurissilva temperada), 2 Laurissilvas ripícolas (Sabugal, Laurissilva do Vinhático, Seixal), 1 Canais artificiais de água (levadas), 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 1 Habitats naturais degradados.

ES Az 3 Matorrales costeros, 3 Matorrales de montanha, 1 Laurissilva, 2 Floresta de *Ilex*, 2 Bosque de *Juniperus*, 2 Bosque de *Juniperus* con turfera, 2 Turfera, 3 Pastizales, 2 Márgenes de riberas, 1 Canales, 3 Matorrales de *Pittosporum*, 1 Plantaciones de *Cryptomeria*, 2 Barrancos, Crateras, 2 Cascadas. **Ma** 2 Laurissilva de *Ocotea* (Laurissilva templada), 2 Laurissilvas riparias (bosque de *Sambucus*, Laurissilva de *Persea*, bosque de *Salix*), 1 Canales artificiales de agua ("levadas"), 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, Hábitats naturales degradados.

EN Az 3 Coastal scrubland, 3 mountain scrubland, 1 laurel forest, 2 *Ilex* forest, 2 *Juniperus* forest, 2 *Juniperus* forest with peat bogs, 2 peat bogs, 3 pastures, 2 margins of oligotrophic lakes, 1 water stream margins, 1 ditches, 3 *Pittosporum* scrubland, 1 *Cryptomeria* plantations, 2 ravines, 2 craters, 2 waterfalls. **Ma** 2 *Ocotea* laurel forest (temperate laurel forest), 2 riparian laurel forest (*Sambucus* woodland, *Persea* laurel forest, *Salix* woodland), 1 water channels ("levadas"), 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 1 degraded natural habitats.

Az	Az	Az	Az	Az	Az	Az	Az	Ma	Ma
3130	3220	4050*	7110*	7130	91D0*	9360*	9560*	8220	9360*

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Geomorfologia	Geomorfología	Geomorphology	Az
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Az Ma
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN da Baía da Maia (S), RN do Figueiral-Praínha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Lagoa do Fogo (M), RFR do Cerrado dos Bezerros (M), RFR dos Viveiros das Furnas (M), RFR dos Viveiros do Nordeste (M), RFN do Pico da Vara (M), RFN da Serreta (T), RFNP da Serra de Santa Bárbara e Mistérios Negros (T), RFNP do Biscoito da Ferraria (T), RFR da Mata da Serreta (T), RFR do Viveiro da Falca (T), RFR das Sete Fontes (J), RN da Caldeira do Faial (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F), RFNP do Cabeço do Fogo (F), RFR do Capelo (F), RFR do Cabouco Velho (F), RFN das Caldeiras Rasa e Funda (L), RN do Morro Alto e Pico da Sé (L).

MNR da Pedreira do Campo (S), PP da Baía da Faneca e Costa Norte (S), PP das Sete Cidades (M), MNR da Caldeira da Graciosa (G), PP da Vinha (P), MNR da Gruta dos Torres (P), PP do Monte da Guia (F).

SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), SIC Lagoa do Fogo PT MIG0019 (M), ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PT ZPE0033 (M), SIC Serra de Santa Bárbara e Pico Alto PT TER0017 (T), SIC Ponta Branca PT GRA0016 (G), ZPE Ilhéu do Topo e Costa Adjacente PT ZPE0028 (J), ZPE Zona Central do Pico PT ZPE0027 (P), SIC Ponta da Ilha PT PIC0010 (P), ZPE Ponta da Ilha PT ZPE0025 (P), SIC Monte da Guia PT FAI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PT FAI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PT FAI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PT FAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PT ZPE0023 (F), SIC Zona Central – Morro Alto PT FLO0002 (L), SIC Costa Nordeste – Flores PT FLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PT ZPE0022 (L), ZPE Costa Sul e Sudoeste PT ZPE0021 (L).

MADEIRA

PNT da Madeira.

SIC Laurissilva da Madeira PT MAD0001.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Juniperus brevifolia*, *Laurus azorica*, *Prunus azorica*. Top Az *Ilex perado* subsp. *azorica*, *Veronica dabney*, *Frangula azorica*, *Rumex azoricus*, *Vaccinium cylindraceum*, *Lactuca watsoniana*, *Picconia azorica*, *Angelica lignescens*, *Platanthera azorica*, *Myosotis azorica*, *Leontodon filii*, *Viburnum treleasei*, *Chaerophyllum azoricum*, *Ephorbia stygiana* subsp. *stygiana*, *Euphrasia azorica*, *Sanicula azorica*. Ameaçadas *Scabiosa nitens*, *Platanthera micrantha*, *Tolpis azorica*, *Elaphoglossum semicylindricum*, *Leontodon rigens*, *Diphysastrum madeirense*, *Ranunculus cortusifolius*, *Deschampsia foliosa*, *Dryopteris* spp., *Lycopodiella inundata*, *Lycopodiella cernua*, *Bellis azorica*.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

A-II *Prunus azorica*, *Frangula azorica*, *Rumex azoricus*, *Lactuca watsoniana**, *Picconia azorica*, *Myosotis azorica*, *Ephorbia stygiana* subsp. *stygiana*, *Euphrasia azorica**, *Sanicula azorica*, *Culcita macrocarpa*, *Scabiosa nitens*, *Woodwardia radicans*.

A-I *Pyrrhula murina*.

End *Erica azorica*, *Rubus hochstetterorum*.

Nativas *Morella faya*, *Myrsine africana*.

MADEIRA

End *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *pinnatifidum*, *Sonchus fruticosus*, *Aeonium glandulosum*, *Aeonium glutinosum*, *Sideritis candicans* var. *candicans*.

Nat *Bupleurum salicifolium*, *Carlina salicifolia*, *Erysimum bicolor*, *Aichryson villosum*, *Globularia salicina*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO

Parcial
Não específica

ES

Parcial
No específica

EN

Partial
Non specific

Az
Ma

Az Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS).



Luis Silva, Rodolfo Corvelo, Mónica Moura, O. Rodríguez Delgado & Francisco Manuel Fernandes

Cyrtomium falcatum (L. fil.) C. Presl

Az Feto, feito

Ma Feto

Ca Cirtomio, helecho falcata

En Japanese holly fern

Div Pteridophyta

Cla Filicopsida

Ord Polypodiales

Fam Dryopteridaceae

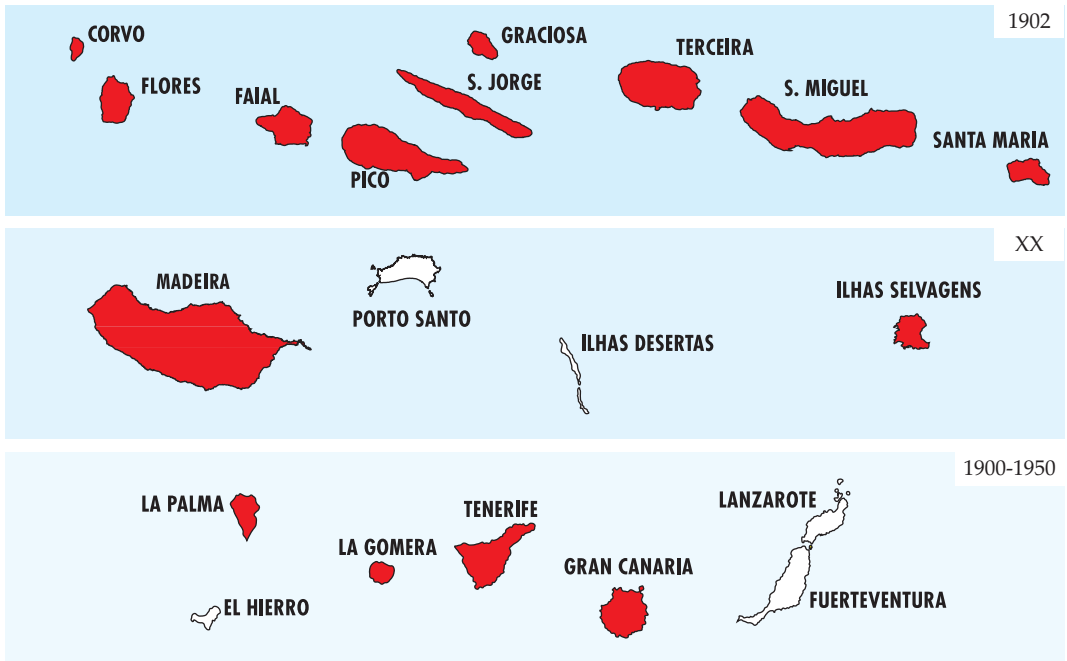


Foto de: Luis Silva

PO Hemicriptófito. Herbácea perene com rizoma erecto, escamas ovadas, com 2 cm, castanhas. Frondes com 30–75 cm. Estipe com 10–30 cm, escamas semelhantes às do rizoma. Lâmina com 15–45 x 8–20 cm com até 16 pares de pinas laterais e uma pina irregular, apical. Pinas assimetricamente ovadas, falciformes com 4–9 x 1,5–3 cm, verde-escuro e brilhantes na superfície superior e verde pálido na inferior, muitas vezes lobadas no lado superior, próximo da base. Reprodução sexuada (milhares de esporos/planta/ano). **Az Ma** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: anemocoria e hidrocoria. **Ca** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: natural e de origem antrópica (favorecida por alterações no território).

ES Hemicriptófito. Herbácea perenne con rizoma erecto, escamas ovadas, con 2 cm, marrones. Frondes con 30–75 cm. Estipe con 10–30 cm, escamas semejantes a las del rizoma. Lamina con 15–45 x 8–20 cm, con hasta 16 pares de pinas laterales y una pina irregular, apical. Pinas asimétricamente ovadas, falcadas con 4–9 x 1,5–3 cm, verde-oscuro y brillantes en la superficie superior y verde pálido en la inferior, muchas veces lobadas en lado superior, próximo de la base. Reproducción sexual (millares de esporos/planta/año). **Az Ma** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: anemocoria e hidrocoria. **Ca** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: natural y de origen antrópico (se favorece por alteración del territorio).

EN Hemicryptophyte. Herbaceous perennial with erect rhizome, scales ovate, 2 cm long, papery, brown. Fronds 30–75 cm long. Stipe 10–30 cm long, scales similar to those on the rhizome. Lamina 15–45 x 8–20 cm, with up to 16 pairs of lateral pinnae and an irregular apical pinna. Pinnae asymmetrically ovate, falcate, 4–9 x 1.5–3 cm, dark green and glossy above, dull and pale green beneath, often lobed on the upper side near the base. Sexual reproduction (thousands of spores/plant/year). **Az Ma** Intentional introduction (ornamental). Dispersal: anemochory and hydrocory. **Ca** Intentional introduction (ornamental). Dispersal: natural and antropochoric (favored by land changes).



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 2 Dunas costeiras (vegetação dunar, prados costeiros), 2 Prados de *Festuca*, 1 Costas rochosas, 1 Lavas encordoadas, 2 Arribas, 2 Matos costeiros, 3 Matos de *Erica*, 3 Paredes e inclinações na berma de estradas, 2 Matos de *Pittosporum*, 2 Locais secos bastante expostos, 3 Ravinas. **Ma** 1 Costas rochosas, 1 Arribas, 1 Matos termo-mediterrânicos, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas, 1 Habitats naturais degradados. **Ca** 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 3 Matos de urze e faia, 4 Zonas húmidas do interior, 2 Zonas urbanizadas.

ES Az 2 Arenales costeros, 2 Prados de *Festuca*, 1 Costas rocosas, 1 Lavas encordoadas, 2 Acantilados costeros, 2 Matorrales costeros, 3 Matorrales de *Erica*, 3 Borde de carreteras, 2 Matorrales de *Pittosporum*, 2 Lugares secos muy expostos, 3 Barrancos. **Ma** 1 Costas rocosas, 1 Acantilados costeros, 1 Matos termo-mediterráneos, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas, 1 Hábitats naturales degradados. **Ca** 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 3 Brezales y fayal-brezales arbustivos, 4 Ambientes riparios de interior, 2 Zonas urbanizadas.

EN Az 2 Coastal dunes (dune vegetation, coastal meadows), 2 *Festuca* meadows, 1 rocky shores, 1 lava flows, 2 cliffs, 2 coastal scrubland, 3 heaths, 3 walls and slopes along roadsides, 2 *Pittosporum* scrubland, 2 exposed dry sites, 3 ravines. **Ma** 1 Rocky shores, 1 cliffs, 1 thermo-Mediterranean scrubland, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas, 1 degraded natural habitats. **Ca** 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 3 heath and *Morella* scrubland, 4 inland wetlands, 2 urban areas.

Az	Az	Az	Az	Ma	Ma	Ca1	Ca2
1250	2130*	4050*	8220	1250	5330	8220	4050*



Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente Estrutura, abundância, sucessão	Otras alteraciones en el entorno Estructura, abundancia, sucesión	Other changes in the environment Structure, abundance, succession	Ma Ca Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição Recrutamento	Competencia Reclutamiento	Competition Recruitment	Az Ma Ca Az Ma Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN da Baía da Maia (S), RN do Figueiral-Praíña (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RFR dos Viveiros do Nordeste (M), RN da Lagoa do Fogo (M), RFR da Serreta (T), RFR da Quinta das Rosas (P), RN da Caldeira do Faial (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F), RFNP do Cabeço do Fogo (F), RFR do Capelo (F), RFR do Cabouco Velho (F) RFN das Caldeiras Rasa e Funda (L), RN do Morro Alto e Pico da Sé (L).

MNR da Pedreira do Campo (S), PP da Baía da Faneca e Costa Norte (S), PP das Sete Cidades (M), MNR da Caldeira da Graciosa (G), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F).

SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), ZPE Ilhéu da Vila e Costa Adjacente PTZPE0034 (S), SIC Lagoa do Fogo PTMIG0019 (M), SIC Ponta Branca PTGRA0016 (G), SIC Ponta dos Rosais PTJOR0013 (J), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PTJOR0014 (J), ZPE Ilhéu do Topo e Costa Adjacente PTZPE0028 (J), ZPE Furnas/Santo António PTZPE0026 (P), SIC Monte da Guia PTF AI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PTF AI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PTF AI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTF AI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Zona Central - Morro Alto PTFLO0002 (L), SIC Costa Nordeste - Flores PTFLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PTZPE0022 (L), ZPE Costa Sul e Sudoeste PTZPE0021 (L).

MADEIRA

PNT da Madeira.

CANARIAS

RNE Guelguén (P-2).

MN del Barranco de Fasnía y Güímar (T-14).

LIC Monteverde de Lomo Grande ES7020092 (P), Guelguén ES7020009 (P), Barranco del Cedro y Liria ES7020109 (G), Barranco de Fasnía y Güímar ES7020055 (T).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Azorina vidalii*. Top Az *Lotus azoricus*, *Myosotis maritima*. Ameaçadas *Silene uniflora* subsp. *uniflora*, *Tolpis succulenta*.

A-II *Spergularia azorica*, *Lotus azoricus**.

End *Euphorbia azorica*, *Festuca petraea*, *Gaudinia coarctata*.

Nat *Crithmum maritimum*, *Limonium vulgare*, *Asplenium marinum*, *Asplenium* spp.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

MADEIRA

End *Helichrysum melaleucum*, *Euphorbia piscatoria*, *Echium nervosum*, *Matthiola maderensis*, *Musschia aurea*.

Nat *Carlina salicifolia*, *Aichryson villosum*, *Globularia salicina*, *Hypericum canariense*.

CANARIAS

Pri Ext *Christella dentata*. **SenHab** *Aeonium gomerense*. **Vul** *Aeonium ciliatum*. **Int** *Aeonium saundersii*. **A-II** *Aeonium gomerense*, *Aeonium saundersii*.

End *Aeonium urbicum*, *Aeonium arboreum* var. *holochrysum*, *Sonchus acaulis*, *Atalanthus arboreus*, *Carlina salicifolia*, *Sonchus congestus*, *Aeonium tabulaeforme*, *Hypericum reflexum*, *Atalanthus pinnatus*, *Tolpis laciniata*.

Nat *Salix canariensis*, *Adiantum capillus-veneris*, *Adiantum reniforme* var. *pusillum*, *Crithmum maritimum*, *Davallia canariensis*, *Polypodium macaronesticum*, *Parietaria judaica*, *Adiantum capillus-veneris*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica	No específica	Non specific	Az Ma Ca



Luis Silva, Rodolfo Corvelo, Mónica Moura, R. Mesa Coello & José Augusto Carvalho

Pittosporum undulatum Vent.

Az Incenso, Incenseiro

Ma Incenseiro, Árvore-do-incenso

Ca Pitosporo de bayas anaranjadas

En Sweet Pittosporum

Div Magnoliophyta

Cla Magnoliopsida

Ord Apiales

Fam Pittosporaceae

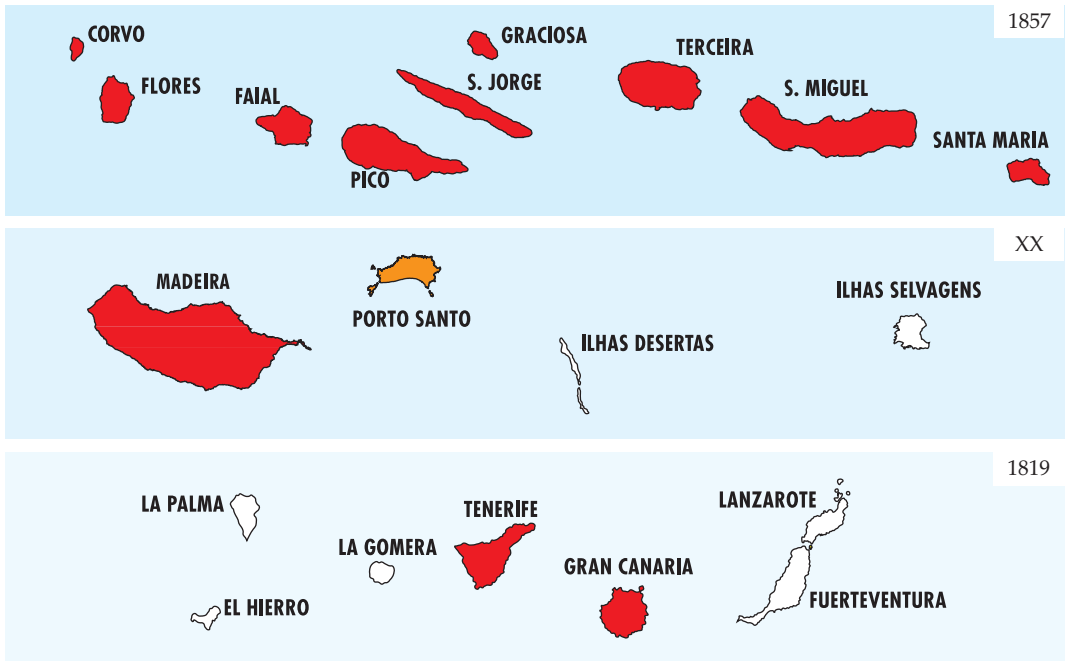


Fotos de: Luis Silva

PO Micro-mesofanerófito. Árvore, até 10-15 m, com ritidoma cinzento. Folhas pecioladas, ovado-lanceoladas, agudas, glabras, de margem ondulada. Flores aromáticas com pétalas brancas, lanceoladas, reunidas em cimeiras umbeliformes. Cápsulas obovóides, glabras, bivalves, cor-de-laranja quando maduras. Sementes envolvidas por mucilagem. Reprodução sexuada (centenas a milhares de sementes/planta/ano). **Az** Introdução intencional (sebes, ornamental). Dispersão por endozocoria e através da plantação em sebes e como alimento para o gado. **Ma Ca** Introdução intencional (ornamental). Dispersão natural.

ES Micro-mesofanerófito. Árbol de hasta 10-15 m, con ritidoma gris. Hojas pecioladas, ovado-lanceoladas, agudas, glabras, de margen ondulado. Flores aromáticas con pétalos blancos, lanceoladas, reunidas en cimas umbeliformes. Cápsulas obovoides, glabras, bivalvas, naranja cuando maduran. Semillas envueltas por mucílago. Reproducción sexual (centenas a millares de semillas/planta/año). **Az** Introducción intencionada (setos, ornamental). Dispersión por endozocoria y a través de la plantación en setos y como alimento para el ganado. **Ma Ca** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión natural.

EN Micro-mesophanerophyte. Tree up to 10-15 m, with gray ritidome. Leaves petiolate, ovate-lanceolate, acute, glabrous, with undulated margins. Flowers aromatic with white, lanceolate petals, clustered in umbelliform cymes. Capsules obovate, glabrous, bivalve, orange when ripe. Seeds immersed in mucilage. Sexual reproduction (hundreds to thousands of seeds/plant/year). **Az** Intentional introduction (hedgerows, ornamental). Dispersal by endozochory, through use in hedgerows and fodder. **Ma Ca** Intentional introduction (ornamental). Natural Dispersal.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 2 Arribas, 1 Matos costeiros, 3 Matos de *Erica*, 3 Matos de montanha, 1 Faial, 2 Floresta laurifólia, 2 Florestas de *Ilex*, 3 Zimbral, 3 Erical, 1 Margem das águas correntes, 2 Escoadas lávicas recentes com vegetação pioneira, 1 Bosque de exóticas, 1 Bosque de *Pittosporum*, 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 1 Sebes, 3 Zonas urbanizadas. **Ma** Laurissilva do Barbusano (Laurissilva mediterrânica), Laurissilva do Til (Laurissilva temperada), Laurissilvas ripícolas (Sabugal, Laurissilva do Vinhático, Seixal), Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica. **Ca** 1 Pinhais húmidos de montanha, 2 Bosque mesófitico.

ES Az 2 Acantilados costeros, 1 Matorrales costeros, 3 Matorrales de *Erica*, 3 Matorrales de montanha, 1 Fayal, 2 Laurisilva, 2 Floresta de *Ilex*, 3 Bosque de *Juniperus*, 3 Erical, 1 Márgenes de riberas, 2 Coladas volcánicas recientes con vegetación pionera, 1 Bosques de exóticas, 1 Bosque de *Pittosporum*, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Setos, 3 Zonas urbanizadas. **Ma** Laurisilva de *Apollonias* (Laurisilva mediterránea), Laurisilva de *Ocotea* (Laurisilva templada), Laurisilvas riparias (bosque de *Sambucus*, Laurisilva de *Persea*, bosque de *Salix*), Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico. **Ca** 1 Pinares montanos húmedos, 2 Monteverde arbóreo mesófitico.

EN Az 2 Cliffs, 1 coastal scrubland, 3 heaths, 3 mountain scrubland, 1 *Morella* woodland, 2 laurel forest, 2 *Ilex* forest, 3 *Juniperus* forest, 3 *Erica* woodland, 1 water stream margins, 2 pioneer scrubland on lava flows, 1 mixed exotic woodland, 1 *Pittosporum* scrubland, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 hedgerows, 3 urban areas. **Ma** *Apollonias* laurel forest (Mediterranean laurel forest), *Ocotea* laurel forest (temperate laurel forest), riparian laurel forest (*Sambucus* woodland, *Persea* laurel forest, *Salix* woodland), cultivated land and anthropogenous vegetation. **Ca** 1 Mountain humid pine forest, 2 mesophytic woodland.

Az	Az	Az	Az	Az	Az	Az	Ma	Ma	Ca	Ca
1250	3220	4050*	5330	8220	9360*	9560*	4050*	9360*	9360*	9550



Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Az
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma Ca
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma
Facilita invasão	Facilitan la invasion	Facilitate invasion	Az

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RNR do Figueiral-Praínha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Baía do Anjos, RN da Lagoa do Fogo (M), RFR do Cerrado dos Bezerros (M), RFR dos Viveiros do Nordeste (M), RFN do Pico da Vara (M), RFNP da Serra de Santa Bárbara e Mistérios Negros (T), RFNP do Biscoito da Ferraria (T), RFR da Serreta, RFR das Sete Fontes (J), RFN do Caveiro (P), RFR do Capelo (F), RFNP do Cabeço de Fogo (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F), RFN da Caldeira Funda e Rasa (L), RN do Morro Alto e Pico da Sé (L).

MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), PP das Sete Cidades (M), MNR do Pico das Camarinhas-Ponta da Ferraria (M), MNR da Caldeira da Graciosa (G), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F).

SIC Ponta do Castelo PTSMA0022 (S), SIC Lagoa do Fogo PTMIG0019 (M), ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PTZPE0033 (M), SIC Serra de Santa Bárbara e Pico Alto PTER0017 (T), ZPE da Ponta das Contendas, SIC Ponta Branca PTGRA0016 (G), SIC Ponta dos Rosais PTJOR0013 (J), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PTJOR0014 (J), ZPE Ilhéu do Topo e Costa Adjacente PTZPE0028 (J), Montanha do Pico, Praínha e Caveiro, SIC Ponta da Ilha PTPIC0010 (P), ZPE Ponta da Ilha PTZPE0025 (P), ZPE Zona Central do Pico PTZPE0027 (P) e ZPE das Furnas/Santo António, SIC Monte da Guia PTFAI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PTFAI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PTFAI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC e ZPE da Costa Norte e Nordeste, SIC da Costa Sul e Sudoeste, SIC Zona Central – Morro Alto PTFLO0002 (L), SIC Costa e Caldeirão PTCCR0001 (C), ZPE Costa e Caldeirão PTZPE0020 (C).

MADEIRA

PNT da Madeira.

SIC Laurissilva da Madeira PTMAD0001.

CANARIAS

PNT de Corona Forestal (T-11).

LIC LIC Corona Forestal ES7020054 (T).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Juniperus brevifolia*, *Laurus azorica*, *Prunus azorica*, *Corema album* subsp. *azorica*. Top Az *Ilex perado* subsp. *azorica*, *Frangula azorica*, *Vaccinium cylindraceum*, *Picconia azorica*, *Viburnum treleasei*, *Euphorbia stygiana* subsp. *stygiana*. Ameaçadas *Daphne laureola*.

A-II *Prunus azorica*, *Frangula azorica*, *Picconia azorica*, *Euphorbia stygiana* subsp. *stygiana*, *Culcita macrocarpa*, *Woodwardia radicans*.

A-I *Pyrrhula murina*.

End *Erica azorica*, *Rubus hochstetterorum*.

Nat *Morella faya*, *Myrsine africana*.

MADEIRA

A-II *Sibthorpia peregrina*.

A-IV *Dracaena draco*.

End *Argyranthemum pinnatifidum* subsp. *pinnatifidum*, *Clethra arborea*, *Erica scoparia* subsp. *maderincola*, *Bystropogon punctatus*, *Sibthorpia peregrina*, *Ruscus streptophyllus*.

Nat *Tolpis succulenta*, *Aichryson villosum*, *Cedronella canariensis*, *Laurus novocanariensis*, *Ocotea foetens*, *Persea indica*, *Rhamnus glandulosa*.

CANARIAS

End *Pinus canariensis*, *Ilex canariensis*.

Nat *Laurus novocanariensis*, *Morella faya*, *Erica arborea*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Parcial	Parcial	Partial	Az
Não específica	No específica	Non specific	Ma Ca

Az Plano Regional de Erradicação e Controlo de Espécies da Flora Invasora em Áreas Sensíveis (PRECEFIAS).



A. García Gallo, O. Rodríguez Delgado, E. Ojeda Land & Luís Silva

Opuntia ficus-indica (L.) Mill.

[*Opuntia maxima* Mill.]

Az Babosa

Ma

Ca Tunera común

En Barbary-fig, Indian-fig

Div Magnoliophyta

Cla Magnoliopsida

Ord Caryophyllales

Fam Cactaceae



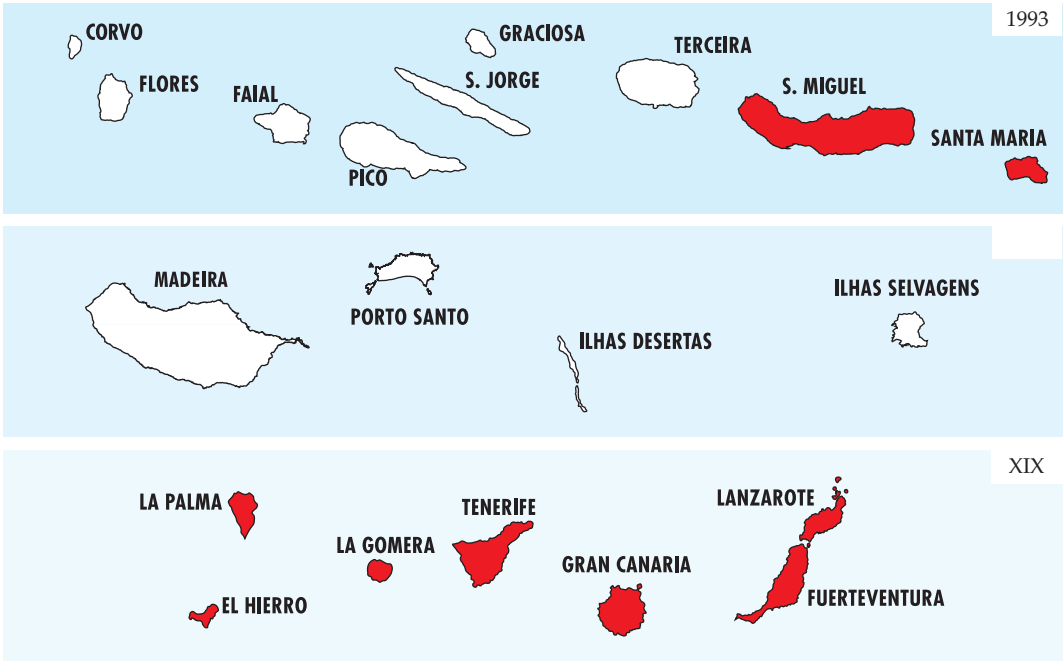
Foto de: E. Ojeda Land

PO Microfanerófito. Arbusto com caule suculento, de 2-5 m de altura, com segmentos (cladódios) oblongos a largamente obovados, 30-60 cm x 20-40 cm, de cor verde. Espinhos curtos, escassos e por vezes ausentes. Flores de 7-10 cm de diâmetro, amarelas. Fruto oval, de 5-10 cm de comprimento, amarelo a avermelhado, comestível. Reprodução sexuada (milhares de sementes/planta/ano) e assexuada (fragmentos). Maturação sexual: 2-3 anos. **Az** Introdução intencional (ornamental). Dispersão natural. **Ca** Introdução intencional - finalidade agrícola, inicialmente para a cultura da cochonilha (*Dactylopius coccus*) para a obtenção de corante, também para o aproveitamento dos frutos comestíveis e em sebes. Posteriormente, usou-se também como ornamental. Dispersão: i) natural por endozocoria, ii) favorecida pela alteração do território e abandono das culturas.

ES Microfanerófito. Arbusto de tallo suculento, de 2-5 m de altura, con articulaciones (palas) de oblongas a largamente obovadas, de 30-60 cm de longitud y 20-40 cm de ancho, de color verde. Espinas cortas, escasas y a veces ausentes. Flores de 7-10 cm de diámetro, amarillas. Fruto oval, de 5-10 cm de longitud, amarillo a rojizo, comestible. Reproducción sexual (millares de semillas/planta/año) y asexual (división de mata o artejos). Edad de madurez sexual: 2-3 años. **Az** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión natural. **Ca** Introducción intencionada - finalidad agrícola, inicialmente para el cultivo de la cochinilla de la tunera (*Dactylopius coccus*) para la obtención de tinte, también para el aprovechamiento de sus frutos comestibles y setos de fincas. Posteriormente se ha usado también como ornamental. Dispersión: i) por medios propios - dispersión natural por endozocoria, ii) de origen antrópico - favorecida por la alteración del territorio y abandono de cultivos.

EN Microphanerophyte. Succulent shrub up to 2-5 m tall, with segments (cladods) from oblong to largely obovate, 30-60 cm x 20-40 cm, green. Spines short, scarce or absent. Flowers 7-10 cm in diameter, yellow. Fruit oval, 5-10 cm long, yellow to red, edible. Sexual (thousand of seeds/plant/year) and vegetative (division of segments) reproduction. Sexual maturation: 2-3 years. **Az** Intentional introduction (ornamental). Natural dispersal. **Ca** Intentional introduction - initially used for growing a scale insect (*Dactylopius coccus*) for the production of carmine dye, for the edible fruits, and for hedgerows in farms. Later, it was also used as an ornamental plant. Natural dispersal by endozoochory, it is favored by land changes and cropland abandonment.

NAT C Am (Mexico). INT S Eur, Medit, N Afr, S Afr, N & S Am, E Asi, SW China, Tibet, Aus, HI, Antillas.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 1 Arribas, 1 Escoadas lávicas recentes com vegetação pioneira, 2 Pastagens e encostas secas, 3 Prados de *Festuca*. Ca 2 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 5 Urzais e matos desérticos, 3 Matos xerofíticos de baixa altitude, 1 Matos de média altitude, 4 Bosques de *Juniperus* spp., 7 Escoadas lávicas recentes e subrecentes com vegetação pioneira, 6 Zonas urbanizadas.

ES Az 1 Acantilados costeros, 1 Coladas volcánicas recientes con vegetación pionera, 2 Pastizales y barrancos secos, 3 Prados de *Festuca*. Ca 2 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 5 Ericaies y matorrales desérticos, 3 Zonas de matorral xerofítico del piso basal, 1 Matorrales de medianías, 4 Bosques de *Juniperus* spp. (Sabinares), 7 Coladas volcánicas recientes y subrecentes con escasa vegetación, 6 Zonas urbanizadas.

EN Az 1 Cliffs, 1 pioneer vegetation in lava flows, 2 dry pastures and slopes, 3 *Festuca* meadows. Ca 2 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 5 desert heaths and scrubland, 3 low elevation xerophytic scrubland, 1 medium elevation scrubland, 4 *Juniperus* spp. woodland, 7 pioneer vegetation in lava flows, 6 urban areas.

Az	Az	Ca1	Ca2	Ca3	Ca4	Ca5	Ca6
1250	8220	5330	9370*	9560*	9320	8320	8220

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Ca
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN		
Competição	Competencia	Competition	Az	Ca
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az	Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN do Figueiral-Praíña (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RFR do Valverde (S).
 MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S).
 SIC Ponta do Castelo PTSMA0022 (S), ZPE Ilhéu da Vila e Costa Adjacente PTZPE0034 (S).

CANARIAS

PNT Archipiélago Chinijo (L-2), PNC Timanfaya (L-0), PNC Caldera de Taburiente (P-0).
 RN Integral Ijuana (T-1), RN Especial Barranco del Infierno (T-8), RN Especial de Azuaje (C-4), RN Especial de Montaña Roja (T-6), RN Especial de Guelguén (P-2), RN Especial de Mencáfete (H-1).
 PR de Anaga (T-12), PR de Teno (T-13), PP de las Cumbres (C-25), PP de los acantilados de La Cutala (T-33), PP de Ifonche (T-32), PP de Los Campeches Tigaiga y Ruiz (T-34), MN Lomo del Carretón (G-11), MN del Barranco de Guayadeque (C-19), MN de los Cuchillos de Vigán (F-8), MN Montaña Cardón (F-9), PP de Timijiraque (H-7), etc.
 Sitio de Interés Científico de Juncalillo del Sur (C-32), Sitio de Interés Científico del Acantilado de la Hondura (T-37).
 LIC Anaga ES7020045 (T), Ijuana ES7020044 (T), Barranco del Infierno ES7020051 (T), Teno ES7020096 (T), Acantilados de La Culata ES7020073 (T), Riscos de Lara ES70201114 (T), Montaña Roja ES7020049 (T), Los Campeches, Tigaiga y Ruíz (T), Barranco del Jorado ES7020016 (P), Caldera de Taburiente ES0000043 (P), Guelguén ES7020009 (P), Risco de la Concepción ES7020014 (P), Tagulucho ES7020108 (G), Lomo del Carretón ES7020037 (G), Teselinde-Cabecera de Vallehermoso ES7020097 (G), Montaña del Cepo ES7020098 (G), Orono ES7020039 (G), Cuenca Benchijigua-Guarimiar ES70201107 (G), Juncalillo del Sur ES0000112 (C), Barranco de Guayadeque ES7010041 (C), Barranco de La Virgen ES7010038 (C), Archipiélago Chinijo ES7010045 (L), Parque Nacional de Timanfaya ES0000141 (L), Pozo Negro ES0000096 (F), Betancuria ES7010060 (F), Montaña Cardón ES7010034 (F), Timijiraque ES7020006 (H), Mencáfete ES7020001 (H), Frontera ES7020099 (H), etc.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Top Mac *Azorina vidalii*. Top Az *Lotus azoricus*, *Picconia azorica*. Ameaçadas *Silene uniflora* subsp. *uniflora*, *Tolpis succulenta*.
A-II *Picconia azorica*, *Lotus azoricus**.
End *Erica azorica*, *Euphorbia azorica*, *Festuca petraea*, *Gaudinia coarctata*.
Nat *Morella faya*, *Myrsine africana*, *Juncus acutus*.

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

CANARIAS

Pri Ext *Anagyris latifolia*, *Asparagus fallax*, *Euphorbia bourgeauana*, *Kunkeliella subsucculenta*, *Kunkeliella psilotoclada*, *Solanum vespertilio* subsp. *doramae*, *Solanum lidii*, *Solanum vespertilio* subsp. *vespertilio*, etc. **SenHab** *Caralluma burchardii*, *Crambe arborea*, *Crambe laevigata*, *Dorycnium broussonetii*, *Echium triste*, *Sideritis infernalis*, *Solanum vespertilio* subsp. *vespertilio*, *Helichrysum gossypinum*, *Aeonium bsksamiferum*, *Sonchus pinnatifidus*, *Argyranthemum adauctum* subsp. *jacobaefolium*, *Cheirolophus webbiana*, *Cheirolophus ghomerythus*, *Bystropgon odoratissimus*, *Cheirolophus sventenii* subsp. *gracilis*, *Cheirolophus sventenii*, subsp. *sventenii*, *Pimpinella anagodendron*, etc. **Vul** *Aeonium ciliatum*, *Lavatera acerifolia*, *Sideroxylon mirmulans*. **Int** *Dorycnium eriophthalmum*.

A-II *Caralluma burchardii*, *Crambe arborea**, *Crambe laevigata*, *Anagyris latifolia**, *Dorycnium spectabile**, *Sideritis infernalis*, *Kunkeliella subsucculenta*, *Solanum lidii**.

End *Argyranthemum frutescens*, *Micromeria hyssopifolia*, *Micromeria varia*, *Artemisia thuscula*, *Rumex lunaria*, *Euphorbia lamarckii*, *Plocama pendula*, *Ceropegia dichotoma*, *Helianthemum canariense*, *Euphorbia atropurpurea*, *Euphorbia canariensis*, *Kleinia neriifolia*, *Rubia fruticosa*, *Lotus sessilifolius*, *Lavandula canariensis*, *Pericallis lanata*, *Allagopappus dichotomus*, *Polycarphae divaricata*, *Aeonium holochrysum*, *Aeonium urbicum*, *Hypericum reflexum*, *Pancreatium canariensis*, *Jasminum odoratissimum*, *Asparagus arborescens*, *Asparagus umbellatus*, *Carlina salicifolia*, *Retama rhodorhizoides*, *Gonospermum fruticosum*, *Lavatera acerifolia*, etc.

Nat *Periploca laevigata*, *Cistus monspeliensis*, *Euphorbia balsamifera*, *Cenchrus ciliaris*, *Hyparrhenia hirta*, *Aristida adscensionis*, *Bituminaria bituminosa*, *Phagnalon saxatile*, *Globularia salicina*, *Asphodelus ramosus*, *Drimia maritima*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica Parcial	No específica Parcial	Non specific Partial	Az Ma Ca
<p>Ca Plan Director de la Reserva Natural Integral de Ijuana (Tenerife), Plan Director de la Reserva Natural Especial de Barranco del Infierno (Tenerife), Normas de Conservación del Sitio de Interés Científico de Juncalillo del Sur (C-32), Término municipal de San Bartolomé de Tirajana (Gran Canaria), Normas de Conservación del Monumento Natural de Barranco de Guayadeque (C-19), Términos municipales de Ingenio y Agüimes (Gran Canaria).</p>			



Luis Silva, Rodolfo Corvelo, Mónica Moura, R. Mesa Coello & Roberto Jardim

Salpichroa organifolia (Lam.) Thell.

Az Orelha-de-ovelha
Ma Erva-das-abelhas
Ca Huevito de gallo
En Lily-of-the-valley vine

Div Magnoliophyta
Cl Magnoliopsida
Ord Solanales
Fam Solanaceae

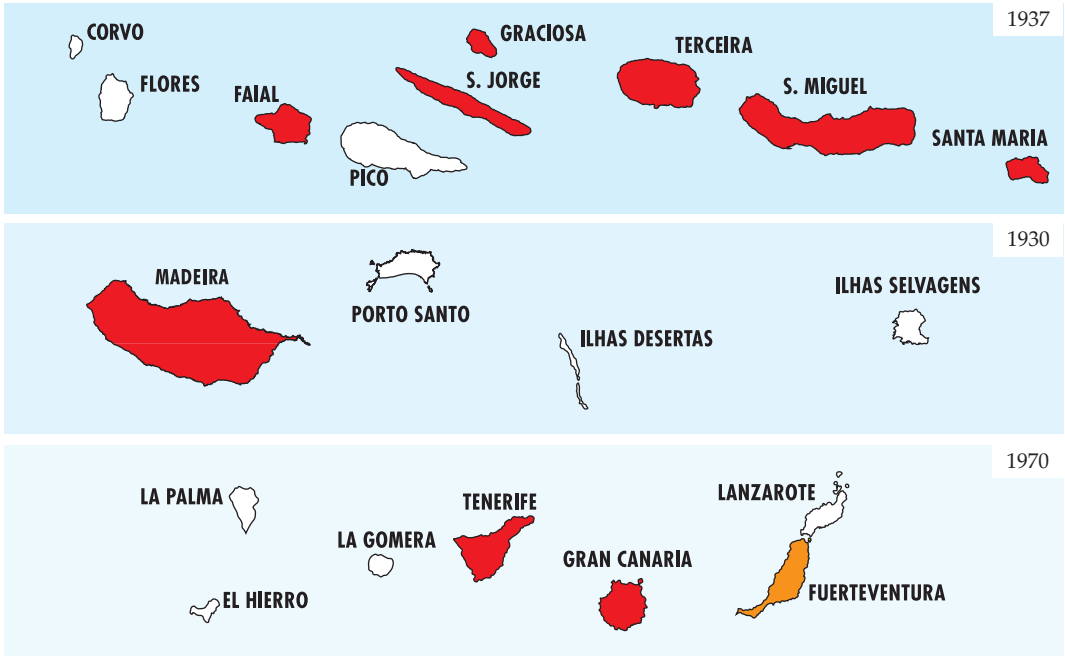


Fotos de: Luis Silva

PO Caméfito. Herbácea perene, decumbente ou escandente, com menos de 2 m. Esparsamente a densamente pubescente. Folhas carnudas, inteiras, ovadas a \pm rômbricas (15 x 10 mm), em geral duas por nó, desiguais, pecíolo com 5–30 mm. Flores solitárias nas axilas, pêndulas, pedicelos com 7–10 mm. Cálice campanulado (2–4 mm). Corola branca ou creme (6–8 mm) com lobos triangulares. Baga obtusa, cônica (13–18 x 7–8 mm), branca a amarelo pálido, translúcida. Reprodução sexuada (centenas de sementes/planta/ano) e assexuada (fragmentos). Maturação sexual: 1 ano. **Az** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: i) via antrópica, ii) endozoocoria (a produção de sementes é baixa). **Ma** Introdução intencional (ornamental, melífera). Dispersão natural. **Ca** Introdução acidental (via agrícola). Dispersão natural.

ES Caméfito. Herbácea perenne decumbente o escandente, con menos de 2 m. Esparcidamente a densamente pubescente. Hojas carnosas, enteras, ovadas a \pm rômbricas (15 x 10 mm), en general 2 por artejo, desiguales, pecíolo con 5–30 mm. Flores solas en las axilas, pêndulas, pedicelos con 7–10 mm. Cáliz campanulado (2–4 mm). Corola blanca o crema (6–8 mm) con lobos triangulares. Baya obtusa, cônica (13–18 x 7–8 mm), blanca o amarilla pálido, translúcida. Reproducción sexual (centenas de semillas/planta/año) y vegetativa (fragmentos). Madurez sexual: 1 año. **Az** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: i) via antrópica, ii) endozoocoria (la producción de semillas es baja). **Ma** Introducción intencionada (ornamental, melífera). Dispersión natural. **Ca** Introducción accidental (vía agrícola). Dispersión natural.

EN Chamaephyte. Perennial herb, decumbent to climbing, less than 2 m high. Sparsely to densely hairy throughout. Leaves fleshy, entire, ovate to \pm rhombic (15 x 10 mm), often 2 per node, unequal in size, petiole 5–30 mm long. Flowers solitary in axils, pendulous, pedicels usually 7–10 mm. Calyx campanulate (2–4 mm). Corolla white or cream (6–8 mm), lobes triangular. Berry obtusely conical (13–18 x 7–8 mm), white to pale yellow, translucent. Sexual (hundreds of seeds/plant/year) and vegetative (fragments) reproduction. Sexual maturity 1 year. **Az** Intentional introduction (ornamental). Dispersal by anthropochory and by endozoocohory (seed production is low). **Ma** Intentional introduction (ornamental, honey-bees). Natural dispersal. **Ca** Accidental introduction (agriculture). Natural dispersal.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 2 Dunas costeiras, 1 Costas rochosas, 2 Arribas, 2 Escoadas lávicas, 2 Prados de *Festuca*, 1 Locais de entulho, 3 Terreno cultivado e vegetação de origem antrópica, 3 sebes. **Ma** 2 Costas rochosas, 3 Matos termo-mediterrânicos, 4 Urzal de substituição da Laurissilva do Barbusano, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica. **Ca** 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 2 Matos xerofíticos de baixa altitude, 3 Bosque mesofítico.

ES Az 2 Arenales costeros, 1 Costas rocosas, 2 Acantilados costeros, 2 Coladas volcánicas, 2 Prados de *Festuca*, 1 Zonas de deposición de escombros, 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 3 Setos. **Ma** 2 Costas rocosas, 3 Matos termo-mediterrâneos, 4 Erial de substitución de la Laurissilva de *Apollonias*, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico. **Ca** 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 2 Zonas de matorral xerofítico del piso basal, 3 Monteverde arbóreo mesofítico.

EN Az 2 Coastal dunes, 1 rocky shores, 2 cliffs, 2 lava flows, 2 *Festuca* meadows, 1 waste places, 3 cultivated land and anthropogenous vegetation, 3 hedgerows. **Ma** 2 Rocky shores, 3 thermo-Mediterranean scrubland, 4 heath substituting *Apollonias* laurel forest, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation. **Ca** 1 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 2 low elevation xerophytic scrubland, 3 mesophytic woodland.

Az	Az	Ma1	Ma2	Ma3	Ca
1250	2130*	1250	5330	4050*	9360*

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN
Outras alterações no ambiente Estrutura, abundância, sucessão	Otras alteraciones en el entorno Estructura, abundancia, sucesión	Other changes in the environment Structure, abundance, succession
Az	Az	Az
Ma	Ma	Ma
Ca	Ca	Ca



Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma1 Ca1
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma2 Ca2

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES
RNR do Figueiral-Praíinha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RFR do Monte Brasil (T). MNR da Pedreira do Campo (S), PP do Barreiro da Faneca-Costa Norte, PP do Monte da Guia (F). SIC Ponta do Castelo PTSMA0022 (S), SIC Monte da Guia PTFAI0005 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F).
MADEIRA
PNT da Madeira.
CANARIAS
RNE de los Tilos de Moya (C-5). LIC de los Tilos de Moya ES7010005 (C).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES
Pri Top Mac <i>Azorina vidalii</i> . Top Az <i>Lotus azoricus</i> , <i>Myosotis maritima</i> . Ameaçadas <i>Silene uniflora</i> subsp. <i>uniflora</i> , <i>Tolpis succulenta</i> . A-II <i>Spergularia azorica</i> , <i>Lotus azoricus</i> * End <i>Euphorbia azorica</i> , <i>Festuca petraea</i> , <i>Gaudinia coarctata</i> . Nat <i>Crithmum maritimum</i> , <i>Limonium vulgare</i> , <i>Asplenium</i> spp.
MADEIRA
Pri Vul <i>Sedum brissemoretii</i> . A-II <i>Sedum brissemoretii</i> . End <i>Aeonium glandulosum</i> , <i>Crambe fruticosa</i> , <i>Sinapidendron gymnocalyx</i> , <i>Phyllis nobla</i> , <i>Tolpis succulenta</i> , etc. Nat <i>Campanula erinus</i> , <i>Silene uniflora</i> , <i>Crithmum maritimum</i> , <i>Selaginella denticulata</i> , <i>Andryala glandulosa</i> subsp. <i>glandulosa</i> , etc.
CANARIAS
End <i>Pericallis cruenta</i> , <i>Crambe strigosa</i> , <i>Gesnouinia arborea</i> , <i>Persea indica</i> , <i>Sideritis canariensis</i> .

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica	No específica	Non specific	Az Ma Ca

Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2006), Hansen (1970), Jardim *et al.* (2006), Schaefer (2002), Silva (2001), Vieira (2002).



Paulo Oliveira, G. Delgado Castro & Pedro Rodrigues

Rattus rattus Linnaeus 1758



Az *Ratazana preta*
Ma *Rato preto*
Ca *Rata negra*
En *House rat, black rat, roof rat*

Fil *Chordata*
Cla *Mammalia*
Ord *Rodentia*
Fam *Muridae*



Foto de: Diego Sánchez

PO

Roedor de pequena envergadura, cujo peso oscila entre 120 e 160 g. Distingue-se de outras espécies semelhantes pelo facto da sua cauda ser maior do que o comprimento entre o focinho e a base da mesma. Omnívoro, apresentando uma plasticidade alimentar e de habitat elevada.

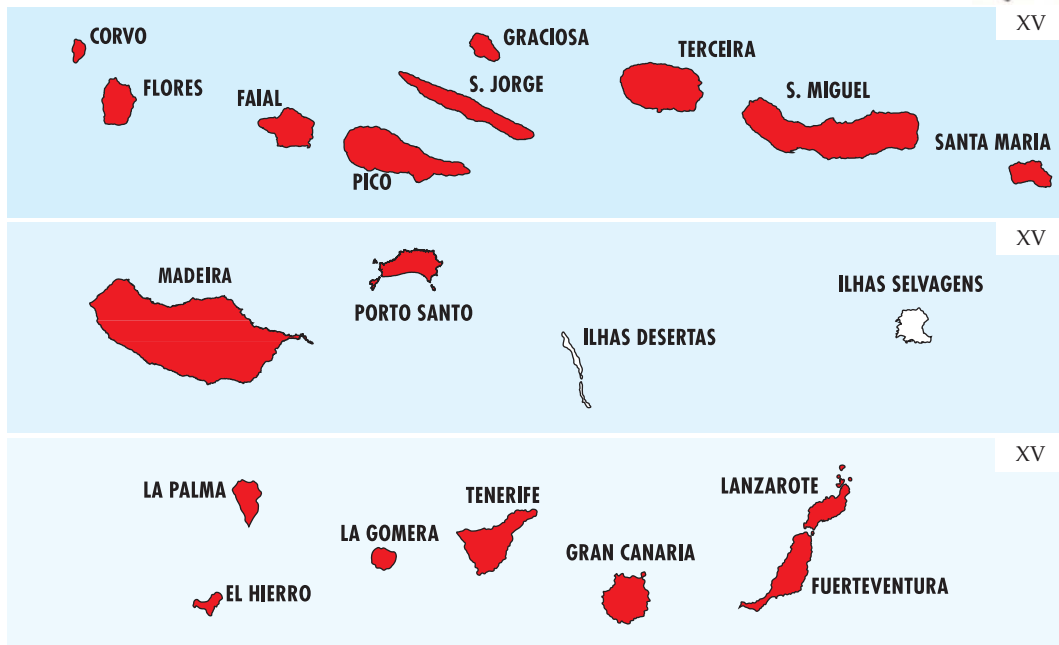
Longevidade: raramente superior a 24 meses. Capacidade de crescimento populacional: em condições óptimas uma fêmea pode produzir mais de 120 descendentes directos num ano. Maturidade sexual: entre 3 e 4 meses. Introdução accidental associada ao tráfego marítimo, com a chegada dos povoadores. Principal via de dispersão/propagação actual: i) localmente por dispersão natural, ii) acompanhando o homem ao longo de um vasto leque de actividades (e.g. transportes de pessoas e de mercadorias) e ligada ao incremento das zonas de cultivo e das zonas humanizadas.

ES

Roedor de pequeño tamaño, cuyo peso oscila entre 120 y 160 g. Se distingue de otras especies similares porque su cola más larga que la longitud entre el hocico y la base de la misma. Omnívoro, presenta una elevada plasticidad en su dieta y de hábitat. Longevidad: raramente supera los 24 meses. Capacidad de crecimiento poblacional: en condiciones óptimas una hembra puede producir más de 120 descendentes directos en un año. Madurez sexual: entre 3 y 4 meses. Introducción accidental asociada al tráfico marítimo con la llegada de los conquistadores. Principal vía de dispersión/propagación actual: i) localmente por dispersión natural, ii) acompañando al hombre al largo de un vasto grupo de actividades (e.g. transportes de personas y de mercancías) y ligada al extensión de las zonas de cultivos y de las zonas humanizadas.

EN

Small rodent weighting between 120 and 160 g. Distinguished from similar species by tail length, which is longer than the distance between the snout and the base of the tail. Omnivorous, shows a high plasticity regarding diet and habitat. Longevity: rarely longer than 24 months. Population growth: in optimal conditions, one female might produce more than 120 direct descendents in one year. Reproductive maturity: from 3 to 4 months. Accidental introduction associated to the maritime trade, with the arrival of the human settlers. Dispersal: i) locally by natural dispersal, ii) accompanying a wide range of human activities (e.g. transport of people and merchandise) and linked to the increment of cultivated and humanized areas.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 4 Dunas costeiras, 4 Costas rochosas, 3 Arribas, 4 Zonas húmidas costeiras, 4 Praias de calhau rolado ou areia, 3 Matos costeiros, 3 Matos de *Erica*, 3 Matos de montanha, 3 Faial, 3 Floresta laurifólia, 3 Erical, 2 Pastagens permanentes e semi-naturais, 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas. **Ma** Zona litoral halófila (2 Dunas costeiras, 2 Costas rochosas, 2 Arribas, 2 Zonas húmidas costeiras), Matos (3 Matos termo-mediterrânicos, 3 Urzal de substituição da Laurissilva do Barbusano, 3 Urzal de substituição da Laurissilva do Til), Florestas naturais (3 Zambujal, 4 Laurissilva do Barbusano - Laurissilva mediterrânica, 4 Laurissilva do Til - Laurissilva temperada, 3 Urzal de altitude, 4 Laurissilvas ripícolas - Sabugal, Laurissilva do Vinhático, Seixal), 3 Vegetação rupícola de altitude, 3 Pastagens, 3 Prados de *Parafestuca* e *Festuca*, 3 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 2 Zonas urbanizadas. **Ca** 8 Franja litoral halófila (8 Acanilados costeros), 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 9 Matos xerofíticos de baixa altitude, 3 Matos de média altitude, 7 Matos de montanha e de cume, 4 Pinhais (4 Pinhais secos sobre solos evoluídos, 4 Pinhais húmidos de montanha, 4 Pinhais de cume), 6 Bosques de *Juniperus* spp., 2 Bosques húmidos de montanha (2 Bosque higrofítico, 2 Bosque mesofítico, 2 Bosque xerofítico, 2 Matos de urze e faia, 2 Bosques de cumeeiras húmidas), 10 Pastagens e prados de ambientes alterados, 5 Zonas urbanizadas.

ES Az 4 Arenales costeros, 4 Costas rocosas, 3 Acanilados costeros, 4 Ambientes riparios costeros, 4 Playas, 3 Matorrales costeros, 3 Matorrales de faya, 3 Matorrales de montanha, 3 Fayal, 3 Laurisilva, 3 Erical, 2 Pastizales, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas. **Ma** Zona litoral halófila (2 Arenales costeros, 2 Costas rocosas, 2 Acanilados costeros, Ambientes riparios costeros), Matorrales (3 Matorrales termo-mediterrâneos, 3 Erical de substitución de la Laurisilva de *Apollonias*, 3 Erical de substitución de la Laurisilva de *Ocotea*), Florestas naturais (3 Microfloresta de la oliva de Madeira, 4 Laurisilva de *Apollonias* - Laurisilva mediterránea, 4 Laurisilva de *Ocotea* - Laurisilva templada, 3 Erical de altitud, 4 Laurisilvas riparias - bosque de *Sambucus*, Laurisilva de *Persea*, bosque de *Salix*), 3 vegetación rupícola de altitud, 3 Pastizales, 3 Prados de *Parafestuca* y *Festuca*, 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 2 Zonas urbanizadas. **Ca** 8 Franja litoral halófila (8 Acanilados costeros), 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 9 Zonas de matorral xerofítico del piso basal, 3 Matorrales de medianías, 7 Matorrales de ambientes montanos y de cumbre, 4 Pinares (4 Pinares montanos secos sobre suelos desarrollados, 4 Pinares montanos húmedos, 4 Pinares de cumbre), 6 Bosques de *Juniperus* spp., 2 Bosques montanos húmedos (2 Monteverde arbóreo higrofítico, 2



Monteverde arbóreo mesofítico, 2 Monteverde arbóreo xerofítico, 2 Brezales y fayal-brezales arbustivos, 2 Bosques de cresterías húmedas), 10 Pastizales y herbazales de ambientes alterados, 5 Zonas urbanizadas.

EN Az 4 Coastal dunes, 4 rocky shores, 3 cliffs, 4 coastal wetlands, 4 sand/boulder beaches, 3 coastal scrubland, 3 heaths, 3 stress scrubland, 3 *Morella* woodland, 3 laurel forest, 3 *Erica* woodland, 2 pastures, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas. **Ma** 2 Coastal dunes, 2 rocky shores, 2 cliffs, 2 coastal wetlands, 3 thermo-Mediterranean scrubland, 3 heath (substitution of *Ocotea* laurel forest), 3 heath (substitution of *Apollonias* laurel forest), 3 Madeira olive microforest, 4 *Apollonias* laurel forest, 4 *Ocotea* laurel forest, 3 high elevation heath, 4 riparian laurel forest, 3 high elevation rupicolous vegetation, 3 pastures, 3 meadows of *Parafestuca* and *Festuca*, 3 cultivated and anthropogenous vegetation, 2 urban areas. **Ca** 8 Rocky shores, 1 cultivated and anthropogenous vegetation, 9 low elevation xerophytic scrubland, 3 medium elevation scrubland, 7 mountain and peak scrubland, 4 pine forest, 6 *Juniperus* spp. woodland, 2 humid, mountain woodland (higrophytic, mesophytic, xerophytic), 2 heath and *Morella*-heath scrubland, 2 woodland of humid ridges, 10 pastures and meadows form altered environments, 5 urban areas.

Az	Az	Az	Az	Az	Az	Ma	Ma	Ma	Ma
1250	4050*	5330	8220	9360*	9560*	1250	4050*	5330	6180
Ma	Ma	Ma	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca
A8220	8230	9360*	4050*	9320	9360*	9370*	9550	9560*	

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Az Ma
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Predação	Predación	Predation	Az Ma Ca
Fitofagia	Fitofagia	Phytophagy	Az Ma Ca
Doenças e parasitas	Enfermedades y parásitos	Desiases and parasitas	Az Ma
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma Ca

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Baía dos Anjos (S), RN da Lagoa do Fogo (M), RN da Caldeira do Faial (F).

PP das Sete Cidades (M), PP do Monte Brasil (F), PP da Cultura da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F), MNR da Pedreira do Campo (S), MNR da Caldeira Velha (M).

ZPE Zona Central do Pico PTZPE0027 (P), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Costa e Caldeirão PTCCR0001 (C), ZPE Costa e Caldeirão PTZPE0020 (C), SIC Costa Nordeste – Flores PTFLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PTZPE0022 (L), ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PTZPE0033 (M), ZPE Ponta das Contendas PTZPE0031 (T).

MADEIRA

PNT da Madeira.

PP: Aquelas incluídas no PNT da Madeira. *Those included in PNT da Madeira.*

SIC & ZPE: Laurissilva, Maciço Montanhoso Central/Oriental e Ponta de São Lourenço.



Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

CANARIAS

Ausente | Absent RNI de los Islotes (L-1), RNI de los Roques de Salmor (H-2), RNI de los Roques de Anaga (T-3).
Ausente | Absent LIC Roques de Salmor ES7020002 (H), ZEPA Roques de Garafía ES0000339 (P), Roque Negro ES0000340 (P), la ZEPA Roque de la Playa ES0000344 (T), LIC Roques de Anaga ES7020046 (T), LIC y ZEPA Roque de Garachico ES7020066 (T), LIC Islote de Lobos ES7010031 (F), LIC Los Islotes ES7010044 (L).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Ext *Pyrrhula murina*. **Int** *Calonectris diomedea*, *Bulweria bulwerii*, *Oceanodroma castro*. All the other birds nesting in the Archipelago.

A-II All the species in the Appendix.

A-IV All the species in the Archipelago.

A-I *Bulweria bulwerii*, *Calonectris diomedea*, *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Sterna dougallii*, *Sterna hirundo*, *Pyrrhula murina*.

End & Nat All the species that naturally occur in the habitats where the species is present.

MADEIRA

Pri Ext *Pterodroma Madeira*. **Vul** *Pterodroma feae*, *Columba trocaz*. **Int** *Calonectris diomedea*, *Bulweria bulwerii*, *Oceanodroma castro*. All the marine birds which nest in the archipelago with the exception of *Pelagodroma marina*, since the rat is not present in Selvagens.

A-II Potentially affects all the listed species with the exception of those only present in Desertas and Selvagens.

A-IV Potentially affects all the listed species with the exception of those only present in Desertas and Selvagens.

A-I *Pterodroma madeira*, *P. feae*, *Bulweria bulwerii*, *Calonectris diomedea*, *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Sterna hirundo*, *Columba trocaz*.

End & Nat All the species which occur in the habitats where it is present.

CANARIAS

Pri Ext *Gallotia simonyi*, *Gallotia intermedia*, *Helichrysum alucense*, *Sambucus palmensis*, *Teline pallida silensis*. **SenHab** *Columba bollii*, *C. junoniae*, *Puffinus puffinus*, *Echium acanthocarpum*. **Vul** *Bulweria bulwerii*, *Oceanodroma castro*, *Teline pallida pallida*. **Int** *Calonectris diomedea*.

A-II *Chalcides simonyi*, *Sambucus palmensis*.

A-IV *Gallotia simonyi*

A-I *Bulweria bulwerii*, *Puffinus assimilis*, *P. puffinus*, *Columba junoniae*, *C. bollii*.

Nat *Miliaria calandra*, *Turdus merula*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO

ES

EN

Parcial

Parcial

Partial

Az Ma Ca

Az | Ma | Ca Os municípios realizam campanhas de desratização periódicas em zonas urbanas e rurais, com o apoio dos Serviços de Desenvolvimento Agrário.

Az | Ma | Ca Los Cabildos Insulares y los Ayuntamientos realizan campañas de desratización periódicas en zonas urbanas y rurales.

Az | Ma | Ca The municipalities undertake periodic control campaigns in urban and rural areas.

Cytisus scoparius (L.) Link

Az *Giesta*
Ma *Giesta*
Ca *Retama negra*
En *Common Broom*

Div *Magnoliophyta*
Cla *Magnoliopsida*
Ord *Fabales*
Fam *Fabaceae*

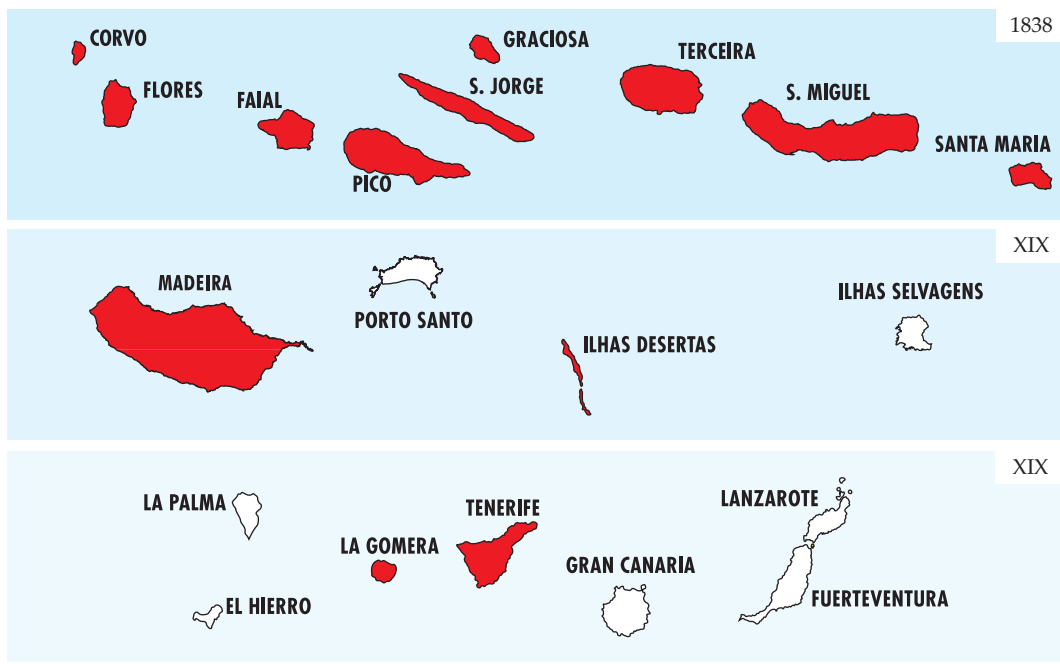


Foto de: Hanno Schaefer

PO Nanofanerófito. Arbusto perene, 1-2 m de altura. Ramos verdes fortemente angulosos, glabros ou quase. Folhas trifoliadas, pecíolos de 2-10 mm. Foliólos obovados a oblanceolados, estrigosos, 6-12 mm. Flores amarelas, geralmente solitárias e axilares. Estandarte glabro, ovado a arredondado, quilha direita ou curva. Pétalas cerca de 2 cm. Cálice glabro cerca de 7 mm, bilabiado, dentes curtos. Vagens comprimidas lateralmente, castanho-escuras com 3,5-5 cm, margens vilosas. Reprodução sexuada (centenas de sementes/planta/ano). Maturação sexual: 2-3 anos. **Az** Introdução intencional (ornamental). **Ma** Introdução accidental (florestação). **Ca** Introdução accidental (via florestal) e intencional (ornamental). Dispersão: i) natural por autocoria, hidrocoria (Az), zoocoria, ii) favorecida por alterações do território, transportada em máquinas e pelos humanos.

ES Nanofanerófito. Arbusto perenne, 1-2 m de altura. Ramas verdes muy angulosas y glabras o casi. Hojas trifoliadas, pecíolos de 2-10 mm. Foliólos obovados a oblanceolados, estrigosos, 6-12 mm. Flores amarillas, en general solitarias y axilares. Estandarte glabro, ovado a redondeado, quilla derecha o curva. Pétalos cerca de 2 cm. Cáliz glabro cerca de 7 mm, bilabiado, dientes cortos. Legumbre marrón comprimido lateralmente, oscuro 3,5 a 5 cm, márgenes pelosos. Reproducción sexuada (centenas de semillas/planta/ano). Madurez sexual: 2-3 años. **Az** Introducción intencionada (ornamental). **Ma** Introducción accidental (via silvícola). **Ca** Introducción accidental (vía silvícola) e intencional (ornamental). Dispersión: i) natural por autocoria, hidrocoria (Az), zoocoria, ii) se favorece por alteración del territorio, es transportada en máquinas y por los humanos.

EN Nanophanerophyte. Perennial shrub up to 1-2 m. Green, highly angled stems, almost glabrous. Trifoliolate leaves, petioles 2-10 mm. Leaflets obovate to oblanceolate, strigose, 6-12 mm. Flowers yellow, generally single and axillary. Banner glabrous, ovate to roundish, keel straight or curved. Petals about 2 cm. Calix glabrous about 7 mm, bilabiate with curved teeth. Pods dark brown, 3.5 to 5 cm, with villose margins, laterally compressed. Sexual reproduction (hundreds of seeds/plant/year). Maturation: 2-3 years. **Az** Intentional introduction (ornamental). **Ma** Accidental introduction (forestry). **Ca** Accidental introduction (forestry) and intentional introduction (ornamental). Dispersal i) natural by autochory, hydrochory (Az), zoochory, ii) favored by land changes, and translocated by machines and humans.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 3 Arribas, 3 Encostas secas, 1 Matos macaronésicos, 2 Pastagens. **Ma** 1 Urzal de substituição da Laurissilva do Til, 1 Urzal de altitude, 4 Vegetação rupícola de altitude, 3 Pastagens, 2 Prados de *Parafestuca* e *Festuca*. **Ca** 3 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 2 Matos de média altitude, 1 Bosques húmidos de montanha (2 Bosque mesofítico, 3 Bosque xerofítico, 1 Matos de urze e faia), 4 Zonas urbanizadas.

ES Az 3 Acantilados costeros, 3 Barrancos secos, 1 Matorrales macaronésicos, 2 Pastizales. **Ma** Erial de substitución de la Laurissilva de *Ocotea*, 1 Erial de altitud, 4 Vegetación rupícola de altitud, 3 pastizales, Prados de *Parafestuca* y *Festuca*. **Ca** 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 2 Matorrales de medianías, 1 Bosques montanos húmedos (2 monteverde arbóreo mesofítico, 3 monteverde arbóreo xerofítico, 1 brezales y fayal-brezales arbustivos), 4 Zonas urbanizadas.

EN Az 3 Cliffs, 3 dry slopes, 1 Macaronesian scrubland, 2 pastures. **Ma** 1 Heath substituting *Ocotea* laurel forest, 1 high elevation heaths, 4 high elevation rupicolous vegetation, 3 pastures, 2 meadows of *Parafestuca* and *Festuca*. **Ca** 3 Cultivated and anthropogenous vegetation, 2 medium-elevation scrubland, 1 mountain humid woodland (2 mesophytic, 3 xerophytic, 1 heaths), 4 urban areas.

Az	Az	Ma1	Ma2	Ma3	Ma4	Ma5	Ca1	Ca2	Ca3
4050*	5330	6180	4050*	9360*	8220	8230	5330	4050*	9360*

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Ca2
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca1
Regime de indêndios	Régimen de incendios	Fire regime	Ma

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma2 Ca1
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma1 Ca2

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES
RN do Figueiral-Praínha (S), RN da Baía da Praia (S), RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RFR da Mata do Alto (S), RFR do Capelo (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F). PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), PP do Monte da Guia (F). SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), SIC Ponta dos Rosais PTJOR0013 (J), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PTJOR0014 (J), ZPE Ilhéu do Topo e Costa Adjacente PTZPE0028 (J), SIC Monte da Guia PTFAI0005 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PTFAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Costa Nordeste – Flores PTFLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PTZPE0022 (L), ZPE Costa Sul e Sudoeste PTZPE0021 (L), ZPE Costa e Caldeirão PTZPE0020 (C).
MADEIRA
PNT da Madeira. SIC Maciço Montanhoso Central da Ilha da Madeira PTMAD0002; SIC PTMAD0001 – Laurissilva da Madeira
CANARIAS
PNC de Garajonay (G-0), PNT de la Corona Forestal (T-11). PR de Anaga (T-12), PP de las Lagunetas (T-29). LIC Garajonay ES0000044 (G), Las Lagunetas ES7020069 (T), Anaga ES7020095 (T), Corona Forestal ES7020054 (T).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES
Pri Top Mac <i>Laurus azorica</i> . Top Az <i>Picconia azorica</i> . A-II <i>Picconia azorica</i> . End <i>Erica azorica</i> . Nat <i>Morella faya</i> , <i>Myrsine africana</i> .
MADEIRA
Pri Ext <i>Juniperus cedrus</i> subsp. <i>cedrus</i> , <i>Monizia edulis</i> , <i>Sorbus maderensis</i> , <i>Teline maderensis</i> . SenHab <i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>maderense</i> . Vul <i>Anthyllis lemnniana</i> , <i>Deschampsia maderensis</i> , <i>Melanoselinum decipiens</i> , <i>Plantago malato-belizii</i> , <i>Viola paradoxa</i> . A-II <i>Echium candicans</i> , <i>Cirsium latifolium</i> , <i>Deschampsia maderensis</i> , <i>Anthyllis lemnniana</i> , <i>Plantago malato-belizii</i> , <i>Sorbus maderensis</i> , <i>Odontites holliana</i> , <i>Melanoselinum decipiens</i> , <i>Viola paradoxa</i> . A-IV <i>Berberis maderensis</i> , <i>Bunium brevifolium</i> . End <i>Argyranthemum pinnatifidum</i> subsp. <i>montanum</i> , <i>Helichrysum melaleucum</i> , <i>Pericallis aurita</i> , <i>Erica maderensis</i> , <i>Genista tenera</i> . Nat <i>Bupleurum salicifolium</i> subsp. <i>salicifolium</i> var. <i>salicifolium</i> , <i>Andryala glandulosa</i> subsp. <i>varia</i> , <i>Carlina salicifolia</i> , <i>Rumex bucephalophurus</i> , <i>Festuca jubata</i> .



Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

CANARIAS

Pri SenHab *Carex perrauderiana*. **Vul** *Aeonium ciliatum*.

End *Phyllis nobla*, *Isoplexis canariensis*, *Hypericum grandifolium*, *Globularia salicina*, *Hedera helix* subsp. *canariensis*, *Micromeria hyssopifolia*, *Andryala pinnatifida*, *Cistus symphytifolius*, *Rumex lunaria*, *Argyranthemum broussonetii*, *Adenocarpus foliolosus*.

Nat *Erica arborea*, *Rubus ulmifolius*, *Ranunculus cortusifolius*, *Daphne gnidium*, *Asplenium onopteris*, *Brachypodium sylvaticum*, *Smilax aspera*, *Origanum virens*, *Bituminaria bituminosa*, *Cistus monspeliensis*, *Pteridium aquilinum*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica	No específica	Non specific	Az Ma Ca



Paulo Oliveira, G. Delgado Castro & Pedro Rodrigues

Mus musculus Linnaeus 1758



Az *Murganho*
Ma *Murganho*
Ca *Ratón casero*
En *House mouse*

Fil *Chordata*
Cla *Mammalia*
Ord *Rodentia*
Fam *Muridae*

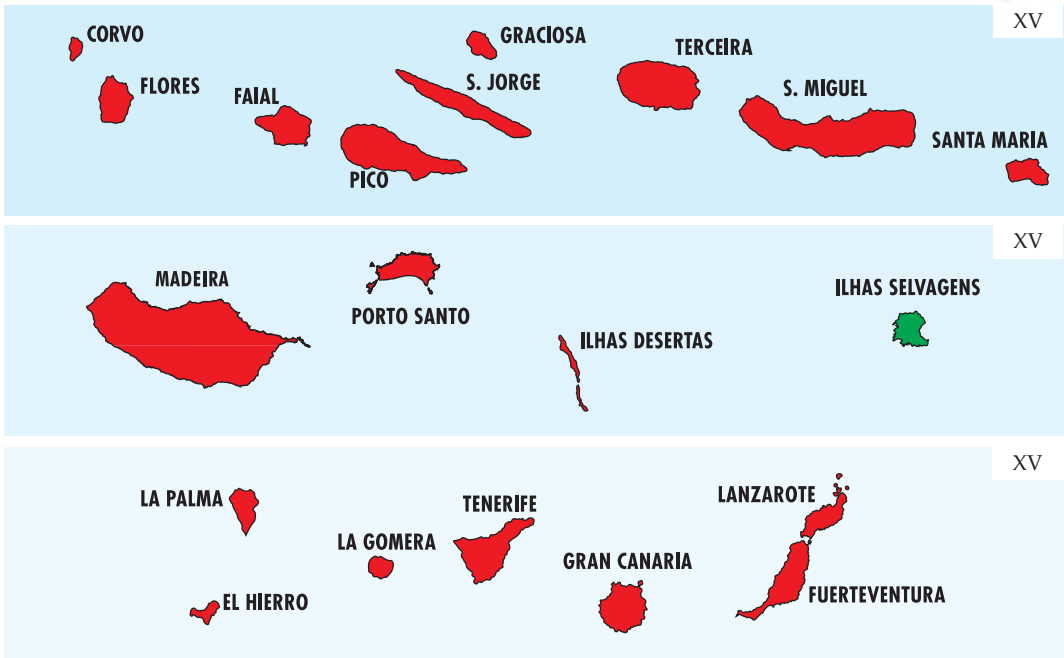


Foto de: Aline Cabral

PO Roedor com 7 a 10 cm (focinho – base da cauda) de pelo curto, cuja coloração oscila entre o castanho claro e o preto, que vive em grande proximidade com o homem. Muito prolífico, provoca desequilíbrios nos ecossistemas naturais, causa problemas na agricultura, na indústria alimentar e na saúde pública. Longevidade: raramente superior a 18 meses (em cativeiro 24 meses). Capacidade de crescimento populacional: em média uma fêmea produz 25-60 (15-168) descendentes directos por ano. Maturidade sexual: 5-7 semanas. Introdução accidental, com a chegada dos povoadores. Dispersão: i) localmente por dispersão natural, ii) acompanhando várias actividades humanas (transportes de pessoas e de mercadorias) e aproveitando a expansão dos povoados e das culturas associadas.

ES Roedor con 7 a 10 cm (hocino – base de la cola) de pelo corto, cuja coloración oscila entre el marrón claro y el negro, que vive en grande proximidad con el hombre. Muy prolífico, provoca desequilíbrios en los ecosistemas naturales, causa problemas en la agricultura, la industria alimentaria y la salud pública. Longevidad: raramente superior a 18 meses (en cautiverio 24 meses). Capacidad de crecimiento poblacional: en media una hembra produce 25 a 60 (15-168) descendientes directos por año. Madurez sexual: entre 5 a 7 semanas. Introducción accidental, con la llegada de los pobladores. Dispersión: i) localmente por dispersión natural, ii) acompañando varias actividades humanas (transportes de personas y de mercancías) y aprovechando la expansión de asentamientos humanos y de los cultivos asociados.

EN Rodent with 7-10 cm (snout – tail base) with short fur, light brown to black, living very close to human settlements. Very prolific, causes unbalances in natural ecosystems, damage in agriculture and food industry, and also in public health. Longevity: rarely above 18 months (24 in captivity). In average, a female is able to breed 25 to 60 (15-168) direct offspring per year. Sexual maturation after 5 to 7 weeks. Accidental introduction, with the arrival of human settlers. Natural dispersal, locally, and accompanying several human activities (transport of people and merchandise), also profiting from the expansion of human settlements and associated crops.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 4 Dunas costeiras, 4 Costas rochosas, 3 Arribas, 4 Zonas húmidas costeiras, 4 Praias de calhau rolado ou areia, 3 Matos, 3 Florestas naturais, 2 Pastagens permanentes e semi-naturais, 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas. **Ma** Zona litoral halófila (3 Dunas costeiras, 3 Costas rochosas, 3 Arribas, 3 Zonas húmidas costeiras), 2 Matos, 2 Florestas naturais, 3 Vegetação rupícola de altitude, 3 Pastagens, 3 Prados de *Parafestuca* e *Festuca*, 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica, 1 Zonas urbanizadas. **Ca** 1 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 6 Urzais e matos desérticos, 4 Matos xerofíticos de baixa altitude, 3 Matos de média altitude, 5 Matos de montanha e de cume, 2 Zonas urbanizadas.

ES Az 4 Arenales costeros, 4 Costas rocosas, 3 Acantilados costeros, 4 Ambientes riparios costeros, 4 Playas, 3 Matorrales, 3 Florestas naturales, 2 Pastizales, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas. **Ma** 3 Arenales costeros, 3 Costas rocosas, 3 Acantilados costeros, 3 Ambientes riparios costeros, 2 Matorrales, 2 Florestas naturales, 3 Vegetación rupícola de altitud, 3 Pastizales, 3 Prados de *Parafestuca* y *Festuca*, 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 1 Zonas urbanizadas. **Ca** 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 6 Ericaies y matorrales desérticos, 4 Zonas de matorral xerofítico del piso basal, 3 Matorrales de medianias, 5 Matorrales de ambientes montanos y de cumbre, 2 Zonas urbanizadas.

EN Az 4 Coastal dunes, 4 rocky shores, 3 cliffs, 4 coastal wetlands, 4 sand and boulder beaches, 3 scrubland, 3 natural forests, 2 pastures, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas. **Ma** 3 coastal dunes, 3 rocky shores, 3 cliffs, 3 coastal wetlands, 2 scrubland, 2 natural forests, 3 high elevation rupicolous vegetation, 3 pastures, 3 *Parafestuca* and *Festuca* meadows, 1 cultivated land and anthropogenous vegetation, 1 urban areas. **Ca** 1 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 6 desertic heaths and scrubland, 4 low elevation xerophytic scrubland, 3 medium elevation scrubland, 5 mountain and peak scrubland, 2 urban areas.



Az	Az	Az	Az	Az	Az	Ma	Ma	Ma	Ma
1250	4050*	5330	8220	9360*	9560*	9360*	8230	8220	1250
Ma	Ma	Ma	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca
4050*	5330	6180	9560*	9370*	9320	5330	4050*	1420	1250

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN			
Geomorfologia	Geomorfología	Geomorphology	Az	Ma	Ca
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az	Ma	Ca

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN			
Predação	Predación	Predation	Az	Ma	
Fitofagia	Fitofagia	Phytophagy			Ca
Competição	Competencia	Competition			Ca
Doenças e parasitas	Enfermedades y parásitos	Diseases and parasites	Az	Ma	
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az	Ma	

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES

RN da Baía da Maia (S), RN da Baía de São Lourenço (S), RN da Baía dos Anjos (S), RN da Lagoa do Fogo (M), RN da Caldeira do Faial (F).
 PP das Sete Cidades (M), PP do Monte Brasil (F), PP da Cultura da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F), MNR da Pedreira do Campo (S), MNR da Caldeira Velha (M).
 ZPE Zona Central do Pico PTZPE0027 (P), ZPE Caldeira e Capelinhos PTZPE0023 (F), SIC Costa e Caldeirão PTCCR0001 (C), ZPE Costa e Caldeirão PTZPE0020 (C), SIC Costa Nordeste - Flores PTFLO0003 (L), ZPE Costa Nordeste PTZPE0022 (L), ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme PTZPE0033 (M), ZPE Ponta das Contendas PTZPE0031 (T).

MADEIRA

PNT da Madeira.
 RN das Ilhas Desertas.
 PP & MN aquelas incluídas no PNT da Madeira. Aquellas incluidas en el PNT de madeira. Those included in PNT da Madeira.
 SIC/ZPE: Laurissilva, Maciço Montanhoso Central/Oriental, Ilhas Desertas e Ponta de São Lourenço.

CANARIAS

Ausente | Absent RNI de los Roques de Salmor (H-2), RNI de los Roques de Anaga (T-3).
Ausente | Absent LIC Roques de Salmor ES7020002 (H), ZEPA Roque de la Playa ES0000344 (T), LIC Roques de Anaga ES7020046 (T).



Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES

Pri Ext *Pyrrhula murina*. **Int** *Calonectris diomedea*, *Bulweria bulwerii*, *Oceanodroma castro*. Todas as outras aves marinhas que nidificam no Arquipélago. Todas las restantes aves que nidifican en el archipiélago. *All the other birds that nest in the archipelago.*

A-II Todas as que surgem no Anexo. Todas las incluidas en el Anexo. All those included in the Appendix.

A-IV Todas as que ocorrem no arquipélago. Todas las que ocurren en el archipiélago. *All of those which occur in the archipelago.*

A-I *Bulweria bulwerii*, *Calonectris diomedea*, *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Sterna dougallii*, *Sterna hirundo*, *Pyrrhula murina*.

End & Nat Todas as espécies de animais e plantas que ocorrem de forma natural nos habitats onde esta espécie está presente. Todas las especies de animales y plantas que ocurren de modo natural en los hábitats donde está presente. *All animal and plant species that occur in the habitats where it is present.*

MADEIRA

Pri Ext *Pterodroma madeira*. **Vul** *Pterodroma feae*. **Int** *Calonectris diomedea*, *Bulweria bulwerii*, *Oceanodroma castro*. Todas as outras aves marinhas que nidificam no Arquipélago excepto *Pelagodroma marina* (em virtude do murganho ter sido erradicado da Selvagem Grande). Todas las otras aves marinas del archipiélago con la excepción para *Pelagodroma marina* (visto que el ratón casero ha sido erradicado de la Selvagem Grande). *All the other marine birds that nest in the archipelago, except Pelagodroma marina (since the house mouse was eradicated from Selvagem Grande).*

A-II Todas as que surgem no Anexo, excepto aquelas que ocorrem exclusivamente nas Selvagens. Todas las listadas a la excepción de las que sólo ocurren en Selvagens. *All the listed species with the exception of those only present in Selvagens.*

A-IV Todas as que ocorrem no arquipélago excepto aquelas exclusivas das Selvagens. Todas las listadas a la excepción de las que sólo ocurren en Selvagens. *All the listed species with the exception of those only present in Selvagens.*

A-I *Pterodroma madeira*, *P. feae*, *Bulweria bulwerii*, *Calonectris diomedea*, *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Sterna hirundo*.

End & Nat Todas as espécies de animais e plantas que ocorrem de forma natural nos habitats onde esta espécie está presente. Todas las especies de animales y plantas que ocurren de modo natural en los hábitats donde está presente. *All animal and plant species that occur in the habitats where it is present.*

CANARIAS

Pri Vul *Cicer canariense*, *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Hydrobates pelagicus*, *Bulweria bulwerii*, *Crocidura canariensis*.

A-I *Puffinus assimilis*, *Oceanodroma castro*, *Hydrobates pelagicus*, *Bulweria bulwerii*.

A-IV *Crocidura canariensis*.

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Parcial	Parcial	Partial	Az Ma Ca
Az Ma Ca Os municípios realizam campanhas de desratização periódicas em zonas urbanas e rurais, com o apoio dos Serviços de Desenvolvimento Agrário.			
Az Ma Ca Los Cabildos Insulares y los Ayuntamientos desarrollan campañas periódicas de control de roedores en zonas urbanas y rurales.			
Az Ma Ca The municipalities undertake periodic control campaigns in urban and rural areas.			

***Delairea odorata* Lem.**[*Senecio mikanioides* Otto ex Walp.]

Az *Trepadeira-do-Natal*
Ma *Tasneirinha-de-correr*
Ca *Yedra alemana*
En *Cape ivy*

Div *Magnoliophyta*
Cla *Magnoliopsida*
Ord *Asterales*
Fam *Asteraceae*



Foto de: Luís Silva

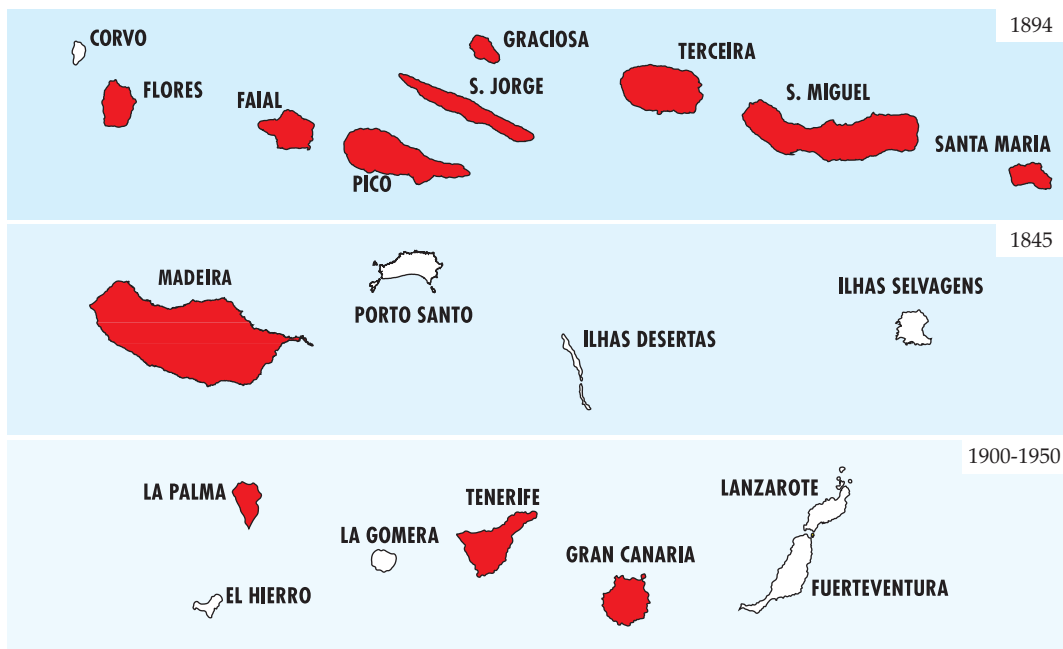


Foto de: E. Ojeda Land

PO Fanerófito escandente. Trepadeira perene, carnuda, até 6 m. Caule e folhas glabras. Folhas alternas (3-10 x 3-6 cm), amplamente deltadas ou em forma de “hera” com 5-7 lobos, pecioladas (1,5-7 cm) e palminérvias. Capítulos axilares ou em cimeiras terminais com flores amarelas, corolas do disco (4-5 mm) em grupos, flores radiais ausentes. Aquénio (2 mm), em geral com papilho. Reprodução assexuada (estolhos) e sexuada (semente). **Az** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: i) anemocoria, ii) plantação em muros. **Ma** Introdução intencional (ornamental). Dispersão natural. **Ca** Introdução intencional (ornamental). Dispersão: i) anemocoria, ii) é favorecida por alterações no território.

ES Fanerófito escandente. Trepadora perenne y carnosa, de hasta 6 m. Tallo y hojas glabras. Hojas alternas (3-10 x 3-6 cm), largamente deltadas o en forma de hiedra con 5-7 lobos, pecioladas (1,5-7 cm) y palminérvias. Capítulos axilares o en cimas terminales con flores amarillas, corolas del disco (4-5 mm) en grupos, flores radiales ausentes. Aquénio (2 mm), en general con vilano en forma de corona de pelos. Reproducción vegetativa (estolones) y por semilla. **Az** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: i) anemocoria, ii) plantación en muros. **Ma** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión natural. **Ca** Introducción intencionada (ornamental). Dispersión: i) anemocoria, ii) es favorecida por cambios en el territorio.

EN Climbing phanerophyte. Fleshy, perennial, evergreen vine up to 6 m long. Stem and leaves glabrous. Leaves alternate (3-10 x 3-6 cm), broadly deltate to “ivy-shaped”, with 5-7 lobes, palmately veined with petioles 1.5-7 cm long. Capitula axillary or on terminal cymes, with yellow flowers, disk corollas 4-5 mm long arranged in clusters, ray flowers absent. Achene (2 mm), often with a pappus. Reproduce vegetatively (stolons) or by seed. **Az** Intentional introduction (ornamental). Dispersal: i) anemochory, ii) cultivated in walls. **Ma** Intentional introduction (ornamental). Natural dispersal. **Ca** Intentional introduction (ornamental). Dispersal: i) anemochory, ii) favored by land changes.



Habitat | Hábitat | Habitat

PO Az 1 Entulhos, 3 Sebes, 2 Muros, 3 Ravinas, 2 Matos de *Pittosporum* e *Morella*. **Ma** 7 Arribas, 2 Urzal de substituição da Laurissilva do Barbusano, 4 Urzal de substituição da Laurissilva do Til, 3 Laurissilva do Barbusano (Laurissilva mediterrânica), 5 Laurissilva do Til (Laurissilva temperada), 6 Laurissilvas ripícolas (Sabugal, Laurissilva do Vinhático, Seixal), 1 Terrenos cultivados e zonas verdes de origem antrópica. **Ca** 3 Terrenos cultivados e vegetação de origem antrópica, 2 Matos de média altitude, 1 Bosques húmidos de montanha, 4 Zonas urbanizadas.

ES Az 1 Zonas de deposición de escombros, 3 Setos, 2 Muros, 3 Barrancos, 2 Matorrales de *Pittosporum* y *Morella*. **Ma** 7 Acantilados costeros, 2 Erical de substitución de la Laurisilva de *Apollonias*, 4 Erical de substitución de la Laurisilva de *Ocotea*, 3 Laurisilva de *Apollonias* (Laurisilva mediterránea), 5 Laurisilva de *Ocotea* (Laurisilva templada), 6 Laurisilvas riparias (bosque de *Sambucus*, Laurisilva de *Persea*, bosque de *Salix*), 1 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico. **Ca** 3 Terrenos de cultivos y zonas verdes de origen antrópico, 2 Matorrales de medianías, 1 Bosques montanos húmedos, 4 Zonas urbanizadas.

EN Az 1 Waste places, 3 hedgerows, 2 walls, 3 ravines, 2 *Pittosporum* and *Morella* scrubland. **Ma** 7 Cliffs, 2 heath substituting *Apollonias* laurel forest, 4 heath substituting *Ocotea* laurel forest, 3 *Apollonias* laurel forest (Mediterranean laurel forest), 5 *Ocotea* laurel forest (temperate laurel forest), 6 riparian laurel forest (*Sambucus* woodland, *Persea* laurel forest, *Salix* woodland), 1 Cultivated land and anthropogenous vegetation. **Ca** 3 Cultivated land and anthropogenous vegetation, 2 medium altitude scrubland, 1 mountain humid woodlands, 4 urban areas.

Ma1	Ma2	Ma3	Ca1	Ca2	Ca3
4050*	9360*	1250	4050*	5330	8220

Impacte nos habitats | Impacto en los hábitats | Impact on habitats

PO	ES	EN	
Outras alterações no ambiente	Otras alteraciones en el entorno	Other changes in the environment	Ca2
Estrutura, abundância, sucessão	Estructura, abundancia, sucesión	Structure, abundance, succession	Az Ma Ca1

Impacte nas espécies | Impacto en las especies | Impact on species

PO	ES	EN	
Competição	Competencia	Competition	Az Ma1 Ca1
Recrutamento	Reclutamiento	Recruitment	Az Ma2 Ca2

Espaços protegidos | Espacios protegidos | Protected areas

AÇORES
RN da Baía da Maia (S), RFR do Capelo (F), RFNP do Vulcão dos Capelinhos (F). PP do Barreiro da Faneca e Costa Norte (S), PP da Vinha (P), PP do Monte da Guia (F). SIC Ponta do Castelo PT SMA0022 (S), SIC Ponta Branca PT GRA0016 (G), SIC Costa Nordeste e Ponta do Topo PT JOR0014 (J), ZPE Furnas/ Santo António PT ZPE0026 (P), SIC Monte da Guia PT FAI0005 (F), SIC Morro de Castelo Branco PT FAI0007 (F), SIC Ponta do Varadouro PT FAI0006 (F), SIC Caldeira e Capelinhos PT FAI0004 (F), ZPE Caldeira e Capelinhos PT ZPE0023 (F).
MADEIRA
PNT da Madeira. SIC Laurissilva da Madeira PT MAD0001.
CANARIAS
RNE de Guelguén (P-2). PR de Tenó (T-13), PR de Anaga (T-12), PP Las Lagunetas (T-29), MN de Idefe (P-11). LIC Guelguén ES7020009 (P), Tablado ES7020020 (P), Las Lagunetas ES7020069 (T), Tenó ES7020096 (T).

Espécies afectadas | Especies afectadas | Affected species

AÇORES
End <i>Hedera azorica</i> , <i>Piccoria azorica</i> . Nat <i>Morella faya</i> .
MADEIRA
Pri <i>Convolvulus massonii</i> *. A-II <i>Convolvulus massonii</i> *, <i>Sibthorpia peregrina</i> . End <i>Phyllis nobla</i> , <i>Tolpis succulenta</i> , <i>Pericallis aurita</i> . Nat <i>Adiantum reniforme</i> subsp. <i>reniforme</i> , <i>Asplenium onopteris</i> .
CANARIAS
End <i>Argyranthemum broussoneti</i> , <i>Urtica morifolia</i> , <i>Geranium canariense</i> , <i>Ixanthus viscosus</i> , <i>Pericallis tussilaginis</i> , <i>Cedronella canariensis</i> , <i>Isoplexis canariensis</i> , <i>Micromeria hyssopifolia</i> , <i>Micromeria varia</i> , <i>Phyllis nobla</i> , <i>Hypericum grandifolium</i> , <i>Rubus bollei</i> . Nat <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Vinca major</i> , <i>Ranunculus cortusifolius</i> , <i>Myosotis latifolia</i> , <i>Origanum virens</i> , <i>Calamintha sylvatica</i> , <i>Rubia agostinhoi</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Galium scabrum</i> , <i>Daphne gnidium</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Asplenium onopteris</i> .

Legislação | Legislación | Legislation

PO	ES	EN	
Não específica	No específica	Non specific	Az Ma Ca

Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (2006), IUCN (2004), Jardim *et al.* (2006), Press & Short (1994), Rodríguez Delgado & García Gallo (2005), Schaefer (2002), Silva (2001), Vieira (2002).