



SEMINARI SOBRE ESPÈCIES INTRODUÏDES I INVASORES A LES ILLES BALEARS

Carmen Álvarez Pola (Ed.)

SÓLLER 2010



Govern de les Illes Balears

Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat

Aquesta publicació reuneix els articles
i notes científiques de les ponències presentades
al **Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears.**
Aquest esdeveniment va ser organitzat pel Servei de Protecció d'Espècies
de la Conselleria de Medi Ambient, en col·laboració amb
el Museu de Ciències Naturals de Sóller, on es va celebrar
el 25 de setembre de 2009

**SEMINARI
SOBRE ESPÈCIES
INTRODUÏDES
I INVASORES
A LES ILLES BALEARS**

Editora: Carmen Álvarez Pola

Sóller

2010

CARTA DE PRESENTACIÓ

Gabriel Vicens. Conseller de Medi Ambient i Mobilitat

Com a Conseller de Medi Ambient i Mobilitat és per a mi un plaer presentar aquest recull d'informació sobre els resultats del *Seminari d'espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears*. Com a biòleg i amant de la natura som conscient de la importància d'aquestes iniciatives i de l'esforç, per part d'investigadors i estudiosos, per donar a conèixer un dels principals problemes que afecta a la biodiversitat de les nostres illes. Entendre i conèixer la natura és el primer pas en l'aplicació de mesures per a la seva correcta gestió i conservació.

La introducció d'espècies és un fenomen molt antic, de manera que dins els nostres ecosistemes podem trobar espècies autòctones i forànies que conviuen en relativa harmonia, espècies invasores, i moltes altres de les que no tenim informació sobre el seu origen.

Aquest llibre és la primera publicació a les Balears que analitza les principals espècies introduïdes d'un ampli ventall de grups taxonòmics present a les Illes Balears. Es tracta d'una recopilació concisa de reconeguts especialistes en la matèria, on s'aborden els aràcnids i mol·luscs, peixos, rèptils i amfibis, aus, bolets, algues, flora vascular, fins als invasors quasi invisibles com petits artròpodes i nematodes, fongs, virus i bacteris.

Vull expressar la meua gratitud a tots els professionals implicats en la realització d'aquest llibre i que es dediquen a salvaguardar el nostre patrimoni natural de les invasions biològiques, les innumerables hores de feina de camp i investigació, que enriqueixen la nostre saviesa i ens donen a tots l'oportunitat de fer-nos partícips dels seus reptes.

Citació recomanada:

Mayol, J., Álvarez, C. 2010. Les espècies introduïdes invasores: deu fets, cinc preguntes i un pla. In: Álvarez, C. (ed.). *Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears*. Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat. p. 19-38.

Imprès a amadip.esment · DL: PM-877-2010

Obertura del Taller sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears	
Miquel Rayó	9
Programa de comunicacions	13
Participants.....	15

ARTICLES

Les espècies introduïdes invasores: deu fets, cinc preguntes i un pla	
Joan Mayol i Carmen Álvarez.....	19
Aràcnids i mol·luscs introduïts a les Illes Balears	
Guillem X. Pons i Carmen Álvarez	39
Peixos continentals i fauna marina	
Antoni Grau Jofre	47
Rèptils i amfibis introduïts a les Balears	
Joan A. Oliver i Carmen Álvarez	53
Las aves introducidas en Baleares	
Carmen Álvarez i Jordi Muntaner.....	59
Micoflora	
Joan Carles Salom Tomàs	87
Macroalgas marinas invasoras en Baleares	
Jorge Terrados	99
Aproximació a la flora vascular introduïda de les Illes Balears	
Eva Moragues.....	107
Islas, ratas y aves: historias de éxitos y fracasos	
Miguel McMinn Grivé i Ana Rodríguez Molina	115
Especies introducidas y agricultura: nematodos y artrópodos	
Miguel Ángel Miranda, Ana González y Diego Olmo	127
Especies introducidas y agricultura: hongos, virus y bacterias	
Diego Olmo.....	145
La jardineria i les plantes invasores: alternatives i eines pràctiques per a la seva gestió	
Vicente Del Toro i Pere Fraga.....	153

OBERTURA DEL TALLER SOBRE ESPÈCIES INTRODUÏDES I INVASORES A LES ILLES BALEARS

Miquel Rayó, President del CAFFIB (Consell Assessor de Flora i Fauna de les Illes Balears)

Diu el biòleg i assagista Jared Diamond al seu llibre *Colapso* que

“els processos a través dels quals les societats del passat s’han afeblit elles mateixes perquè han deteriorat el seu medi es classifiquen en vuit categories, d’importància relativa per a cada cas: deforestació i destrucció de l’hàbitat, problemes del sòl (erosió, salinització i pèrdua de la fertilitat del sòl), problemes de gestió de l’aigua, abús de la caça, pesca excessiva, **conseqüències de la introducció de noves espècies sobre les espècies autòctones**, creixement de la població humana i augment de l’impacte per càpita de les persones” (pàgina 25).

El problema de la introducció d’espècies, doncs, no és menor. Inferesc que el de la invasió no ho deu ser tampoc. Si els problemes existeixen cal cercar solucions; això vol dir prendre decisions.

També defineix aquest autor les raons per les quals algunes societats prenen de vegades decisions que els menen a la catàstrofe:

“incapacitat de preveure un problema, impossibilitat de percebre’l un cop ja s’ha produït, incapacitat per disposar-se a resoldre’l un cop que ja s’ha percebut, i fracàs en les proves per resoldre’l” (567).

Podem traduir això a objectius operatius per al taller que encetam: aprendre a preveure, a percebre, a resoldre, i a esmenar fracassos.

Finalment, Diamond declara esperançat que no totes les societats fracassen (la prova que ho demostra, afirma, és que nosaltres som aquí), i que hi ha dos tipus

de decisions que han resultat crucials per inclinar una societat cap a l'èxit o cap el fracàs:

“la planificació a llarg termini i la voluntat de revisar valors” (675).

Vet aquí els dos objectius generals de la vostra reunió: debatre per planificar i per revisar. No són poc ambiciosos.

Crec que tots els presents enteneu a quines reflexions ens menen les opinions d'aquest autor. No caldria dir res pus, doncs, en aquest sentit: són prou estimulants i ben escaients en aquest concili, en el qual em sento un intrús: un individu introduït (per invitació dels organitzadors), invasor (opino sense tenir competència en un camp ja molt professional) i fins i tot exòtic: què faig aquí, a part de compartir una estona amb bons amics i d'escoltar gent que sap i que, i això ho espero amb sinceritat, segurament sap que ignora molt? No caldria dir res pus.

Però, vull esgotar els meus cinc minuts (i potser sobrepassar-los amb abús de la vostra paciència) amb la lectura d'un poema de la polonesa Wislawa Szymborska. Es titula *Salm*, i pertany al llibre *El gran nombre* de l'any 1976. Abans de llegir-lo, m'imagino que tots i totes som ben conscients, també, que protagonitzam una mena de paradoxa fascinant: representants de l'espècie probablement més invasora (i sense dubte responsable principal de la introducció d'espècies, tant des de la inconsciència com des de l'ambició) cavil·la sobre espècies introduïdes i invasores. I d'altra banda, l'expansió de les espècies cap a nous ambients, no és un imperatiu biològic i, a més, un catalitzador de l'Evolució?

Llegesc el poema de Szymborska:

Què poc hermètiques són les fronteres dels regnes humans!
quants de niguls volen impunement sobre elles,
quantes arenes del desert passen d'un país a l'altre,
quantes pedres del turó rodolen amb saltets provocadors per propietats alienes!
He de numerar un rere l'altre tots els aucells al vol,
o només el que en aquest moment just es posa en una barrera tancada?
Encara que sigui només un teulader, la seva coa ja és fronterera,

però el seu bec és encara d'aquí. I no està quiet un sol segon!
Dels innombrables insectes me limitaré a la formiga
que entre la bota esquerra i la dreta del duaner no es digna a res-
pondre les preguntes d'on?, i cap a on?.
Ah, veure clarament, a un mateix temps, aquest complet desor-
dre, en tots els continents!
Per ventura no és aquest ligustral de la riba oposada
el que passa pel riu una enèsima fulla de contraban?
O no és per ventura la sèpia atrevidament mansllargues
la que viola la sagrada zona de les aigües territorials?
Podem parlar d'un cert ordre,
quan ni les estrelles es deixen col·locar
perquè pugui quedar clar sota quina d'elles ha nascut cadascú?
I no parlem del comportament censurable de la boira!
Ni del pol·len que solca les estepes
com si mai no haguessin estat trossejades!
Ni del so de les veus en les servicials ones de l'aire:
giscos evocadors i gloc-glocs significatius.
Només el que és humà sap ser vertaderament estrany.
La resta són boscos mixtos, talps vells i vent.

PROGRAMA DE PRESENTACIONS

9:30 / 9:35 Presentació del Taller, al càrrec de Miquel Rayó, President del CAFFIB.

Comunicacions generals:

Moderador: Eva Moragues del SPE.

9:35 / 10:00 Les espècies introduïdes i invasores: deu fets, cinc preguntes i un pla.
Joan Mayol Serra & Carmen Álvarez (CMA-SPE).

10:00 / 10:30 Canvis faunístics a les Balears conseqüència d'introduccions.
Josep Antoni Alcover. [IMEDEA (CSIC-UIB)].

Comunicacions grups taxonòmics:

Moderador: Carolina Constantino de la Peña del MBCN.

10:30 / 10:45 Crustacis terrestres i d'aigua dolça. Damià Jaume [IMEDEA (CSIC-UIB)].

10:45 / 11:00 Aràcnids i mol·luscs. Guillem Pons (SHNB).

11:00 / 11:20 *Pausa Cafè*

11:20 / 11:35 Peixos continentals i fauna marina. Antoni Grau (CAP-DGP).

11:35 / 11:50 Rèptils i amfibis. Joan Oliver. (CMA-SPE).

11:50 / 12:05 Aus. J. Muntaner (CMA-SPE).

12:05 / 12:20 Mamífers. Josep Antoni Alcover. [IMEDEA (CSIC-UIB)].

12:20 / 12:35 Micoflora. Joan Carles Salom (CMA-SP).

12:35 / 12:50 Macroalgues marines invasores. Jorge Terrados [IMEDEA (CSIC-UIB)].

12:50 / 13:05 Fanerògames. Eva Moragues (CMA-SPE).

Comunicacions sobre flagells:

Moderador: Carmen Álvarez del SPE.

13:05 / 13:45 Illes, rates i aus: històries d'èxits i fracassos. Miguel McMinn (SKUA).

13:45 / 14:05 Legislació europea referent a Sanitat Forestal: Coleòpters, Lepidòpters i altres patògens forestals. Luís Núñez (CMA-SSF).

14:05 / 15:30 *Pausa dinar.*

Comunicacions sobre flagells (continuació):

15:30 / 15:50 Espècies introduïdes i agricultura: Nematodes i Artròpodes.
Miguel Ángel Miranda (UIB).

15:50 / 16:10 Espècies introduïdes i agricultura: Fongs, Virus i Bactèries.
Diego Olmo (CAP-SV).

16:10 / 16:45 Presentació del llibre "Alternatives a las espècies exòtiques invasores en jardineria". Vicente del Toro (Generalitat Valenciana) i Pere Fraga (IME).

16:45 / 17:00 Clausura.

PARTICIPANTS



FOTOGRAFIA DE GRUP. D'esquerra a dreta:

Dalt: Ana Rodríguez, Miguel McMinn, Jorge Terrados, Sebastià Sansó, Toni Frau, Jordi Muntaner, Toni Grau, Joan Carles Salom, Damià Jaume, Eva Moragues, Carmen Álvarez, Miquel Garau, Xavier Mas, Xavier Álvarez, Pere Fraga, Vicente Del Toro, Carolina Constantino i Josep Antoni Alcover.

Baix: Samuel Pinya, Lluís Parpal, Joan Oliver, Luis Núñez i Joan Mayol.

Alcover, Josep Antoni. IMEDEA (CSIC-UIB), Institut Mediterrani d'Estudis Avançats.

Álvarez, Carmen. CMA-SPE, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Protecció d'Espècies.

Constantino de la Peña, Carolina. MBCNS, Museu Balear de Ciències Naturals de Sóller.

Del Toro, Vicente. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana. Servei de Biodiversitat.

Fraga, Pere. IME, Institut Menorquí d'Estudis.

Grau, Antoni. CAP-DGP, Conselleria d'Agricultura i Pesca. Direcció General de Pesca.

Jaume, Damià. IMEDEA (CSIC-UIB), Institut Mediterrani d'Estudis Avançats.

Mayol Serra, Joan. CMA-SPE, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Protecció d'Espècies.

McMinn, Miguel. SKUA, Gabinet d'estudis Ambientals.

Miranda, Miguel Ángel. UIB, Universitat de les Illes Balears

Moragues Botey, Eva. CMA-SPE, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Protecció d'Espècies.

Muntaner, Jordi. CMA-SPE, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Protecció d'Espècies.

Núñez, Luís. CMA-SSF, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Sanitat Forestal.

Olmo, Diego. CAP-SV, Conselleria d'Agricultura i Pesca. Sanitat Vegetal.

Oliver, Joan A. CMA-SPE, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Protecció d'Espècies.

Pons, Guillem X. SHNB, Societat d'Historia Natural de les Balears.

Rayó, Miquel. CAFFIB, Consell Assessor de Flora i Fauna de les Illes Balears.

Salom, Joan Carles. CMA-SP, Conselleria de Medi Ambient. Servei de Planificació.

Terrados, Jorge. IMEDEA (CSIC-UIB), Institut Mediterrani d'Estudis Avançats.

ARTICLES

LES ESPECIES INTRODUÏDES INVASSORES: DEU FETS, CINC PREGUNTES I UN PLA

Joan Mayol¹ & Carmen Àlvarez², Servei de Protecció d'Espècies. CMA. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. e-mail: ¹jmayol@dgcapea.caib.es ²linpola@hotmail.com

ELS FETS

Des de fa una desena d'anys, la qüestió de les espècies difoses de forma artificial és un dels punts calents en el debat i l'acció de conservació. Si durant el segle XIX i bona part del XX els naturalistes i les administracions promovien aclimatacions i transportaven activament espècies amb fins agrícoles, ornamentals, cinegètics, piscícoles, etc., avui el punt de vista general és diametralment oposat. Allò que es veia com a positiu (fins i tot el CSIC tenia un "Instituto de Aclimatación" a Almeria fins els anys 70) avui és una preocupació major, no sense motius però també, probablement, per un efecte pendular. Iniciem la nostra contribució amb un intent de fixar els punts de partida en aquesta matèria, amb un seguit d'afirmacions que defugen el simplisme, un dels esculls que amenacen les singladures cap al coneixement.

Primer fet: de què parlam.

El concepte d'espècie introduïda invasora que ens proposam adoptar és la del Conveni per a la Diversitat Biològica, amb una lleugera modificació: denominam així aquells **animals, plantes, fongs o protistes que han ocupat un determinat territori**

gràcies a la intervenció humana i que hi generen impactes sobre la biodiversitat o la salut o els bens de les persones¹. Inclou, per tant, espècies transportades de forma voluntària o involuntària, o les que arriben a una localitat gràcies a infraestructures artificials (l'exemple més clàssic és el de les espècies lessepsianes, que colonitzen la Mediterrània gràcies al Canal de Suez; un altre cas seria el d'espècies que colonitzen illes unides artificialment a terra).

Acadèmicament, el tema no està tancat, ja que hi ha autors (especialment en l'àmbit botànic) que consideren invasores les espècies introduïdes que proliferen de manera ràpida i ocupen el territori a una certa velocitat, amb independència de les alteracions que ocasionin o no sobre la biota local. No és fàcil imaginar que l'ocupació massiva d'un territori no alteri la comunitat biològica que li és pròpia (la qual cosa seria un impacte evident sobre la biodiversitat), però en qualsevol cas és obvi que, en el món de la gestió, caldrà atorgar una atenció (i resposta) prioritària a les espècies que generin impactes abans que a les altres. La denominació d'invasora ens serveix per discriminar les introduïdes que cal controlar prioritàriament.

Segon fet: La magnitud de la tragèdia

Les espècies introduïdes invasores són la causa coneguda més important d'extincions a escala mundial. Tot i que, en general, molts autors consideren que la causa més important de pèrdua de biodiversitat és la destrucció dels hàbitats naturals, i posen en segon lloc la introducció d'espècies, cal recordar que no existeix un procediment ni una unitat per mesurar la biodiversitat. Pèrdua de biodiversitat inclou pèrdues o degradacions d'ecosistemes i paisatges, i també reduccions demogràfiques d'espècies i extincions. Valorar conjuntament elements d'una tal heterogeneïtat és impossible; es pot qualificar, però no quantificar.

Si ens atenem a l'extinció d'espècies (general, no local), i ens guiem per les comprovades i de causa coneguda, constatarem dos fets: la major part (més del 75% de casos) de les espècies extingides són espècies insulars o lacustres (els llacs, biològicament, són illes), i la major part (probablement també tres quartes parts) han estat exterminades per espècies introduïdes. Per tant, la pèrdua de biodiversitat més greu, l'extinció d'espècies – un fet irreversible considerat per alguns autors com el més catastròfic impacte dels humans a la biosfera – es deu fonamentalment a les espècies introduïdes.

Cal, però, fet una altra precisió: les espècies invasores “extintores” són realment molt poques: tres espècies de rata, el moix i alguns altres carnívors de talla similar, alguns ofidis, el porc, la cabra i, recentment, un fong paràsit d'amfibis². Aquests són els culpables inconscients d'una immensa majoria de les extincions documentades. Cal recordar-ho,

¹ La referència a la salut i els bens és la diferència de la nostra definició i la del CDB, amb el mateix criteri de la llei nordamericana en matèria d'espècies introduïdes.

² És probable que altres gèrmens hagin jugat un paper clau en diverses extincions, però manca demostrar fefaentment els casos.

i no caure en un abús argumental en contra de qualsevol espècie exòtica que pot no ser benvinguda, però que cal no criminalitzar de forma injusta. Incidentalment, cal fer notar que no s'ha documentat cap cas de vegetal invasor desencadenant d'extincions.

Tanmateix, l'extinció, tot i sent el més greu, no és l'únic impacte biològic de les EII: alteren comunitats biològiques, canvien el paisatge (de fet, aquest canvi és molt mal tolerat per molts naturalistes i altres persones), alteren processos evolutius per hibridació o introgressió genètica, competeixen, depreden, etc. Els impactes més clars sobre la salut es donen amb la introducció de vectors d'infeccions (dípters hematòfags especialment; recordem també la peste bubònica, expandida per les rates, difoses per vaixells i altres transports humans) o per plantes al·lèrgiques. Finalment, els impactes econòmics són probablement els més evidents: gran part de les plagues agrícoles, males herbes i molts dels processos infecciosos en ramaderia són EII. Als USA, s'ha avaluat que els perjudicis i costos ocasionats per les EII (s'hi calculen 50.000 espècies introduïdes, de tots els regnes!) són de 138 mil milions de dòlars anuals (Williams, L. 2008; Pimentel, D. 2006). Cal tenir present, també, que el canvi climàtic suposa canvis de ritme i de gravetat en aquest problema (US EPA 2008).

Tercer fet: Espècies introduïdes d'interès per a la conservació

Un cas clar: a la fauna balear de mamífers comptam amb un mínim de set casos de subespècies endèmiques (formes descrites com a tals i considerades vàlides pels especialistes), diferenciades de les continentals per biometria, que són espècies introduïdes. De fet, el propi Darwin, en el seu periple, va anotar que hi ha espècies de rosegadors introduïts a illes que s'han diferenciat dels continentals en tamany hereditari en el curs d'un lapse limitat de temps. A les Balears passa amb mussaranyes, rosegadors i carnívors. Perdre aquestes subespècies insulars seria, qui ho posa en dubte, biològicament lamentable.

A més, espècies com les tortugues de terra o aigua i l'eriçó són protegides per la llei, tot i ser introduïdes; i es fan els esforços que toca per ajustar la pressió cinegètica sobre el conill, la llebre o la perdiu als paràmetres compatibles amb la conservació, per molt introduïdes que siguin.

A la Llei Balear de Caça i Pesca fluvial s'ha adoptat el concepte jurídic d'**Espècie Pròpia**, per al conjunt integrat per espècies autòctones, colonitzadores naturals i introduccions antigues sense impacte. En definitiva, espècies que cal conservar.

Cal també fer referència a espècies introduïdes amb impactes positius, o més ben dit, amb balanç positiu d'impactes: el moixó de moscard o gambússia ha disminuït dràsticament la incidència de la malària a molts dels llocs on ha estat introduït. A s'Albufera no s'ha documentat cap impacte com a conseqüència de la introducció del cranc americà –ja que no teníem aquí espècies autòctones que poguessin patir, cosa que sí

ha passat al continent- i, en canvi, ha estat –amb la protecció de l’espai- el factor clau per a l’establiment i expansió de colònies d’agròns arborícoles.

Quart fet: Ara toca

Recopilant els punts anteriors, podem afirmar que hi ha espècies introduïdes que tenen o poden tenir un impacte rellevant sobre la conservació del patrimoni natural, i que, per tant, **és convenient actuar de forma discriminada per eliminar-les**. Actualment, el consens que té aquest punt en el món de la conservació és general, i es consideren quasi anecdòtics els casos positius. El Conveni per a la Diversitat Biològica, entre altres, determina l’obligació dels estats de treballar contra les EII; el Consell d’Europa ha promogut una estratègia europea per fer front al problema (*European Strategy on Invasive Alien Species*, Genovesi, P. & Shine, C., 2004), i tenim fins i tot una norma bàsica en la legislació espanyola, Llei 42/2007 de Patrimoni Natural i Biodiversitat, que a través del Capítol III de Prevenció i control de espècies exòtiques invasores y mitjançant un únic article estableix que:

Article 61. Catàleg Espanyol d’Espècies Exòtiques Invasores

1. Es crea el Catàleg Espanyol d’Espècies Exòtiques Invasores, l’estructura del qual i funcionament es regularà reglamentàriament i en el qual s’inclouran, quan existeixi informació tècnica o científica que així ho aconselli, totes aquelles espècies i subespècies exòtiques invasores que constitueixin una amenaça greu per a les espècies autòctones, els hàbitats o els ecosistemes, la agronomia o per als recursos econòmics associats a l’ús del patrimoni natural. Depèn del Ministeri de Medi Ambient, amb caràcter administratiu i àmbit estatal.
2. La inclusió d’una espècie en el Catàleg Espanyol d’Espècies Exòtiques Invasores es portarà a terme pel ministeri de Medi Ambient, a proposta de la Comissió Estatal per al Patrimoni Natural i la Biodiversitat, prèvia iniciativa de les Comunitats autònomes o del propi Ministeri, quan existeixi informació tècnica o científica que així ho aconselli. Qualsevol ciutadà o organització podrà sol·licitar la iniciació del procediment d’inclusió o exclusió d’una espècie o subespècie, acompanyant a la corresponent sol·licitud una argumentació científica de la mesura proposada.
3. La inclusió en el Catàleg Espanyol d’Espècies Exòtiques Invasores comporta la prohibició genèrica de possessió, transport, tràfic i comerç d’exemplars vius o morts, de les seves restes o propàguls, incloent el comerç exterior. Aquesta prohibició podrà quedar sense efecte, prèvia autorització administrativa, quan sigui necessari per raons d’investigació, salut o seguretat de les persones.
4. Per part de les Comunitats autònomes es portarà a terme un seguiment de les espècies exòtiques amb potencial invasor, especialment d’aquelles que han demostrat aquest caràcter a altres països o regions, amb la finalitat de proposar, arribat el cas, la seva inclusió en el Catàleg Espanyol d’Espècies Exòtiques Invasores.

5. El Ministeri de Medi ambient i les Comunitats autònomes, en el marc de la Comissió Estatal del Patrimoni Natural i la Biodiversitat, elaboraran Estratègies que continguin les directrius de gestió, control i possible eradicació de les espècies del Catàleg Espanyol d'Espècies Exòtiques Invasores, atorgant prioritat a aquelles espècies que suposin un major risc per a la conservació de les fauna, flora o hàbitats autòctons amenaçats, amb particular atenció a la biodiversitat insular. La Conferència Sectorial de Medi ambient, a proposta de la Comissió Estatal per al Patrimoni Natural i la Biodiversitat, i previ informe del Consell Estatal per al Patrimoni Natural i la Biodiversitat, aprovarà aquestes estratègies, que tindran caràcter orientatiu.
6. Les Comunitats autònomes, en els seus respectius àmbits territorials, podran establir catàlegs d'Espècies Exòtiques Invasores, determinant les prohibicions i actuacions suplementàries que es considerin necessàries per a la seva eradicació.

Aquesta prioritat ha de ser especialment clara en els espais naturals protegits, alguns dels quals ja han iniciat o desenvolupat projectes en aquest sentit, amb prou èxit. El pla balear (en tramitació), que s'inclou en la present publicació, atorga especial prioritat a l'eradicació d'espècies en parcs i reserves, quan aquesta sigui possible.

Cinquè fet: Val més matinejar...

Els documents internacionals coincideixen en una regla pràctica molt posada en raó: les possibilitats d'èxit disminueixen en funció del temps transcorregut des de l'assentament. Per tant, **cal donar prioritat a les eradicacions primerenques**. Per tant, davant l'assentament d'una espècie invasora o potencialment invasora (com és el cas de les que ho són en altres localitats), i en aplicació del principi de precaució, cal actuar de forma immediata i procedir a la destrucció o retirada del medi natural de tots els exemplars d'aquesta. No estaria justificat fer estudis perllongats o seguiments acadèmics ja que el temps necessari per a això minvaria les possibilitats d'èxit. Ajornar la decisió pot equivaler a fer-la inútil, i que quan es decideixi l'eradicació sigui molt més costosa, molt més impactant i, en alguns casos, fins i tot impossible.

Sisè fet: Un avantatge insular

La insularitat, que representa tants costos socioeconòmics i condiona els ecosistemes en tants de sentits, té diverses conseqüències en relació a les espècies invasores: diversos autors han considerat que els ecosistemes insulars són més vulnerables a les bioinvasions (Simberloff & Von Holle 1999, Brown 1989, Moore 1979), i ja hem comentat que les conseqüències, a nivell d'extincions, hi són molt més greus que en el

continent. Però hi ha també un gran avantatge: **les possibilitats d'èxit d'una eradicació són molt més elevades en les illes que en el continent**. En el quadre següent resumim els casos d'eradicacions a illes per a diverses espècies que han tengut èxit. Històries continentals similars són molt més escadusseres.

Quadre 1. Adaptació dels quadres de F. Orueta que apareixen al “Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal” editat el 2003.

ESPÈCIE	Nº D'ILLES D'ON S'HA ERADICAT	CAS DE MÀXIMA EXTENSIÓ	PAIS
Cabra	70	Lana'i (Hawai) 360 Km ²	Estats Units
Moix	49	Marion, 290 Km ²	República Sudafricana
Rata negra	44	St. Paul, 8 Km ²	França
Rata Kiore	39	Kapiti, 19,65 Km ²	Nova Zelanda
Conill	31	Alegranza (Canarias), 102 Km ²	Espanya
Serps	1	Columbret, 0,14 Km ²	Espanya

Si ens centram en el cas de les rates (reconegudes com el factor de major incidència en la conservació d'aus marines del món), cal tenir present que fins al 2009 síhan desratitzat al menys 284 illes, amb un total de 47.628 Ha. El primer cas va ser el 1951, i encara en els anys 60 hi havia especialistes que consideraven impossible desratitzar per complet una illa!

Setè fet: Un problema biològic que no (sols) és biològic

Fora dels laboratoris, hi ha pocs problemes biològics que sols siguin biològics. En tot cas, en conservació probablement no n'hi ha cap. Els vessants socials, econòmics, jurídics i culturals són molt rellevants en el cas d'espècies introduïdes. Senyalem sols alguns exemples: l'eradicació costanera de *Carpobrotus* no ha pogut ser completada a Menorca per oposició del propietari d'una de les localitats més afectades. A Itàlia, l'esquirol americà (*Sciurus carolinensis*) era objecte de campanyes de control, ja que desplaça l'esquirol autòcton. Campanyes de societats animalistes determinaren el final judicial d'aquest control. Fins i tot s'han donat casos d'associacions animalistes espargint antídots en operacions de desratització d'illes. A certes zones de Sardenya, el nom comú de Rosa di Garibaldi que té el *Carpobrotus* ha fet molt impopular la tentativa d'eradicació.

Un cas singular és el de la cabra a Mallorca: l'indubtable interès cinegètic de l'espècie implica dificultats per al control de densitat o l'eradicació d'aquest herbívor introduït, l'excés de població del qual és reconegut sense dubte com el principal factor contrari a la conservació de la major part d'espècies vegetals amenaçades a la Serra de Tramuntana.

A les Balears hi ha una consciència del problema de les espècies exòtiques relativament capdavantera respecte d'altres illes mediterrànies (Bardley et al 2006).

Vuitè fet: Una solució inaplicable no és solució

A les illes sempre hem pensat que tancant –o filtrant– les connexions amb l'exterior podem solventar els nostres problemes, que solen derivar-se (creim) del nociu que ve de fora. Bastaria verificar que els passatgers o els contenidors que arriben a les illes no porten animals, plantes o propàguls.

A les Balears entren, cada minut de l'any, una mitjana de 34 passatgers (aeris o marítims). O sigui, que en ple estiu i en horari diürn, n'entren alguns centenars per minut! Algú pensa que això és controlable?

Les xifres de mercaderies són encara més espectaculars: 13,5 milions de TM/any als ports de les Balears, més de 1.500 Tm per hora. Qui i com controla això? Podem alentir, amb un “filtre biològic” el trànsit de persones i mercaderies? El tap que es generaria en qüestió d'hores col·lapsaria el sistema.

Per tant, no és sols una impossibilitat jurídica (les Illes som Europa, on la lliure circulació de bens i persones forma part dels drets emparats pel Tractat de la Unió), sinó també una clara impossibilitat física i pràctica.

Per tant, si realment volem disminuir la incidència del problema de les EII, cal identificar camins diferents del control de fronteres, políticament inexistents i en qualsevol cas, obertes a un flux d'intensitat disforja.

Novè fet: La infertilitat de la prohibició

Amb independència de la possibilitat pràctica de controlar entrades, amb la prohibició de tinença o tràfic d'EII, semblaria possible evitar, almenys, algunes introduccions. Una solució que, fins i tot, apunta la nova llei espanyola del patrimoni natural i la biodiversitat: la inclusió d'una espècie en el catàleg estatal d'EEI té l'efecte de prohibir-ne la possessió i comerç.

La paradoxa està servida: si al Catàleg estatal s'inclouen les pitjors espècies invasores (com el *Carpobrotus*, la *Cortaderia* o el moix) mils o milions de ciutadans serien automàticament infractors, en un poc constitucional efecte retroactiu de la llei. I si el catàleg exclou les pitjors espècies invasores, el seu descàrrec serà inevitable. Tal volta per això, dos anys després de promulgar-se la llei, no coneixem ni tant sols un esborrany de catàleg ...

De prohibicions, se n'hauran d'aplicar, és clar! Però no poden ser més que un dels instruments secundaris o complementaris a la caixa d'eines amb la qual cal afrontar el tema de les EII, sense una clau mestra o instrument universal per solucionar els casos problemàtics, que són d'una gran heterogeneïtat.

Desè fet: La semàntica no és innocent

Espècies invasores, invasions biològiques, "Aliens" en anglès.... S'usa un vocabulari amb connotacions agressives i bèliques. No ha de sorprendre que el concepte de bioxenofòbia s'hagi fet present en el punt de vista antagònic de la discussió. La difusió artificial de les espècies, la penetració de nous animals i plantes, s'hauria de tractar amb un llenguatge més neutre? O aquest mots, que desperten en el nostre inconscient atavismes defensius, són útils per a la conscienciació d'un problema fins avui ignorat o dejectat?

Avui, el debat que poden plantejar les qüestions anteriors és sobrer, per mor de l'adopció del terme "invasor" per la legislació vigent. Tot i això, és important mantenir el màxim rigor intel·lectual i evitar emotivitats i simplificacions excessives que portin al rebuig sistemàtic de qualsevol espècie: hem vist til·lar d'invasors el voltor lleonat o la tórtora turca, que han colonitzat les illes de forma natural; i com hem apuntat abans, les espècies introduïdes no són totes i sempre indesitjables ni nocives. En definitiva, cal recordar que la natura és un conjunt de medi físic, espècies i processos, entre els quals figuren els canvis en l'àrea de distribució de les espècies. La pretensió de convertir la natura en una foto fixa –ximpleria més arrelada del que puigui semblar en el món de la conservació- és tan errònia com poc factible.

LES PREGUNTES

Primera pregunta: Quan pot ser considerada pròpia una espècie introduïda?

De fet, és complicat saber quan una espècie és autòctona i quan és introduïda. Sols en els casos de testimonis fòssils previs al poblament humà o els endemismes ben diferenciats, tenim la seguretat que la presència local d'una determinada espècie és natural. Però els registres paleontològics i palinològics són molt parcials. Per tant, ja tenim un component especulatiu important en el conjunt de les espècies introduïdes, especialment quan són taxa mediterranis, que poden haver estat transportats artificialment a les illes des dels continents propers. Diversos botànics han avaluat que les espècies introduïdes a les illes mediterrànies poden representar de l'ordre del 20% de la flora.

Per altra banda, per a que una espècie introduïda es consideri jurídicament “pròpia” es requereix que la introducció sigui antiga i que no es coneguin impactes actuals. Els casos extrems són senzills: el coati és una espècie d'introducció moderna i, per tant, és innecessari analitzar o quantificar impactes abans de decidir l'eradicació; o la serp d'aigua és una introducció antiga que manté un impacte molt rellevant sobre el ferret i, per tant, s'ha de retirar o destruir de les conques on viu l'amfibi endèmic.

En principi, sembla que l'avaluació d'impactes s'ha de resoldre amb les millors evidències disponibles, fins i tot amb el principi de precaució: si se'n coneixen, aquí o a altres regions similars, caldria no considerar pròpia l'espècie en qüestió. Fins i tot si els impactes es consideren probables, el criteri a aplicar ha de ser similar.

La qüestió de l'antiguitat és més complexa. L'exemple de les espècies americanes és perfectament pertinent: la figuera de moro o l'atzavara són, per a alguns especialistes, espècies invasores. Però és indiscutible que la seva integració cultural en el món mediterrani és ben arrelada: aliment, aprofitament de la fibra en el segon cas, caracterització paisatgística ... Considerar-les jurídicament invasores implicaria, llei a la mà, la prohibició de la tinença i el conreu, la qual cosa és evidentment absurda. Caldria considerar-les espècies pròpies en espais humanitzats, ja que la seva penetració en el medi natural seria intolerable.

En definitiva, proposaríem que pugui ser pròpia una espècie introduïda abans del segle XIX sempre que, recordem-ho, els seus impactes no siguin rellevants.

Segona pregunta: Quan ens hem de rendir?

És evident que lluitar contra espècies introduïdes ben arrelades és inútil o fins i tot nociu, ja que suposa tadar esforços sense possibilitats d'èxit: la vinagrella n'és un excel·lent exemple. Però tampoc aquesta és una pregunta amb una sola resposta. Té sentit treballar per erradicar aquesta espècie a espais com Sa Dragonera o altres illots, on la iniciativa té moltes possibilitats d'èxit si s'usen els medis idonis. Aquest cas ens demostra que la contesta ha de ser “alguna vegada i segons a on”. En definitiva, no ens hem de rendir sempre que hi hagi una possibilitat d'èxit, tot i que el punt clau de l'acció és la bona identificació de prioritats.

Tercera pregunta: Com preveure?

Preveure o evitar: com preveure l'entrada d'espècies? Com preveure si una espècie introduïda pot esdevenir invasora? Com preveure si és possible una eradicació? Hem d'acumular coneixements i experiències. Llegir, fer, publicar i debatre. Els èxits i els

fracassos poden contribuir a fer camí. El predicament acadèmic de la regla dels 10% és una mostra de la precarietat de l'actual estadi d'aquesta disciplina: es considera que un 10% de les introduccions es naturalitzen i que un 10% de les naturalitzacions esdevenen invasores. Suposadament, aquesta regla seria d'aplicació als diferents grups biològics. Les evidències estadístiques que la sustenten, simplement, no existeixen, ja que és impossible, d'entrada, quantificar les introduccions en un territori (excepte, tal vegada, illes o localitats molt especials, que resultarien poc representatives). El camp de les espècies introduïdes és probablement un dels que es poden beneficiar més de la tasca conjunta de tècnics i acadèmics. Som-hi.

Quarta pregunta: Per què tan poques evidències d'impactes a illes europees?

En els darrers anys, hi ha un autèntic allau de recerques i treballs sobre espècies introduïdes invasores, llistes, inventaris i dades diverses. Però es troben a faltar estudis concrets que proporcionin evidències d'impactes mesurables sobre les biotes locals, molt especialment en el cas de la flora (vegi's Sax & Gaines 2008). Fins i tot en el cas de la fauna, tenim més evidències o indicis de caràcter paleoecològic (el canvi faunístic terrestre amb el poblament humà) que actuals, tot i que l'entrada d'espècies exòtiques és avui més diversa i accelerada del que probablement havia estat mai. Aquesta pregunta en realitat és un suggeriment o proposta als investigadors i observadors de la natura de les Balears, on no manquen casos sobre els quals podrien fer-se treballs d'interès.

Cinquena pregunta: Encara som vulnerables?

Aquest és un punt clau. Les Balears som unes illes reiteradament i profusament invadides, amb un *pool* d'espècies d'origen forà (llunyà o pròxim) enorme. Té sentit intentar evitar noves entrades? El cas dels mamífers carnívors ens pot il·lustrar: tant la geneta i el mostel (d'origen probablement africà en els dos casos), com el mart (de procedència europea) són introduïts; per què, en conseqüència, rebutjar el coati? El mal que pugui fer, no el fan igualment els altres? En realitat, ¿no han fet ja tot el mal possible (els mamífers endèmics foren extingits ja fa temps, les colònies d'aus marines han quedat acantonades als illots, etc)? Probablement és cert que els ecosistemes insulars estan ja tan alterats que un nou element forà no suposa una catàstrofe biològica, tot i que sí són possibles impactes puntuals, sempre lamentables.

Integrant els aspectes socioculturals als ecològics la resposta és més clara. La fauna i la flora de les Balears que la societat aprecia, que la societat estima, és l'actual, un fruit heterogeni dels biomes originaris i d'una taxa parsimoniosa d'introduccions,

a la qual pot integrar-se alguna novetat, però no pot assumir canvis continuats i accelerats. Certament, no tenim ecosistemes primigenis, però entre els conjunts faunístics i florístics influenciats per l'home, integrats i adaptats a les circumstàncies insulars i el que podrien esdevenir parcs zoològics o jardins assilvestrats hi ha una diferència evident que fa inacceptable aquesta segona opció per a la majoria de nosaltres. Som, per tant, bio-culturalment vulnerables.

EL PLA D'ACCIÓ BALEAR SOBRE ESPÈCIES INTRODUÏDES INVASSORES.

L'any 2007 s'iniciaren els treballs per a redactar aquest document (inclòs com a annex en aquesta publicació), que va ser sotmès a la consideració del Consell Assessor de Fauna i Flora de les Illes Balears, organisme que el va enriquir amb diverses observacions. El nostre punt de partida va ser promoure un pla d'acció, amb la prioritat en la gestió activa, en comptes d'una nova estratègia o fixació de principis teòrics, ja reiteratius a diferents nivells. Com ha afirmat l'expert neozelandès Allan Saunders, "cap estratègia ha mort mai ni una sola rata". La tasca dels gestors ha de ser l'acció, aplicant els millors coneixements disponibles i, fins i tot, assumint el risc d'equivocar-se (que no deixa de ser una forma d'aprendre!). De fet, en un estudi d'abast mundial, nou illots balears (Dragonera, Malgrats, Conillera, Vedrà, Tagomago, Aire, Conills, Bosc i Vedranell) han estat valorats dins dels de restauració prioritària, amb l'eliminació d'espècies invassores que els ocupen (Booke et al 2007).

Desgraciadament, tasques de major urgència i la probable promulgació d'instruments estatals (el catàleg estatal d'EEI havia estat previst per al passat any) determinaren un ajornament en la redacció definitiva i la tramitació administrativa, sempre complexa.

Tot i això, i a la vista que altres comunitats autònomes han avançat en aquesta matèria (llista de decrets o similars aprovats o en tramitació), sembla aconsellable impulsar el document aquí ressenyat.

BIBLIOGRAFIA

- Williams, L. 2008 In *Actas de la Conferencia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras*. Ministerio de Medio Ambiente. Fundación Biodiversidad. 76 pp. Madrid
- Bardley, D & Gareth Edwards-Jones, 2006. Stakeholder's perceptions of the impacts of invasive exotic plant species in the Mediterranean region *GeoJournal* (2006) 65: 199-210.
- Brooke, M. de L, G. M. Hilton & T. L. F. Martins, 2007. Prioritizing the world's islands for vertebrate-eradication programmes *Animal Conservation* 10: 380-390.
- Brown, J. H., 1989. Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. In: Drake J. A., Mooney H.A., Castri F., Groves, R.H., Kruger, F. J., Rejmánek, M. & Williamson (EDs). *Biological invasión- A global perspective*, pp. 85-109.
- US EPA. (2008) Effects of climate change for aquatic invasive species and implications for management and research. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/014. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at <http://www.epa.gov/ncea>.
- Genovesi, P. & Shine, C., 2004. European Strategy on Invasive Alien Species. *Nature & Environment*, n° 137, pp 67. Council of Europe. Strasburg.
- Howald G. Et al 2007 Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology* Vol. 21, No. 5, 1258-1268.
- Miller, C., Kettunen, M. & Shine, C. 2006. Scope options for EU action on invasive alien species (IAS) Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 109 pp + Annexes.
- Moore, D.M., 1979. Origins of temperate island floras. In: Bramwell, D. (Edi.), *Plants and islands*, pp. 69-86, Academic Press, London.
- Sax, D.F & S. Gaines. 2008 Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *PNAS*, 105 (1): 11490-11497.
- Simberloff, D. & Von Holle, B., 1999. Positive interactions of non-indigenous species: invasional meltdown?. *Biological Invasions* 1, pp. 21-32.
- Pimentel, D. 2007. Environmental and economic costs of vertebrate species invasions into the United States In Witmer, G.W. et al (Eds) *Managing vertebrate invasive species: proceedings of an international symposium*. USDA APHIS Wildlife Services National Wildlife Research Center. Fort Collins, Colorado.

ANEXE I.

PLA D'ACCIÓ D'ESPÈCIES INTRODUÏDES INVASORES (EII) A LES BALEARS.

Les espècies introduïdes invasores són la principal causa d'extinció d'espècies de vertebrats per causa humana a nivell mundial i, amb caràcter general, la segona causa de pèrdua de biodiversitat en el planeta. A moltes illes del món, entre altres les Balears, des de l'arribada de l'home, la introducció d'espècies tant animals com vegetals ha ocasionat la desaparició de molts organismes i provocat importants canvis del paisatge. En altres casos, causen impactes econòmics (en afectar els cultius, els forests, la ramaderia o la pesca), o fins i tot de salut pública (disseminació de patògens, processos al·lèrgics).

La introducció d'espècies és una de les activitats humanes que generen un impacte ambiental més rellevant, tot i que normalment sigui poc visible, sobre tot en el cas dels animals. Aquest fenomen és especialment preocupant a l'actualitat, per tal com l'increment del comerç, de les comunicacions i del turisme facilita l'arriba voluntària o accidental de nombroses espècies d'animals i plantes, algunes de les quals s'estableixen al medi natural o poden esdevenir invasores.

No totes les espècies introduïdes tenen el caràcter invasor. Moltes no poden adaptar-se i proliferar espontàniament, i altres –com els cultius, moltes plantes ornamentals o animals d'interès econòmic- proporcionen bens o serveis importants per a la societat. Es reserva la denominació d'alienes, o introduïdes, invasores (a partir d'aquí Espècies Introduïdes Invasores, EII) a les **espècies transportades fora de la seva àrea de presència natural amb capacitat de proliferar i que provoquen impactes sobre la natura, la salut o els bens econòmics.**

L'existència a les Illes Balears d'un nombre rellevant d'EII i l'increment del ritme de compareixença d'espècies introduïdes en el medi natural amb la capacitat d'esdevenir invasores, aconsella una actuació planificada de l'administració pública, a la qual vol contribuir aquest document.

El seu contingut ha tengut present l'Estratègia Europea d'Espècies Exòtiques Invasores (aprovada pel Consell d'Europa el mes de desembre de 2003) i la llei estatal 42/2007 de Patrimoni Natural i Biodiversitat, que autoritza expressament a les comunitats autònomes a establir catàlegs d'espècies exòtiques invasores i aplicar mesures per al seu control i eradicació (art. 61.6).

El Pla d'Acció ha rebut informe favorable del Consell Assessor de Fauna i Flora de les Illes Balears, en la sessió de 10 de gener de 2007.

Definicions³:

Assentament: Procés pel qual una espècie introduïda es dissemina amb èxit en un nou hàbitat, produint descendència que n'assegura la supervivència continuada (CDB).

Assentament: Procés pel qual una espècie introduïda es dissemina amb èxit en un nou hàbitat, produint descendència que n'assegura la supervivència continuada (CDB).

Espècie introduïda (sinònim d'aliena): Espècie, subespècie o tàxon inferior, introduïda fora de la seva àrea de distribució natural actual o passada; inclou qualsevol part, gàmeta, llavor, ou o propàgul de l'espècie que pugui sobreviure i reproduir-se (CDB).

Espècie introduïda invasora: Espècie introduïda la difusió de la qual amenaça la diversitat biològica, la salut o interessos econòmics legítims (el CDB limita els impactes a la biodiversitat).

Espècie pròpia: Espècie bé autòctona de les Illes Balears, o bé d'introducció antiga, integrada en els ecosistemes locals i que no provoca impactes coneguts a la biodiversitat, la salut o interessos econòmics legítims (Definició adaptada de la que figura a l'art.2 de la Llei Balear de Caça i Pesca Fluvial).

Introducció: Moviment, per acció humana, directe o indirecte, d'una espècie aliena fora de la seva àrea natural, present o passada. Aquest moviment pot ser tant entre països, com dins els països o àrees sota una mateixa jurisdicció nacional, i en qualsevol cas, entre illes o illots (CDB, amb l'afegit del cas insular, per motius obvis).

Introducció accidental: Qualsevol introducció no intencionada (CDB).

Introducció intencionada: Moviment i/o alliberament deliberat d'una espècie aliena fora de la seva àrea natural, per éssers humans.

1.- OBJECTIUS DEL PLA

I: Reunir la millor informació disponible sobre la presència en el medi natural d'espècies introduïdes, tant animals com vegetals, en cada una de les Illes Balears i el seu litoral, per tal d'aplicar aquests coneixements en reduir tant com sigui possible els seus efectes perniciosos sobre la biodiversitat insular, la salut i altres interessos humans.

³ Les definicions que s'usen en aquest document són les del Conveni de Diversitat Biològica (CDB), adoptades igualment per l'Estratègia Europea d'Espècies Exòtiques Invasores, amb alguna matització, que s'indica i fonamenta en cada cas.

II: Promoure l'eradicació o la contenció d'espècies introduïdes invasores a cada una de les illes i el seu litoral, prioritzant actuacions en funció dels efectes biològics, ecològics, sanitaris i econòmics, i de la possibilitat de l'eradicació o el control, i afavorir la participació ciutadana en la seva aplicació.

III: Evitar nous assentaments d'espècies alienes en qualsevol illa o illot de les Balears.

2.- LÍNIES DE TREBALL

1^a: Crear el Catàleg Balear d'Espècies Introduïdes Invasores.

En aplicació de la Llei 42/2007, es crearà aquest registre i els procediments per a incloure en el mateix totes aquelles espècies i subespècies exòtiques invasores que constitueixin, o puguin arribar a constituir, una amenaça per a les espècies autòctones, els hàbitats o els ecosistemes, la agronomia, la salut o els recursos econòmics, així com les mesures de gestió que resultin d'aplicació. El catàleg distingirà, si escau, entre les diferents illes de l'arxipèlag.

2^a: Generar i gestionar la informació tècnica sobre espècies introduïdes, en col·laboració amb les entitats i particulars que puguin contribuir.

- 2.1. Generar llistes insularitzades d'espècies introduïdes, invasores i potencialment invasores, amb la informació rellevant per a cada una d'elles. *La CMA promourà la formació en cada illa de llistes i inventaris d'espècies, per grups taxonòmics, distinguint les categories d'espècies introduïdes (incloses les de presència antiga sense impactes coneguts en la biodiversitat), espècies introduïdes en procés d'expansió i espècies invasores o potencialment invasores, identificant els casos dubtosos o pendents de confirmació.*
- 2.2. Llistes d'actuació preferent. *Per a cada grup taxonòmic, s'establiran llistes d'espècies a eradicar o contenir, en funció del risc de cada una d'elles i de la possibilitat tècnica d'eradicació o control.*
- 2.3. Inventari de localitats d'especial prevenció. *S'obrirà un registre de localitats especialment vulnerables als impactes de les espècies introduïdes invasores, de manera que s'hi pugui mantenir l'atenció que en cada cas sigui convenient. S'hi inclouran tots els illots deshabitats que tinguin fauna o flora d'interès de conservació i les zones marítimes que formen part d'aquestes localitats.*
- 2.4. Banc de dades d'espècies invasores. *Es promourà la formació de bancs de dades per a cada espècie invasora o potencialment invasora, amb la recopi-*

lació de referències de publicacions, experiències i experts en la biologia i control de cada una d'elles.

2.5. Coordinació tècnica i administrativa. *S'establiran procediments de col·laboració amb les entitats acadèmiques i associatives interessades en cada grup, així com amb els especialistes que puguin aportar informació o col·laborar en el desenvolupament d'aquest Pla. Igualment, es mantindrà un contacte regular amb altres CA, Ministeri de Medi Ambient i el grup d'experts del Conveni de Berna per al desenvolupament d'aquest Pla.*

2.6. Memòria anual sobre Espècies Introduïdes Invasores a la CAIB. *Anualment, la Conselleria de Medi Ambient elaborarà una memòria d'actuacions de les administracions sobre EII, amb les actuacions pròpies i d'altres departaments, i una estadística general de les llistes, inventaris i catàlegs, per tal de poder valorar l'evolució d'aquest problema. La memòria serà pública i accessible a través de la WEB.*

3ª: Afavorir el suport del públic a les accions del Pla.

La necessitat de controlar o eradicar espècies invasores no resulta de fàcil comprensió per al públic, davant el qual s'ha insistit durant dècades en el respecte a la natura i a la vida. El present Pla pot resultar contradictori amb visions simplistes o sentimentals de conservació de la natura, de manera que cal publicar documents de divulgació rigorosa i detallada tant del problema general de les invasions biològiques com de cada una de les actuacions específiques a que doni lloc l'aplicació del Pla. Igualment, són necessàries accions de formació, reciclatge i educació ambiental en relació a les espècies introduïdes invasores.

4ª: Implicar les administracions locals i sectorials.

L'administració responsable de la protecció d'espècies, per sí sola, no disposa de capacitat per solventar el problema, el qual requereix de la implicació d'altres responsables sectorials: cinegètics, forestals, agrícoles, ramaders, d'aqüicultura, comerç, etc. Ajuntaments i consells insulars poden igualment contribuir al desenvolupament del Pla, tant per les seves competències sobre animals de companyia, llicències d'establiments, enjardinaments públics, agendes locals, etc. Cal elaborar un directori de responsables polítics i tècnics als quals donar trasllat del Pla i promoure la participació i la complicitat de tots els que es puguin implicar en el seu desenvolupament.

Un cas especial, d'una importància molt senyalada, és el de les males herbes i plagues de conreus. No és excepcional que les llavors importades vinguin acompanyades d'espècies al·lòctones, algunes de les quals tenen capacitat d'esdevenir invasores. També les plagues que comparteixen zones forestals i/o jardins. Per competència professional i administrativa, correspon actuar a la Conselleria d'Agricultura, amb la qual cal col·laborar des de Medi Ambient per establir criteris i mecanismes comuns d'actuació.

5^a Mesures preventives

- 5.1. Normativa sobre introduccions intencionades. *La introducció intencionada d'espècies silvestres s'ha de limitar severament als casos que no suposin risc d'invasió biològica. Actualment, la normativa estatal Llei 42/07 Patrimoni Natural i Biodiversitat, i autonòmica Llei 6/2006 balear de caça i pesca fluvial, ja permet el control d'alguns casos d'especial importància. En canvi, possibles introduccions intencionades de caràcter agrícola, ramader, acuariòfilia o ornamental (excepte plagues de quarantena incloses al 58/2000) no estan limitades pels riscos de bioinvasions. Cal analitzar el procediment per a reforçar i completar la normativa determinant les prohibicions i actuacions suplementàries amb àmbit territorial que es considerin imprescindibles en aquest sentit i, especialment, assegurar-ne el compliment de la legislació amb les mesures informatives, participatives i coercitives que siguin necessàries.*
- 5.2. Normativa i bones pràctiques sobre introduccions accidentals. *Les fugues d'animals silvestres en captivitat, la dispersió de propàguls d'espècies cultivades, l'arribada d'espècies amb mercaderies vàries i processos similars són la base de moltes invasions biològiques documentades. Amb caràcter complementari a les mesures de vigilància i gestió que puguin establir-se (molt parcials, atesa la llibertat de transport de bens i mercaderies a Europa), cal establir les mesures que han d'adoptar els comerços i els propietaris d'espècies potencialment invasores, les quals inclouràn la identificació obligatòria dels exemplars, inscripció a registres de determinades espècies, informacions específiques als particulars que les mantinguin, etc, o els responsables de determinades pràctiques de risc, per de reduir-lo tant com sigui possible. Cal promoure la redacció i aplicació d'una normativa al respecte, i de codis de bones pràctiques sectorials que facilitin la participació voluntària dels sectors socioeconòmics de major risc per a introduccions involuntàries.*
- 5.3. El Pla inclourà actuacions específiques per espècies marines, i en especial, actuacions per a la detecció primerenca d'espècies exòtiques, i l'elaboració de propostes de contenció, com per exemple amb protocols en ports o de gestió d'aigües de llast.
- 5.4. Expansió natural d'introduïdes invasores del continent. *Es coneixen casos d'arribada espontània a les Illes d'espècies introduïdes i naturalitzades al Continent. En tals casos, procedeix actuar de forma idèntica a la que s'adoptaria si la introducció fos local.*
- 5.5. Difondre informació sobre centres de dipòsit. *Els centres de recuperació de fauna poden actuar com a receptors d'espècies exòtiques de les quals es volen desprendre els propietaris, informació que cal difondre per evitar alliberaments al medi natural d'aquests espècimens. Els centres de recuperació han de tenir facilitats i incentius per assumir aquesta funció.*

6^a Mesures de remediació.

- 6.1. Base normativa, existent i necessària. *La Llei estatal 42/2007 de Patrimoni Natural i Biodiversitat i la Llei 6/2006, balear de caça i pesca fluvial constitueixen una*

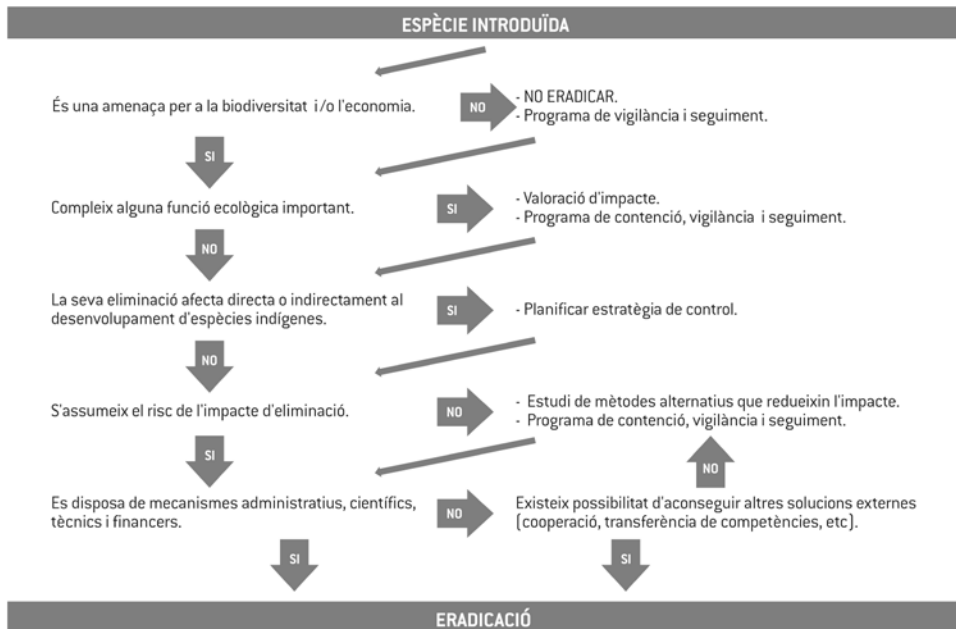
base satisfactòria, sobre la qual poden desenvolupar-se normes complementàries que permetin declarar obligatòria l'eradicació i facilitin l'actuació directa de l'administració dintre les propietats privades en els casos biològicament justificats.

6.2. Detecció precoç. *La detecció primerenca de les invasions biològiques resulta fonamental per poder evitar els impactes majors. Agents de Medi Ambient i naturalistes poden representar un paper privilegiat en aquest sentit, a més cal fomentar la possible implicació de la població rural i altres usuaris del medi natural (excursionistes, caçadors, bussejadors, etc). Són convenients actuacions d'informació, formació i reciclatge d'aquests col·lectius.*

6.3. Procediment d'eradicació. *Els projectes específics inclouran directrius de gestió, control i possible eradicació de les espècies segons el cas. Tant les espècies incloses en el Catàleg Balear d'Espècies Introduïdes Invasores, com les espècies incloses en el Catàleg Espanyol d'Espècies Exòtiques Invasores, han de sotmetre's a un procés d'anàlisi per a determinar la possibilitat d'eradicació total, tenint en compte la problemàtica real de l'espècie en l'àmbit territorial de les Illes Balears, prioritzzant accions sobre aquelles que suposin un major risc per a la conservació de les fauna, flora o hàbitats autòctons amenaçats.*

a) Eradicacions del medi natural.

- La decisió d'eradicació. La decisió d'eradicar una espècie ha de basar-se, amb caràcter general, en el procediment inclòs en el quadre següent.



- L'aplicació d'eradicació. Si de l'aplicació del procediment anterior s'infereix la conveniència de procedir a l'eradicació d'una espècie, cal actuar segons el cas sobre l'esquema que segueix:
 - En cas de detecció primerenca d'una població fàcilment eradicable, s'actuarà d'ofici prèvia ordre del director general competent en matèria de conservació d'espècies.
 - Si l'eradicació requereix de medis especials o contractació externa al nivell d'un contracte menor, es formarà un pla específic amb el detall de mètodes, localitats i previsions temporals i econòmiques. El pla específic ha de ser aprovat igualment pel director general.
 - Si l'eradicació implica mesures especials, acords amb propietaris privats, o contractes superiors als menors, l'espècie ha de ser inclosa en el catàleg previst en aquest Pla, i el projecte específic, aprovat pel Conseller de Medi Ambient.

L'eradicació, en tots els casos, s'ha de poder efectuar amb finançament públic, directament per l'administració o subsidiant els particulars per efectuar-la.

b) Eradicacions del medi agrícola.

- Tant la decisió com l'aplicació corresponen a la Conselleria d'Agricultura i Pesca. Es proposa que els criteris de decisió i aplicació siguin equivalents als adoptats en el present Pla per al medi natural.

c) Eradicacions en medis urbans.

- En el cas de plantejar-se la conveniència o necessitat d'eradicar una espècie silvestre de medis urbans, es promourà la col·laboració directa entre l'ajuntament respectiu i la Conselleria de Medi Ambient.

d) Eradicacions del medi marí.

- Anàlogament, en cas d'espècies marines, es promourà la col·laboració de la direcció general de Pesca i la Conselleria de Medi Ambient, a altre dels sectors implicats en cada cas com serien Autoritat portuària, confraries de pescadors, etc.

6.4. Espècies amb el risc d'introgressió genètica. En una sèrie de casos, espècies o varietats domèstiques, híbrids i espècies silvestres amb usos econòmics, suposen un risc per a la puresa genètica de les poblacions insulars d'espècies silvestres. Aquests casos han de ser objecte d'una anàlisi particular, si escau, cal incorporar l'espècie al Catàleg Balear d'Espè-

cies Introduïdes Invasores, per adoptar les mesures pertinents per evitar aquest impacte genètic.

7^a: El cas específic dels Espais Protegits.

Els Plans d'Ordenació de Recursos Naturals i els Plans d'Us i Gestió dels Espais Naturals Protegits de les illes Balears (parcs i reserves) inclouen ja, de forma més o menys concreta, l'eradicació d'espècies introduïdes en el medi natural que causen impacte sobre les espècies i comunitats biològiques. I, el que resulta molt més important, a la major part de parcs i reserves es porten a terme actuacions de control o eradicació.

Aquestes actuacions s'han de mantenir i, si convé, ser reforçades, per a la qual cosa els parcs podran requerir l'assessorament o participació del Servei de Protecció d'Espècies. Anualment, els parcs comunicaran al servei de protecció d'espècies els mètodes aplicats i les actuacions desenvolupades en aquest sentit, per tal que puguin ser detallades en la relació d'actuacions prevista en el punt 2.6.

8^a: Individus exòtics en el medi natural.

De forma irregular però freqüent, es detecten en el medi natural individus d'origen exòtic (escapats de conreu o captivitat, o alliberats) sense que s'hagi produït assentament o naturalització. Cal promoure'n la retirada o captura en els casos que l'espècie estigui qualificada com a potencialment invasora, o si pertanyen a qualsevol espècie susceptible d'ocasionar danys a la biodiversitat (predadors, espècies susceptibles d'hibridació, espècies que son vectors d'introducció de malalties, etc), o que suposin un risc sanitari o econòmic (espècies potencialment perjudicials per als conreus o la ramaderia). En els casos d'espècies d'interès de conservació, es procurarà la captura en viu i la reinserció en alguna localitat protegida de la seva àrea natural de distribució.

9^a: Aspectes bioètics

La captura en viu o el trasplantament d'espècies invasores, en els casos en que sigui possible, serà prioritari, en condicions de proporcionalitat dels costos de cada alternativa. En qualsevol cas, la selecció dels procediments de control, captura o eradicació inclourà el criteri de reduir tant com sigui possible el sofriment dels animals objecte d'aquestes accions.

ARÀCNIDS I MOL·LUSCS INTRODUÏTS A LES ILLES BALEARS

Guillem X. Pons¹ & Carmen Álvarez².

1. Departament de Ciències de la Terra. Universitat de les Illes Balears. ¹ e-mail: guillemx.pons@uib.es

2. Servei de Protecció d'espècies. Conselleria de Medi Ambient. ² e-mail: linpola@hotmail.com

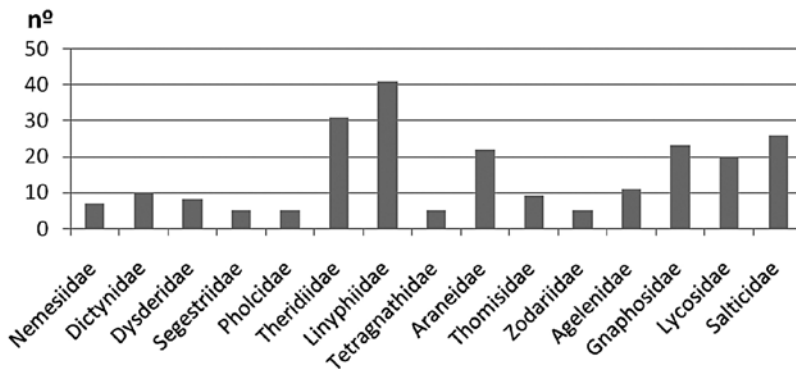
Es coneixen relativament bé els distints esdeveniments relacionats amb la substitució de fauna vertebrada endèmica per una altra més banal. Entre els invertebrats de les illes s'han descrits fenòmens de substitució en ecosistemes microinsulars de Tenebrionidae endèmics, per altres no endèmics (Palmer i Pons, 1996). Però els mecanismes de substitució de les espècies d'aràcnids i mol·luscs autòctones respecte a les introduïdes és molt més desconegut. Amb els mol·luscs, gràcies a la persistència de les seves closques, hi ha evidències fòssils que ens permeten esbrinar la presència d'una determinada espècie en el passat. El conjunt de la fauna fòssil terrestre prehumana, del registre fòssil era fins fa poc tota ella endèmica. Quintana (2006a) recull dins sediments de pleistocè superior tota una sèrie de micromol·luscs no endèmics de Menorca: *Lauria cylindracea* (Da Costa, 1778), *Truncatellina cylindrica* (A. Férussac, 1807), *Ceciloides* sp., *Vitrea contracta* (Westerlund, 1871), *Vertigo pygmaea* (Draparnaud, 1801) i *Carychium minimum* O.F. Müller, 1774; el que demostra que el registre fòssil és una mica deficient i pot incrementar-se amb aquestes noves troballes.

ELS ARÀCNIDS

Els aràcnids són un grup taxonòmic amb una inherent i excel·lent capacitat de dispersió, sobre tot algunes famílies. Però, hi ha alguna excepció a aquesta norma, com el cas de Nemesiidae, que compten amb un 100% d'espècies endèmiques (un percentatge més elevat que entre els coleòpters Tenebrionidae). Les famílies

d'aranyes no lapidícoles el percentatge d'endemicitat es redueix dràsticament fins arribar a comptar amb famílies amb cap taxa endèmic. La majoria d'aquestes espècies compten amb una àmplia distribució i per tant es fa difícil contrastar la seva autoctonia.

A les Balears s'han citat 41 famílies representades per unes 300 espècies. Les famílies mes importants son Linyphiidae (41 espècies), Theridiidae (31 espècies), Salticidae (26 espècies), Gnaphosidae (23 espècies), Araneidae (22 espècies), Lycosidae (20 espècies), Agelenidae (11 espècies), Dictynidae (10 espècies) i la resta amb menys de 10 espècies.



Taula 1. Nombre d'espècies per família d'Araneae de les Illes Balears. S'han exclòs les famílies amb menys de 5 espècies.

Malgrat tot, entre els aràcnids s'ha descrit alguns casos d'introduccions recents. *Euscorpium flavicaudis*, l'escorpí negre, és una espècie coneguda del nord d'Àfrica i dels països de la conca occidental de la Mediterrània. S'ha recol·lectat en dues úniques localitats essent la seva distribució geogràfica, a l'actualitat, poc coneguda. Sembla que sigui un element nou vingut, recentment incorporat a la fauna de les Balears (Pons, 2001), amb dues cites simultànies a Mallorca i Menorca. Hi ha precedents de colonització fora de l'àrea biogeogràfica coneguda, doncs hi ha cites d'Uruguai i del Regne Unit. Una de les seves característiques diferenciadores de l'escorpí de les Balears és el seu color més fosc, així com la tonalitat més clara, groguenca del tèlson. Els efectes d'aquesta introducció recent, a hores d'ara, són poc coneguts, doncs únicament amb dues cites (una de Mallorca i una altra de Menorca) es fa difícil avaluar les seves poblacions, així com la competència amb l'altra espècie endèmica present a les gimnèsies, *Euscorpium balearicus*.

Hi ha altres casos d'introducció d'escorpins a illes, com és el cas de *Centruroides nigrescens* procedent de nord-amèrica i que s'ha instal·lat en les zones properes al Puerto de la Cruz (a l'illa de Tenerife).

Dins l'ordre Araneae, trobem al menys dues espècies introduïdes. *Eidmannella pallida* (Emerton, 1875), que es cavernícola i nativa de sud dels EE.UU, Mèxic i les Antilles. S'ha detectat a algunes coves de Menorca (Ribera, 1989, Pons 2004a; 2004b) i de Mallorca, al menys a la Cova des Xots, la Cova des Pont, (sala del Llac Victòria) i les Coves del Pirata (Pons, 2004a, 2004b; Vadell *et al.*, 2006). Aquesta espècie és molt abundant a algunes cavitats de la zona mediterrània peninsular, especialment a Almeria, Alacant i València. És una espècie agressiva que desplaça a altres espècies de manera que pot alterar l'equilibri faunístic de les coves.

A les Balears també s'han detectat la presència d'aranyes que han viatjat junt amb mercaderies amagades entre caps de plàtans, procedents de l'Àfrica, com *Heteropoda venatoria*.

MOL·LUSCS

Pel que fa als mol·luscs les Illes Balears compten amb una fauna malacològica extraordinàriament singular, formada, comptant les terrestres i les d'aigua dolça, per unes 160 espècies diferents, així com altres subespècies. El registre fòssil ens dona algunes pistes sobre el possible origen d'aquestes espècies. Inclús ens trobem amb espècies ja extintes en època recent que s'ha demostrat la seva endemitat (*Chondrula gymnesica* descrita per Quintana 2006b o *Oestophora cuerdoi* descrita per Quintana, Vicens i Pons 2006) i també amb descripció de nous taxa que pervieuen amb nosaltres. Així, al llibre "Die Land- und Süßwassermollusken der Balearischen Inseln" de Karl-Heinz Beckmann que al 2007 cita 33 taxa nous per a les Balears i descriu les següents:

Xerocrassa frater pulaensis Beckmann

Bithynia majorcina Glöer i Rolán

Bithynia kobialkai Glöer i Beckmann

Bithynia nakeae Glöer i Beckmann

Bithynia quintanai Glöer i Beckmann

Radix lilli Glöer i Beckmann

Pseudamnicola beckmani Glöer i Zettler

Pseudamnicola granjaensis Glöer i Zettler

Islamia archeducis Boeters i Beckmann

Oxychilus beckmanni Falkner

Alguns autors diferencien tres categories diferents: endèmiques, autòctones i al·lòctones o introduïdes. En aquest llibre, Karl-Heinz Beckmann cita 182 taxa de les Illes Balears, dels quals 53 són endèmics (un 29,1% d'endemicitat) i a prop del 50% són espècies introduïdes.

Mol·luscs terrestres

L'arribada dels humans ha suposat un canvi radical en la composició de la fauna malacològica de les Illes Balears: en menys de cinc mil anys s'ha quasi triplicat el nombre de mol·luscs terrestres presents a la nostra illa. En general, es tracta d'espècies banals, ben adaptades a viure en zones més o menys modificades. Com exemple, Quintana (2006a) a un estudi sobre els mol·luscs terrestres autòctons i introduïts a l'illa de Menorca, estableix que de les 61 espècies presents, 30 són autòctones, lo que suposa quasi el 50% de la fauna malacològica terrestre de Menorca. També comenta que aquestes introduccions podrien haver estat la principal causa de l'extinció de *Xerocrassa cuerdae*, única espècie típicament dunícola del Pleistocè menorquí (Quintana, 2006a).

Algunes altres espècies de mol·luscs terrestres introduïts són:

- *Oxychilus draparnaudi*, trobat a hàbitats de barrancs i torrents. No s'ha detectat encara cap interacció amb altres mol·luscs terrestres.
- *Pomatias elegans*, també es troba a alguns barrancs però no competeix amb *Tudorella ferruginea* perquè aquesta ocupa zones de garriga litoral i boscos de l'interior.
- *Marmorana muralis*, introduït a Menorca, comparteix hàbitat amb *Iberellus companyoni*, amb la que podria competir, cosa que fins ara no s'ha detectat.

Mol·luscs aquàtics

S'ha de tenir en compte que les espècies aquàtiques tenen una dispersió i temps de colonització molt més ràpid i que, per tant, són potencialment més perilloses.

Pel que fa a les espècies d'aigua dolça, ara per ara són les que més poden sofrir problemes de conservació amb la introducció d'espècies. Hi ha alguns exemples:

- *Planorbella duryi*: és el cas més representatiu, l'espècie és originària de Florida, molt variable en forma i mida i de la qual se n'han descrit fins a sis subespècies. Aquesta espècie fou recol·lectada per primera vegada d'un viver de Santa

Maria (1990) (Pons *et al.* 2003). Amb posterioritat s'ha citat de s'Albufera de Mallorca, del Jardí Botànic de Sóller, altres punts de Sóller i de Cala Gamba entre restes d'una tanatocenosi, el que voldria significar que també és comuna com a fauna decorativa entre els amants de l'aquariofília. S'ha de comentar que a l'article h, del Conveni sobre Biodiversitat (Pérez-Bedmar i Sanz, 2003) queda explícit que s'ha d'impedir la introducció d'espècies exòtiques i que es controlaran i eradicaran les introduïdes que suposin un risc per als ecosistemes, hàbitats i espècies.

- *Potamopyrgus antipodarum*, espècie de Nova Zelanda que s'ha estès per Austràlia, Europa i Amèrica. A Balears solament havia estat localitzada en Cala Tirant a Menorca. Pot ocupar gran quantitat d'ecosistemes, des de rius, a embassaments llacs i estuaris, resisteix una àmplia gamma de temperatures i fins i tot la dessecació. Es poden reproduir sexual i asexualment, en diversos períodes anuals, pel que presenta una gran capacitat de proliferació i ocupació de territoris. Aquesta espècie puc produir interaccions negatives amb espècies natives, modificar els ecosistemes aquàtics i alterar la pesca. A Estats Units s'han comprovat diversos impactes en diferents localitats (disminució en les poblacions de macroinvertebrats, alteració de la producció primària, impacten amb la comunitat d'invertebrats per ocupació del territori i competència pels recursos alimentaris, entapissant fons amb impactes similars als observats per a musclo zebra, *Dreissena polymorpha*).

Espècies marines

Les espècies marines introduïdes són molt més difícils de detectar, i d'establir el seu caràcter introduït. Algunes d'aquestes espècies citades de les Balears són:

- *Pinctada radiata*: aquest bivalve és originari de la zona Indo-Pacífica, inclosa la Mar Roja, registrat en el Canal de Suez (Tillier i Bavay, 1905). Al Mediterrani es registra per primera vegada a la zona d'Alexandria a Egipte 1874. La seva introducció pot haver estat accidental, ja que es recol·lecta per la seva producció de perles, encara que aquestes tenen escàs valor comercial. O bé a través del Canal de Suez amb vaixells que va lastrats amb aigües de la mar Roja. Es tracta d'una espècie molt adaptable al medi ambient subtropical i amb alta tolerància a la contaminació química. Aquesta primera cita a les Balears fou donada per Pons-Moyà i Pons (2001) i l'exemplar està depositat a Museu de la Naturalesa de les Illes Balears - Societat d'Història Natural de les Balears.
- *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) aquest opinstobranqui, fou citat per primera vegada a Mallorca, al 1996 (Oliver i Terrasa, 2004). És una espècie d'origen

lessepsià, per tan procedent del Indopacífic, via Canal de Suez, que ha colonitzat principalment la conca oriental de la Mediterrània. En anys posteriors s'han trobat alguns exemplars sempre a la badia de Palma, exceptuant al 1998 que se van observar alguns individus a Portocolom, que no s'han tornat a veure fins ara (Oliver i Terrasa, 2004). Fins ara hi ha 77 mol·luscs introduïts a la Mediterrani per aquesta via (Zenetos, 2003).

El transport de mercaderies, plantes de jardineria i la comercialització d'animals vius (bàsicament aranyes o escorpins per a terraris) pot esser un problema greu per a la supervivència de la biota insular, ara per ara, no avaluat.

BIBLIOGRAFIA

Beckmann K., Boeters, H. D., Falkner, G., Glöer, P., Quintana, J., Rolán, E., Wiktor, A., & Zettler, M.L., 2007. *Die Land- und Süßwassermollusken der Balearischen Inseln*. ConchBooks.

Benson, A. J., & R. M. Kipp., 2010. *Potamopyrgus antipodarum*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. Revision Date: 8/9/2009. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=1008>

García-Berthou, E., Boix, D. & Clavero, M., 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. *Francesca Gherardi, Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*, 123–140. Springer.

Oliver, J.A. i Terrasa, J. 2004. Primera cita de *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opisthobranchia) a Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 47: 37-42.

PHORON, Grupo de estudio sobre artrópodos exóticos e invasores en la Península Ibérica de la SEA Sociedad Entomológica Aragonesa. <http://www.sea-entomologia.org>

Palmer, M. i Pons, G.X. 1996. Diversity in Western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica*, 17: 297-305.

Pons, G.X. i Palmer, M. 1999. Invertebrats endèmics (Tenebrionidae i Araneae) i illes: introduccions i extincions als illots de Cabrera (Illes Balears). In: *Ecologia de les Illes. Mon. Soc. Hist. Nat. Balears* 6: 105-122.

Pons, G.X. 2001. Noves dades biogeogràfiques i taxonòmiques sobre els escorpins

(Arachnida; Scorpiones: Euscorpiidae) de les Illes Balears. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 44: 103-109.

Pons, G.X. 2004b. Biogeografia, ecologia i taxonomia de les aranyes (Arachnida, Araneae) de les Illes Balears. Models de distribució de la fauna insular. *Tesi doctoral, Universitat de les Illes Balears*. 541 pp. Inèdita.

Pons, G.X. 2004b. Biogeografia, ecologia i taxonomia de les aranyes (Arachnida, Araneae) cavernícoles de les Illes Balears. *Endins*, 26: 86-104.

Pons, G.X., Celià, L., Garcia, Ll. i McMinn, M. 2003. Presència de *Planorbella duryi* (Weatherby, 1879) (Mollusca; Gastropoda; Planorbidae) a les Illes Balears. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 46: 135-140.

Pons-Moyà, J. i Pons, G.X. 2001. Primera cita de *Pinctada radiata* (Leach, 1814) (Mollusca: Bivalvia: Pteriidae) a les Illes Balears. In: Pons, G.X. (edit.) *Llibre de ponències i resums de les III Jornades del Medi Ambient de les Illes Balears*, pàgs. 126-127.

Quintana, J., 2006a. Mol·luscs terrestres autòctons i introduïts a l'illa de Menorca (Illes Balears, Mediterrània occidental). *Spira*, Vol. 2 (1), pàgs. 17-26. Associació Catalana de Malacologia.

Quintana, J. 2006b. Reconsideració taxonòmica de *Chondrula (Mastus)* fòssil de Mallorca i Menorca (Gastropoda: Pulmonata: Enidae). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 49:21-38.

Quintana, J., Vicens, D. and Pons, G.X. (2006). A new species of the genus *Oestophora* Hesse 1907 (Gastropoda: Pulmonata: Helicodontidae) from the Upper Pleistocene of Mallorca (Balearic Islands, Western Mediterranean). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 49: 51-58.

Ribera, C., 1989. Araneidos Cavernícoles de la Isla de Menorca. *Rev. Endins*, 14-15, pàgs. 81-83. Mallorca.

Vadell, M., Zaragoza, J. A., Jordana, R., García, L., Gràcia, F, i Clamor, B., 2006. Nuevas aportaciones al conocimiento de la fauna cavernícola terrestre de las coves del pirata, cova des pont, cova de sa piqueta y la cova des xots. (Manacor, Mallorca, Balears). *Rev. Endins*, núm. 29, pàgs.75-98. Mallorca.

Zenetos, A., Gofas S., Russo, G. i Templado, J., 2003. CIESM, *Atlas of Exotic Species Vol. 3 Molluscs*.

Zenetos, A., Gofas, S., Russo, G & Templado, J., 2005. *Pinctada radiata*. The data base of Exotic Molluscs in the Mediterranean Sea. *Atlas of Exotic Molluscs in the Mediterranean*. CIESM.

PEIXOS CONTINENTALS I FAUNA MARINA

Antoni M^a Grau Jofre. Direcció General de Pesca. Conselleria d'Agricultura i Pesca.
e-mail: agrau@dgpesca.caib.es

INTRODUCCIÓ. ELS PEIXOS AL MÓN: AIGÜES CONTINENTALS I MARINES.

Es calcula que existeixen entre 25.000 i 30.000 espècies de peixos (les conques dels rius tropicals encara no estan prou conegudes), de les quals prop de 10.700 són marines (Cardona i Elices, 2002; Mayol *et al.*, 2000). Atenent que els oceans compten amb més del 98% de l'aigua líquida de la Terra, és fàcil comprovar l'enorme desproporció quant a biodiversitat i fragilitat de la ictiofauna continental respecte de la marina.

Les introduccions es donen bàsicament en aigües continentals, perquè la mar és una unitat contínua, amb molt poques excepcions (com la Mediterrània), i els organismes marins, i els peixos en particular, tenen una enorme capacitat de dispersió. També per això, el grau d'endemisme entre els peixos marins és limitat i tan sols es dona quan es consideren unitats biogeogràfiques relativament grans: la ictiofauna de la Mediterrània té un 14% d'espècies endèmiques però no n'hi ha cap exclusiva de les Balears, ni tan sols de la Mediterrània occidental (Mayol *et al.*, 2000).

En canvi, els rius i els llacs són comparables a les illes terrestres: el confinament i les adaptacions dels peixos perquè la corrent no s'endugui a la mar els ous i larves, afavoreix l'aparició d'espècies endèmiques de distribució reduïda i fa la seva biota molt vulnerable a la introducció d'espècies al·lòctones. De fet, actualment es considera que un 20% de les espècies de peixos d'aigua dolça de tot el món s'han extingit o bé es troben en perill i el principal factor d'extinció són les introduccions (Wilson, 1994).

La problemàtica de les introduccions de peixos en aigües continentals és ben coneguda, amb casos prou documentats: els grans llacs americans, el delta de l'Ebre, ...

Pot ser l'episodi d'extinció més catastròfic de la història recent sigui la introducció en 1959 de la perca del Nil, *Lates niloticus*, en el llac Victòria, que es calcula que provocarà l'extinció de prop de la meitat de les 300 espècies de cíclids endèmics que hi havia al llac i de les que ja es donen 80 per extingides (Wilson, 1994). Per cert, cada dia podem trobar als nostres mercats perca de Tanzània.

ELS PEIXOS CONTINENTALS DE LES ILLES BALEARS.

És evident que els ecosistemes d'aigua dolça permanent són molt limitats a les nostres illes: a més dels diversos embassaments i altres masses d'aigua artificials, tan sols la zona més alta de s'Albufera de Mallorca i el curs d'aigua del Barranc d'Algendar, a Menorca, són els únics ecosistemes que podem considerar d'aquesta naturalesa, així que és difícil pensar en peixos d'aigua dolça (Mayol *et al.*, 2000).

No obstant, a les Balears hi va haver rius, el darrer de tots, el de Santa Eulària des Riu, a Eivissa, on l'aigua hi va córrer fins a principis del segle XX. Allà, al manco fins a les darreries del segle XIX, hi va haver peixos d'aigua dolça: cap a 1880, el zoòleg valencià Eduard Boscà hi va capturar al riu una trentena de peixos, part dels quals encara es conserven a la col·lecció del Museu Nacional de Ciències de Madrid (Lozano, 1919, (Mayol *et al.*, 2000). En concret, un barb meridional, *Barbus sclateri*, vuit bagres ibèriques, *Leuciscus pyrenaicus*, i vint madrilletes, *Rutilus lemmingii*, que posen en evidència que, fa 120 anys, el riu portava prou cabal com per permetre la vida d'una comunitat ben establerta. En qualche moment de la primera meitat del segle passat el riu s'assecà i la població de peixos s'extingí. Tanmateix, i atès que els exemplars conservats són idèntics als de la Península, cal suposar que es tractava d'una comunitat introduïda. No ens ha de sorprendre que fa segles s'introduïssin peixos d'aigua dolça: el carpí vermell va arribar a Amèrica del Nord –des d'Europa– en el segle XVI.

A tall de curiositat, podem indicar que a l'edat mitjana a Mallorca hi havia rius –o això va dir Anselm Turmeda (1398)– on, en aquell temps, es pescaven anguiles i llampreses. El tema de les llampreses o ferratimons (*Petromyzon marinus*, avui gairebé extint a les Balears) és suggerent, perquè es tracta de peixos que en parasiten d'altres i que necessiten de poblacions ben desenvolupades de vertebrats aquàtics per poder viure.

Actualment, a les Balears hi viuen en llibertat al manco set espècies de peixos d'aigua dolça, de les quals tan sols una, el jonquet *Gasterosteus aculeatus*, no és una introducció recent. La resta (carpí vermell –*Carassius auratus*–, carpa –*Cyprinus carpio*–, lluci –*Esox lucius*–, truita americana –*Oncorhynchus mykiss*–, moixó de moscard –*Gambusia holbrooki*– i perca americana –*Micropterus salmoides*–) han estat introduïdes voluntàriament durant el segle XX i no es pot descartar que n'hi hagi d'altres. Tanmateix, totes causen problemes, potencials o constatats, i en posaré dos exemples que conec.

La perca americana o blackbass. És un peix depredador propi d'aigües estancades o lentes, introduït a Mallorca a finals del segle XX. Al petit embassament de la finca pública de Mortitx es va establir una població que era un perill per a la fauna autòctona de tot el torrent, en particular del ferreret (*Alytes muletensis*). Després d'una sèrie d'intents infructuosos per capturar les perques amb xarxes, tramps i tota mena de sistemes convencionals, no va quedar altre remei que buidar per complet l'embassament per eliminar-les. La bassa té més de 15 m de fondària en la part més fonda.

La carpa. Peix d'origen asiàtic però escampat per Europa pels romans, va ser introduïda als embassaments de la Serra durant els anys 70 (Mayol *et al.*, 2000). Poc a poc va colonitzar safareigs i basses diverses de tota Mallorca, fins i tot amb l'alè de la pròpia Conselleria d'Agricultura, fins que acabà per arribar a s'Albufera, on està causant problemes greus. L'activitat de les carpes embruta l'aigua i descolga la vegetació aquàtica, reduint la capacitat dels aucells capbussadors, en particular les fotges, per trobar menjar, de forma que alguns anys hi ha hagut fallides importants en la cria d'aquesta espècie. En els darrers anys el Parc ha contractat pescadors professionals que calen tremalls, els quals sembla que han aconseguit eliminar la fracció de més talla de la població de carpes i mitigar el problema.

ELS PEIXOS I ALTRA FAUNA MARINA.

El cas de la mar, com ja he dit, és molt diferent, fins el punt que el concepte "introducció" no es pot aplicar de la mateixa manera. A la mar no hi sol haver introduccions voluntàries, tipus carpa o perca del Nil, sinó que el que és més habitual són les introduccions involuntàries. Tot i això, també n'hi ha qualche exemple de les primeres, vinculades a interessos de l'aqüicultura, i així han arribat a les Balears la copinya japonesa, *Ruditapes japonicus* o el llagostí tigre, *Penaeus japonicus* (Fig. 1).

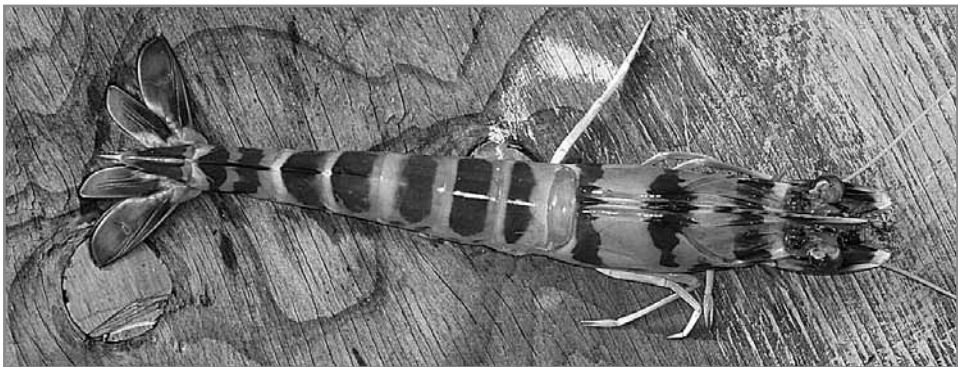


Figura 1. Llagostí tigre, *Penaeus japonicus*, de Cala Bona, Mallorca (Foto: Jaume Servera, DGP).

De les introduccions involuntàries, en podem distingir 2 tipus:

- a) En uns casos, perquè s'ha transportat els invasors en l'aigua de llast o enganxades al buc de vaixells. D'aquests, n'hi ha multituds, en especial entre les algues marines, però també entre la fauna: aquesta és la possibilitat més versemblant per explicar la presència a Balears de l'hexacoralari *Oculina patagonica* o de l'ascidiaci caribeny *Ecteinascidia turbinata*.
- b) En altres, perquè s'han eliminat les barreres que n'impedien la colonització, com és el cas del canal de Suez, que des de fa més de 100 anys comunica la mar Roja amb la Mediterrània. A les espècies que han entrat a la Mediterrània per Suez se'ls diu *lessepsianes* i tot i que a les Balears n'hi ha poques, en la Mediterrània oriental els peixos de l'Índic ja suposen prop del 15% de la biota i algunes espècies han desenvolupat pesqueries comercials (Golani *et al.*, 2002). Cal indicar, a tall de curiositat, que la tardor de 2007 aparegué a les nostres illes el primer peix lessepsià, el peix trompeta (*Fistularia commersonii*, Fig. 2). Va ser una aparició fugaç (des del gener de 2008 no hi ha noves observacions) però és l'evidència que poden arribar fins aquí (Sánchez-Tocino *et al.*, 2007; Mas *et al.*, en premsa).

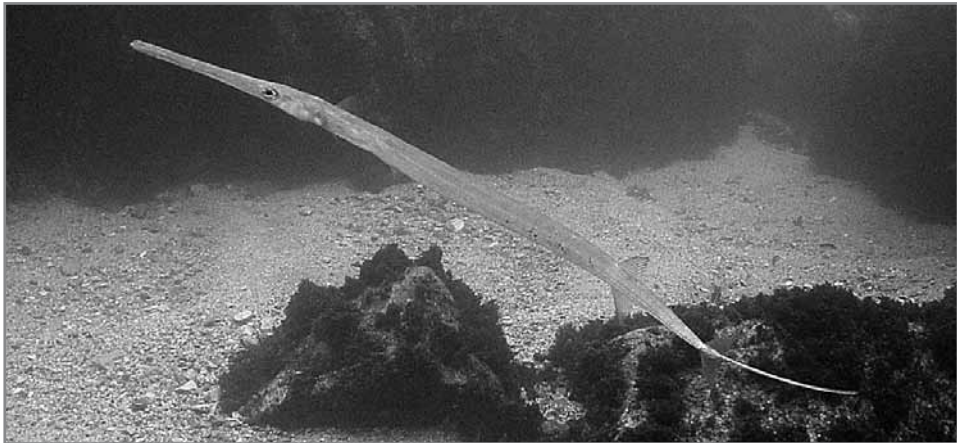


Figura 2. Peix trompeta, *Fistularia commersonii*, de Palamós, Girona (Foto, Àlex Lorente, SUBMÓN)

Tot i això, cal aclarir que les introduccions marines no solen tenir els efectes dramàtics que es donen en ecosistemes confinats, siguin terrestres o aquàtics. Sovint els nous, després d'un aparició sobtada i espectacular, experimenten una regressió (quan no desapareixen) o s'integren com una espècie més en la biota local. El cas més conegut a les nostres illes és una planta, la *Caulerpa taxifolia* o "alga assassina", però el mateix podem dir del tòxic peix globus, *Sphoeroides pachygaster* (Fig. 3) o del cranc *Percnon gibbesi* (Fig. 4) (Pou *et al.*, 1993; Oliver, 1981; Grau i Riera, 2001; Garcia i Reviriego, 2000) que fins i tot van ser objecte de primeres planes en la premsa local

i avui romanen oblidats. Per aquesta raó, ni les Administracions gestores de la biodiversitat ni les associacions conservacionistes no solen prestar l'atenció que mereixen les introduccions marines i així la Unió Europea encara no té cap normativa per controlar els vaixells mercants als ports.

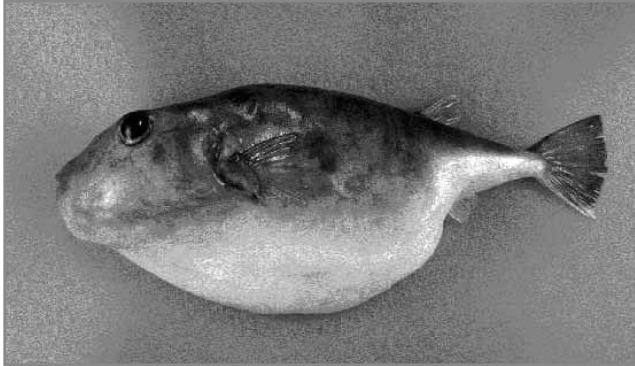


Figura 3. Peix globus, *Sphoeroides pachypaster*, del Port d'Andratx, Mallorca (Foto: Francesc Riera, DGP).



Figura 4. Cranc, *Percnon gibbesi*, de Linosa, Itàlia (Foto: Antoni Frau, DGP).

Aquesta és una mancança que algun dia ens pot costar cara: que les invasions marines no solin causar problemes greus no vol dir que mai no n'hagin causat. Hi ha un cas greu que ens és relativament proper: la invasió de la mar Negra per part del ctenòfor asiàtic *Mnemiopsis leidyi*, un organisme planctònic que s'alimenta d'ous i larves de peixos, que va provocar, durant tota la dècada dels noranta una espectacular fallida de la pesquera de l'aladroc (Tendal *et al.* 2007; Kideys i Moghim, 2003), amb les lògiques conseqüències socials i econòmiques als països riberencs, particularment Turquia, atès que era la més important d'aquesta mar.

BIBLIOGRAFIA

- Cardona, L. i Elices, M., 2002. Els Peixos. *Enciclopèdia de Menorca*, 5(1): 1-207.
- Kideys, A.F. i Moghim, M., 2003. Distribution of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea in August 2001. *Mar. Biol.*, 142(1): 163-171.
- Lozano, L., 1919. Los peces de la fauna ibérica en la colección del Museo en 1 de enero de 1919. *Trab. Mus. Nac. Cienc. Nat. Ser. Zool.*, 39: 1-112.
- Garcia, Ll. I Reviriego, B., 2000. Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 43: 81-89.
- Grau, A.M. i Riera, F., 2001. Observacions faunístiques i demogràfiques a la fauna ictiològica de les Illes Balears: un fenomen de meridionalització. In: Pons, G.X. i Guijarro, J.A.. El canvi climàtic: passat, present i futur. *Monografies Soc. Hist. Nat. Balears*, 9: 53-67.
- Golani, D., Orsi-Relini, L., Massutí, E. i Quignard, J-P., 2002. Fishes. *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean*, 1: 1-254. CIESM Publishers, Monaco.
- Mas, F.J., Riera, F., Navarro, O. i Grau, A.M., en premsa. Sobre la presència de *Fistularia commersonii* (Rüppell, 1835) en aigües de les Illes Balears (Mediterrània occidental). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*.
- Mayol, J., Grau, A.M., Riera, F. i Oliver, J., 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. *Quadern de Pesca*, 4 i *Doc. Tèc. Conservació*, II època, 7. Govern de les Illes Balears.
- Oliver, P., 1981. Sobre la aparición de algunos peces raros en las islas Baleares. *Bol.Inst. Esp. Oceanogr.*, 304: 60-64.
- Pou, S., Ballesteros, E., Delgado, O., Grau, A.M., Riera, F. i Weitzmann, B., 1993. Sobre la presencia del alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) en Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 36: 77-90.
- Sánchez-Tocino, L., Hidalgo Puertas, F. i Pontes, M., 2007. Primera cita de *Fistularia commersonii* Ruppell, 1838 (Osteichthyes: Fistulariidae) en aguas mediterráneas de la Península Ibérica. *Zool. Baetica*, 18: 79-84.
- Tendal, O.B., Jensen, K.R. i Riisgard, H.U., 2007. Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* widely distributed in Danish waters. *Aquatic Invasions*, 2(4): 455-460.
- Turmeda, A., 1398. *Cobles per la divisió del Regne de Mallorca*. In: Llibre de bons amonestaments i altres obres. Ed. Moll, Palma, 1987: 110 pp.
- Wilson, E.O., 2004. *La diversidad de la vida*. Ed. Crítica, Barcelona, 410 pp.

RÈPTILS I AMFIBIS INTRODUÏTS A LES BALEARES

Joan A. Oliver Valls¹ & Carmen Álvarez Pola². Servei de Protecció d'Espècies, Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. e-mail: ¹ jaoliver@dcapea.caib.es ² linpola@hotmail.com

Les Balears, abans de l'arribada dels humans, posseïen una reduïda fauna endèmica terrestre d'amfibis i rèptils: un amfibi, el ferreret *Alytes muletensis*, i dos rèptils, la sargantana balear *Podarcis lilfordi* a les Gimnèsies i la sargantana pitiüsa *Podarcis pityusensis* a les Pitiüses.

L'home, que va arribar a les Illes probablement dins el tercer mil·lenni abans de Crist, ha anat introduint diversos amfibis i rèptils, amb el resultat de la naturalització de tres amfibis i deu rèptils (Mayol, 2003).

	MALLORCA	MENORCA	EIVISSA	FORMENTERA
Reineta <i>Hyla meridionalis</i>				
Calàpet <i>Bufo balearicus</i>				
Granot <i>Pelophylax perezi</i>		EXTINT?		
Tortuga d'aigua <i>Emys orbicularis</i>				
Tortuga mora <i>Testudo graeca</i>				EXTINTA
Tortuga mediterrània <i>Testudo hermanni</i>				
Dragonet <i>Hemidactylus turcicus</i>				
Dragó <i>Tarentola mauritanica</i>				
Sargantana mora <i>Scelaris perspicilata</i>				
Sargantana italiana <i>Podarcis sicula</i>	+			
Serp blanca <i>Rhinechis scalaris</i>	+		+	
Serp de garriga <i>Macroprotodon mauritanicus</i>				
Serp d'aigua <i>Natrix maura</i>				

Totes aquestes introduccions tenen origen dins l'àmbit mediterrani, algunes d'elles de manera voluntària com les espècies del gènere *Testudo*, que probablement ho foren

pel consum humà, o involuntàriament, com *Tarentola mauritanica* i *Hemidactylus turcicus*, especialistes en el transport passiu per via marítima.

Com a conseqüència d'aquestes introduccions (i probablement també la del mostel *Mustela nivalis*) es van extingir la sargantana balear a les Gimnèsies, quedant relegada als illots que les envolten, i el ferreret a Menorca i la rarefacció de la mateixa espècie a Mallorca, desplaçada cap a diversos torrents de la Serra de Tramuntana, on no poden arribar amb facilitat els predadors, principalment *Natrix maura* (Roman & Mayol 1997). De fet, una de les principals accions contemplades en el Pla de Recuperació del Ferreret (SPE 2007), actualment en execució, contempla la retirada de la serp d'aigua de les localitats de ferreret, de manera que des de l'any 1991 s'han retirat 94 exemplars, amb resultats positius per a *Alytes muletensis*.

Per altra banda, algunes espècies, com la tortuga mediterrània *Testudo hermanni*, han prosperat dins els seus nous àmbits insulars, essent la població de Menorca una de les més ben conservades del món, amb densitats de fins a 50 exemplars per Ha (Bertolero 2005). El calàpet *Bufo balearicus*, espècie introduïda, deu el seu nom a la primera descripció científica de l'espècie a tot el món.

En els darrers 25 anys s'ha produït una segona onada de introduccions, principalment de rèptils, com a conseqüència tant dels alliberaments intencionats de mascotes (exòtiques o no) com de la introducció indirecta via materials de construcció o plantes de jardí. Fins ara aquesta segona onada comprèn desenes d'espècies, entre elles les espècies que procedeixen de zones tropicals que fan pràcticament impossible la seva naturalització, com les pitons i les boïdae o els iguànids, però altres espècies de climes temperats o temperats-càlids, i en primer lloc les espècies d'origen mediterrani, poden arribar a naturalitzar-se a les Balears.

Fins ara (2009) s'han naturalitzat quatre espècies: dues tortugues (la tortuga de Florida *Trachemys scripta* i la tortuga leprosa *Mauremys leprosa*), la sargantana coallarga *Psammodromus algirus* i la serp de ferradura *Hemorrhois hippocrepis*.

	MALLORCA	MENORCA	EIVISSA	FORMENTERA
Tortuga de Florida <i>Trachemys s. elegans</i>	x	x		
Tortuga leprosa <i>Mauremys leprosa</i>	x			
Sargantana coallarga oriental <i>P.algirus</i>	x			
Serp de ferradura <i>Hemorrhois hippocrepis</i>	x		x	

La tortuga de Florida *Trachemys scripta* es una espècie americana d'àmplia distribució, des del Golf de Mèxic fins a Nova York que, degut a la seva extensa utilització com a animal de companyia i posterior alliberament a la natura, ha estat introduïda a moltes localitats d'Europa, Àsia i Àfrica. Detectada la seva cria en llibertat a Mallorca (Mas & Perelló, 2001), és una espècie que competeix directament amb *Emys orbicularis* en els llocs de cria o de assolellament.

De la tortuga leprosa *Mauremys leprosa*, de distribució mediterrània, s'ha detectat la seva presència a Menorca i s'ha comprovat que cria a Mallorca (Pinya *et al.* 2007). També pot provocar problemes de competència amb la tortuga d'aigua.

La sargantana coallarga *Psammodromus algirus*, espècie del mediterrani occidental, està criant a una zona costanera de l'est de Mallorca (Felanitx-Manacor) (Vicens 2005). Aquesta espècie no competeix directament amb cap herpet de Mallorca, però la seva expansió pareix segura degut a l'hàbitat favorable i a la seva adaptació a la pressió de predació per part de *Macroprotodon mauritanicus*.

Les troballes de la serp de ferradura *Hemorrhois hippocrepis*, (Oliver *et al.* 2008) espècie Ibèrica i nord africana, comencen el 2003 a Eivissa i el 2006 a Mallorca. La naturalització de l'espècie pareix segura ja que s'han localitzat molts juvenils, neonats i femelles gràvides (COFIB 2008), una de les quals va fer una posta el 2009 al CRF de Sa Coma (Eivissa) (Escandell, com. pers.). És probable que aquesta espècie hagi viatjat a Mallorca i Eivissa dins les soques de grans oliveres dutes de la Península per a decoració de jardins, ja que s'han trobat exemplars a la vora.

Aquesta espècie ha arribat a Mallorca i Pitiüses acompanyada de dos colúbrids mediterranis més: la serp blanca *Rhinechis scalaris* i la serp verda, *Malpolon monspessulanus* (Oliver *et al.* 2008), segurament amb la mateixa via de introducció. D'aquestes dues espècies la quantitat de troballes (2003-2009) és quantitativament important, fins a 130 cites, de les quals moltes són d'exemplars atropellats o capturats a la vora de vivendes.

Figura 1. Nombre d'exemplars de colúbrids mediterranis trobats a Eivissa i Formentera.

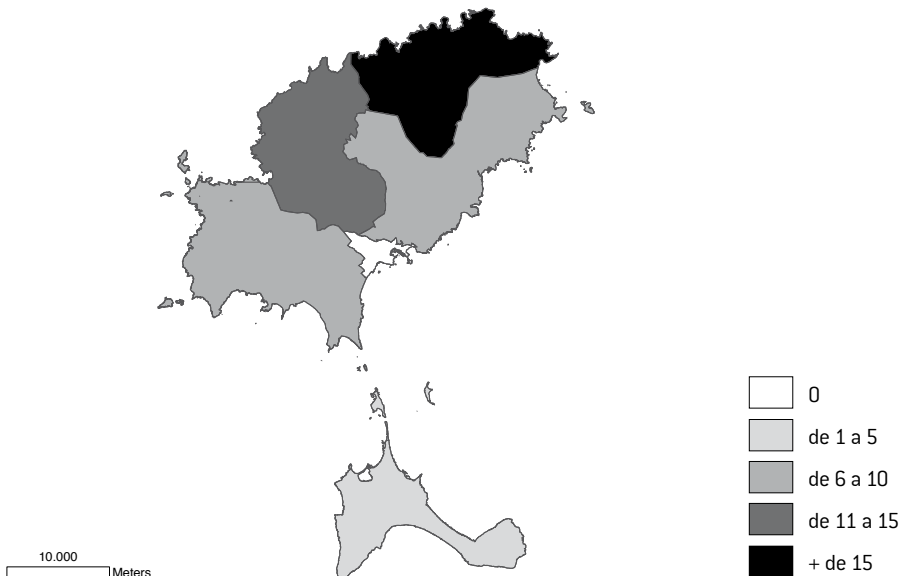
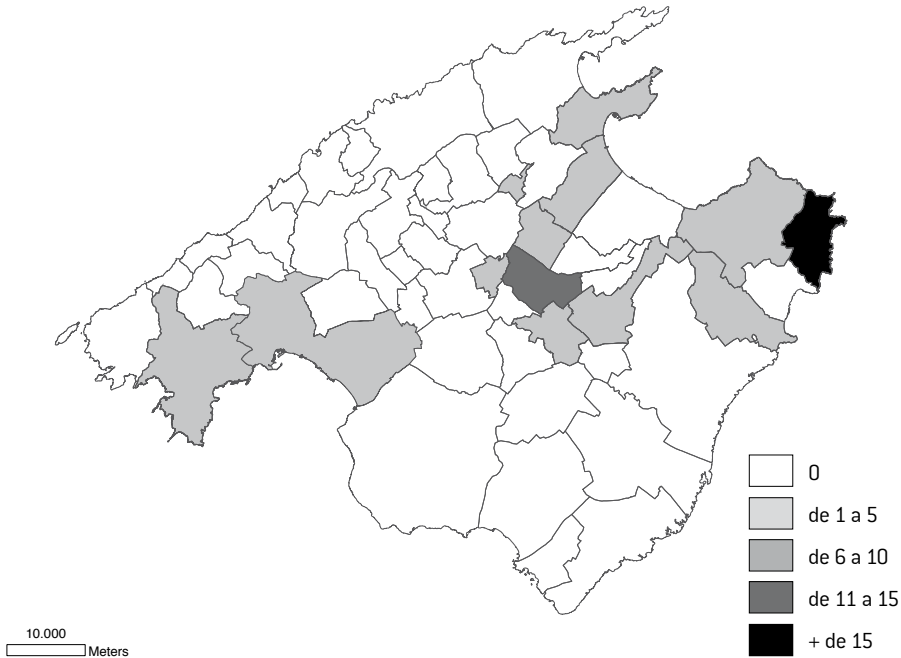


Figura 2. Nombre d'exemplars de colúbrids mediterranis trobats a Mallorca.

És remarcable la distribució espacial de les troballes de colúbrids mediterranis, amb dos municipis que n'acumulen més del 50%: Sant Joan de Llabritja a Eivissa, amb 31 troballes i Capdepera, a Mallorca, amb 38 troballes, pel que pareix que han actuat com a focus principals de les introduccions. S'ha de tenir en compte que les troballes de Mallorca són de serps foranes identificades i en el cas de Pitiüses s'han recomptat també les no identificades, ja que no hi ha ofidis.

Per altra banda, aquestes tres espècies, que tenen marcat caràcter antropòfil, estan presents a moltes illes mediterrànies. Trobam *Rhinechis scalaris*, a Menorca, Arosa o Ons; *Hemorrhois hippocrepis* a Sardenya i Pantellaria; i *Malpolon monspessulanus* fins i tot a petites illes com Nova Tabarca o l'Illa Grossa (Múrcia), pel que la naturalització pareix probable, en el cas que segueixin arribant exemplars adults de forma continuada.

L'impacte de la naturalització d'aquests colúbrids mediterranis sobre la fauna autòctona és difícil de preveure, principalment a Eivissa i Formentera, on encara hi viu *Podarcis pityusensis*. *Rhinechis scalaris* i *Hemorrhois hippocrepis* són essencialment consumidors d'animals de sang calenta, però els juvenils i femelles de *Malpolon monspessulanus* són consumidors actius de rèptils (Pleguezuelos 2003) pel que les conseqüències sobre la sargantana pitiüsa podrien ser greus.

Altres espècies capturades a la natura i amb possibilitats de naturalització són les tortugues d'aigua *Chelydra serpentina* i *Chrysemis picta*, el camaleó *Chamaleo chamaleo* i el llangardaix ocel·lat *Timon lepidus*

Aquesta segona onada encara no ha acabat. La diversitat de rèptils i amfibis al comerç de mascotes és cada vegada més gran i el moviment de les mercaderies (13,2 milions de Tm només al Port de Palma el 2008), pràcticament garanteixen un degotís continuat d'espècies foranes que d'una manera o d'altra puguin arribar a la natura.

BIBLIOGRAFIA

Bertolero, A. & Martín Sampayo, M. (2005). Demografia i Origen de les Poblacions de Tortuga Mediterrània a Menorca. Memòria final. Institut Menorquí d'Estudis.

Mas, R. & Perelló, B. (2001). Puesta de galápagos de Florida en síAlbufera de Mallorca. *Quercus*, 187: 10.

Mayol, J. (2003) Rèptils i amfibis de les Balears. *Manuale d'introducción a la Naturaleza*. N° 6 Ed. Moll. Palma de Mallorca

Oliver, J. A., Escandell, J. & Alvarez, C. 2008. Introduccions de colúbrids mediterranis a Mallorca i Pitiüses: *In: Pons, G. X. (edit). V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. Ponències i Resums. Soc. Hist. Nat. Balears.* 153-154. Palma de Mallorca

Pinya, S., Cuadrado, E. & Trenado, S. (2008). Presencia de *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812) en el Parque Natural de síAlbufera de Mallorca. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* **19**: 83-84.

Pleguezuelos, J. M. (2003). Culebra bastarda *Malpolon monspessulanus* En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L.M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>

Roman, A. & Mayol, J. (1997). La recuperació del Ferreret, *Alytes muletensis*. *Documents Tècnics de Conservació II època, num.1*. Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral, Govern de les Illes Balears.

SPE (2007) Pla de Recuperació del Ferreret (*Alytes muletensis*). *Plans d'espècies catalogades nº 2*. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca 26 pp.

Vicens, P. (2005). Sobre la presència de *Psamodromus algirus* Linnaeus, 1759 (Sauria, Reptilia) a Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, **48**: 109-112. Palma de Mallorca

LAS AVES INTRODUCIDAS EN BALEARES

Carmen Álvarez Pola¹ y Jordi Muntaner². Servei. Servei de Protecció d'Espècies, Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. e-mail: ¹linpola@hotmail.com; ²jmuntaner@dgcapea.caib.es

INTRODUCCIÓN

Las aves son uno de los grupos más conocidos, con gran cantidad de información sobre biología, ecología, poblaciones y tendencia de muchas de las especies. La existencia de gran número de ornitólogos aficionados integrados en organizaciones de ámbito mundial, como BirdLife Internacional (reconocida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza para la evaluación mundial de las aves) y de ámbito local, como el Grupo Balear de Ornitología y Defensa de la Naturaleza (GOB), la Sociedad Ornitológica Menorquina (SOM) y la Sociedad Española de Ornitología (SEO BirdLife) facilitan sobre manera esta situación. En cualquier caso, este hecho no significa que esté exento de los problemas de conservación que cada vez afectan a un mayor número de especies.

Una de las causas más importantes de la rarefacción y extinción de aves son las especies invasoras, siendo en islas la principal causa de extinción. La detección temprana de nuevas introducciones es fundamental para evitar el establecimiento de estas especies y los posteriores impactos derivados de las invasiones biológicas. Nuevamente aquí los ornitólogos tienen un papel importante ya que detectan rápidamente estas situaciones y en algunos casos, aportan datos útiles para el análisis del riesgo potencial de la especie introducida.

Es necesario conocer si la especie está naturalizada ya que es el primer paso para convertirse en invasora. Además hay otros aspectos importantes, como el grado de adaptación, expansión, potencial invasor, impacto, etc., para determinar la estrategia de control adecuada. A pesar de que los datos de presencia en medio natural se obtienen con relativa facilidad, el resto de aspectos relevantes son escasos, complejos, costosos y difíciles de obtener para la mayoría de las especies.

El análisis de la situación en Baleares está sujeto a estas limitaciones y ha de entenderse como un estudio preliminar. Las especies incluidas, lo están gracias a la recopilación de observaciones de aves introducidas, por las siguientes entidades: GOB, el foro en Internet de dicha entidad, denominado FòrumAus y el foro de la SOM; el Grupo de Aves Exóticas de la SEO Birdlife, el Grupo de Especialistas en Especies Invasoras de la UICN (ISSG-database) y el Consorcio de Recuperación de Fauna de las Islas Baleares (COFIB). La fuente que ha originado mayor volumen de datos son los Anuarios Ornitológicos del GOB, durante el periodo 1992 a 2008. En anteriores publicaciones no se registran, o no hay citas (revisados desde 1987).

Para nuestras islas, no existe una lista específica de clasificación de especies introducidas, pero hay una estatal, del grupo GAE-SEO BirdLife. Hay que tener en cuenta que en esta lista las categorías son conjuntas para Península y Baleares. Este sistema de catalogación (Anexo I) corresponde al sistema adoptado por la AERC (Association of European Rarities Committe), por lo que tiene validez a nivel europeo, permitiendo detectar con facilidad el comportamiento invasor de las especies en cada lugar de introducción.

CATALOGACIÓN DE ESPECIES DE AVES INTRODUCIDAS

1. Aves de introducción antigua

Hay especies de introducción antigua, asentadas en nuestro ecosistema desde hace años, que no se consideran invasoras. De muchas se desconoce la fecha de introducción, pero están totalmente adaptadas y extendidas por las islas, considerándose ya especies propias. Algunas especies del orden Galliformes son utilizadas en caza menor. Entre las cinegéticas, podemos destacar el francolín (*Francolinus francolinus*) introducido en el S. XVI. Posteriormente se extinguió y se ha vuelto a reintroducir, aunque apenas hay citas.

2. Aves de introducción reciente

Este es sin duda el grupo más numeroso. Hasta el 2008 se han registrado, al menos una vez en alguna de las islas del Archipiélago, un total de 135 especies, de las cuales 106 en libertad. Las detectadas en libertad se agrupan en 22 familias y destacan las Anátidas con 25 especies, los Psitácidos con 18 especies, los Ploceidos con 9 especies y los Faisanes y los Estúrnidos con 8. El resto de familias, agrupa de 1 a 2 especies. Las familias Bucerotidae, Cathartidae, Em-

bericidae Falconidae, Jacanidae, Monarchidae, Pelecanidae y Phoenicotheridae están representadas por una sola especie, por lo que se han excluido del *gráfico 1* que aparece a continuación, donde se puede ver que la abundancia de especies por familia.

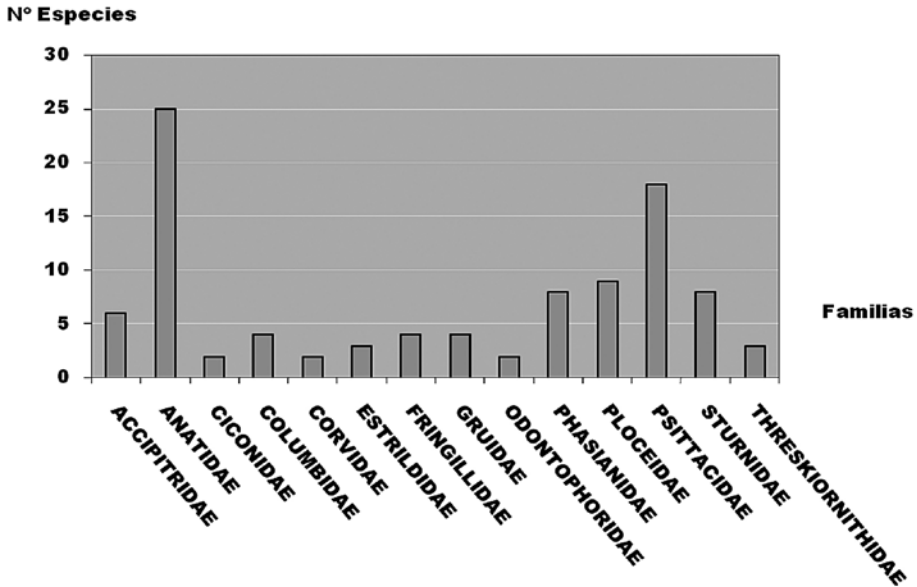


Grafico 1. Número de especies agrupadas por familias (97-08).

Estos resultados son provisionales, no sólo por la carencia de datos suficientes que puedan permitir una mejor aproximación a la realidad, sino también por el propio carácter dinámico de la introducción de especies. Es un proceso activo con un número elevado de situaciones de riesgo de introducción debido a especies relacionadas con producción (ganadería) y sobre todo las de segunda necesidad (mascotas, ornamentales y cinegéticas) que permanecen o pueden llegar a permanecer en cautividad en las islas.

En el ANEXO II se adjunta la lista total de aves introducidas con al menos un registro en el libertad. En el cuadro se aportan algunos datos más como origen, vía de introducción y presencia por islas.

2.1 Aves de introducción reciente no invasores.

Son la mayoría de las aves exóticas detectadas. Se encuentra en el medio natural, pero no consiguen reproducirse ya sea por incapacidad para hacerlo en los hábitats de las

islas, o por tratarse de individuos aislados. Entre estas se encuentran determinadas aves rapaces de cetrería, diversas especies de loros, el canario, el periquito, etc. Aunque como especie no representen un peligro debido a su incapacidad de naturalización y expansión, se dan casos de individuos que se consideran una amenaza para la fauna autóctona y han sido capturados.

2.2. Aves cinegéticas de introducción reciente.

Alectoris rufa: Todas las islas.

Phasianus colchicus: Mallorca, Menorca e Ibiza.

En los dos casos son especies objeto de gestión cinegética ya que según el Decreto 71/2004 se clasifican como especies cinegéticas junto con otras especies introducidas como la cabra doméstica o el conejo, éstas de introducción antigua.

En varios casos se presentan citas esporádicas de reproducción en medio natural, (de faisán tenemos datos de parejas reproductoras en Ibiza en 2002, mientras que en Mallorca se encuentra asilvestrado en muchas zonas). Con estas poblaciones se pueden dar situaciones esporádicas de competencia por alimento con otras aves granívoras medianas. Ocasionalmente ponen sus huevos en nidos de otras gallináceas o de patos. Tanto el faisán como la perdiz continúan siendo liberados por los cazadores. Tienen alto valor recreativo y no ocasionan un impacto relevante en los ecosistemas por lo que no hay motivo para plantear su erradicación (Rodríguez Luengo 2008).

2.3. Aves de introducción reciente invasoras o potencialmente invasoras.

A continuación se detallan las aves de reciente introducción que son o pueden ser peligrosas. Este análisis preliminar se basa en el principio de precaución, por lo que se diferencia entre especies sobre las que hay que realizar acciones de control, especies sobre las que hay que realizar acciones de seguimiento y especies que deberían ser objeto de regulación de comercio y tenencia. En el primer apartado, se incluyen datos relativos a presencia en Baleares y se describen, si las hay, las medidas de gestión. El último se ha incluido para plantear la necesidad de establecer medidas de manejo, educación, normativas, etc., que permitan minimizar el riesgo de introducciones por comercio y escapes.

Se incluyen tablas donde aparecen listas de especies para cada apartado con la categoría otorgada por el Grupo de Aves Exóticas (GAE) de Seo BirdLife España, sistema adoptado por la AERC. En algunos casos se propone un cambio de categoría ya que,

según los resultados de este trabajo, para algunas especies hay diferencias entre península y Baleares que no se aprecian en la Lista del GAE. Aquí las categorías aparecen de manera conjunta para Península y Baleares y diferenciadas de Canarias, por lo que no refleja la situación específica que puede darse en nuestras islas.

2.3.1. Especies que deben ser objeto de acciones de control.

Son las especies ya introducidas, naturalizadas o con indicios de naturalización, de las que se conoce su carácter invasor en otras localidades y sobre las que se deben realizar acciones de erradicación o control. Conviene fijar las prioridades y tener en cuenta que las acciones de erradicación serán más provechosas cuanto antes se llevan a cabo, especialmente si la especie aun no se ha establecido.

Este apartado incluye, algunos datos generales sobre la especie, localidades con presencia de ejemplares, impacto conocido y acciones de control realizadas en las islas hasta la fecha.

a) Especies establecidas en Baleares, con datos constatados de cría más de un año consecutivo en el periodo estudiado, 1992 a 2005.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	CATEGORIA
PSITTACIDAE	<i>Psittacula krameri</i>	Cotorra de kramer	* C1/E2
PSITTACIDAE	<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra gris	* C1/E2
STURNIDAE	<i>Acridotheres tristis</i>	Miná común	* C1 / E2
ESTRILDIDAE	<i>Estrilda astrild</i>	Pico de coral	¹ C1/E2
ANATIDAE	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Ganso del Nilo	E2

Tabla I. Lista de especies establecidas con datos de cría más de un año consecutivo.

* Categoría correspondiente a las Islas Baleares.

¹ Nueva categoría propuesta para Islas Baleares.

COTORRA DE KRAMER (*Psittacula krameri*): En Mallorca, Ibiza y Formentera (C1).

Especie potencialmente invasora.

Detectada de manera sistemática desde 1996, aunque hay datos anteriores, en los 80, cuando ya crió en palmeras de la ciudad de Palma.

Las cotorras de Kramer proceden de África Central y del Norte, y del sur de Asia. Ha sido introducida en diversos países para su comercio como mascota. Esta especie está asociada principalmente a ambientes antrópicos.

No se han detectado impactos relevantes sobre el medio natural, aunque en otros países se ha descrito competencia por el lugar de nidificación con especies nativas. Algunos ejemplos se dan en Bélgica con el trepador azul, *Sitta europea* (Strubbe *et al.*, 2007), o en Inglaterra con *Sturnus vulgaris*, *Parus major*, *Passer montanus*, *Corvus monedula*, *Strix aluco*, *Athene noctua* y *Falco tinnunculus* (Lever *et al.*, 2005).

Parece que tanto en los países donde ha sido introducida como en origen causa daños sobre la agricultura (Muñoz Gallego 2003), más o menos significativos, con el impacto económico que esto supone, sobre todo si se dan aumentos de población considerables.

En cuanto al impacto sanitario, aunque no se han registrado casos aquí, puede transmitir la psittacosis (Lever *et al.*, 2005), enfermedad infecciosa que suele ser transmitida a los humanos, causada por la bacteria *Chlamydia psittaci*. (Lessnau, 2008).

Localidades donde hay observación de ejemplares:

Mallorca: Palma (Parc de la Mar, Son Tugores, Castell de Bellver, Secar del Real, Son Buit, s'Hort del Rei, la Real, Son Pax, passeig del Born, parc de sa Faixina y Aeroport); Soller (Torrent de Son Sales y l'Horta); Alcudia (s'Albufera y Albufereta); Valldemosa (Hort Nou de Son Salvat); Calviá (Sa Porrassa, Son Vich y Santa Ponça); Santa María; Manacor (Porto Cristo); Fornalutx; Lluçmajor (S'Arenal); Son Servera (Torrent de Xiclatí); Andrtax.

Ibiza: Ibiza (Ses Feixesa); Sant Josep (Aeroport, Sant Jordi).

Formentera: Indicios de cría detectados en 2009.

COTORRA ARGENTINA (*Myiopsitta monachus*): En Mallorca e Ibiza. (C1).

Especie invasora.

Detectada en Mallorca en el 1993, se considera naturalizada desde 1995, aumentando los registros especialmente a partir de 1997.

La cotorra de argentina, *Myiopsitta monachus*, nativa de América del sur, fue introducida en otros continentes gracias a su comercio como mascota. Es una especie muy adaptable que ha conseguido establecerse en varios continentes, principalmente en ambientes antrópicos.

El impacto más relevante es el ruido que produce. Genera molestias en las zonas urbanas, debido al desagradable graznido que emiten desde el

amanecer hasta el anochecer, con diferente intensidad en función del número de individuos que permanezcan en la colonia. También pueden darse daños al arbolado ya que construyen sus nidos con un gran número de pequeñas ramas.

En zonas más rurales se han detectado daños a la agricultura (Senar, 2001). En función de su ubicación también puede producir problemas en tendidos eléctricos (Avery *et. al.*, 2002), aunque aún no hemos detectado ninguna colonia instalada en este tipo de estructura en Baleares. Al igual que las cotorras de Kramer también pueden tener impacto sanitario, ya que puede transmitir a humanos la bacteria causante de la psitacosis.

Localidades donde hay observación de ejemplares:

En un estudio realizado por Patxi Gordiola Castillo, “Distribución de Cotorra de Pit Gris en las Islas Baleares”, del año 2000, aporta los siguientes datos para colonias en Mallorca:

- Antiguas colonias: Pollença, Alaró, Consell, Sineu, Capdepera y Ses Salines.
- Colonia actual: Alcudia, Inca, Esporles, Palma y Felanitx.
- Observaciones sin indicios de cría: Sóller, Andratx, Sa Pobla, Muro y Lluçmajor.

Desde la realización de este estudio hasta el 2008, han aumentado tanto los municipios como las zonas donde se observan estos ejemplares, aunque no hay datos en profundidad del establecimiento de colonias en las nuevas localizaciones:

Mallorca: Palma (Son Cladera, Castell de Bellver, Castell de Sant Carles, Son Armadams, Can Barberà, Son Roca, Son Roqueta, Son Espanolet, Gènova, Son Ferriol, Son Cotoner, Son Rapinya, Passeig Marítim-Auditorium, Es Molinar, Son Vich, Son Pax, La Real, Policlínica Miramar y Cala Estància); Port de Pollença; Inca; Alcúdia (S’Albufera, Son Negre y Cas Concos); Esporles; Andratx (Port d’Andratx); Sóller; Santanyí; Ses Salines; Lluçmajor (s’Arenal); Calvià (Castell de Bendinat y Santa Ponça); Sant Llorenç (Sa Coma); Campos (Es Trenc); Manacor (Plaça de sa Mora); Felanitx (Portocolom); Inca (s’Escorxador).

Ibiza: La estimación de la población de la especie es de entre 115 y 135 ejemplares con 7 núcleos reproductores en el año 1999. El núcleo de población más importante es el triángulo formado por las poblaciones de Jesús, Santa

Gertrudis y Santa Eulària, además de existir un pequeño grupo entre el puerto del Torrent y Sant Antoni. Otras localidades citadas después de esta fecha son: Sant Josep (Puig Redó y Can Sardina); Santa Eulària (Port des Torrent y Riu de Santa Eulària) y Sant Antoni (Pla de Sant Antoni).

Menorca: Observaciones en Ciutadella (año 2000).

Formertera: No hay datos.

Actuaciones de control

El amplio periodo de observaciones, la constatación de la reproducción y la expansión de la especie, junto con las dificultades de control indican que únicamente es posible realizar acciones de disminución poblacional ya que su erradicación total es prácticamente inviable. La destrucción de nidos resulta poco efectiva ya que los vuelven a reconstruir rápidamente. No existe una metodología única y totalmente efectiva para el control de *Myiopsitta monachus*. Distintas fuentes presentan información contradictoria sobre las acciones a realizar. No es una especie que responda bien al trampeo según algunas fuentes, aunque otras indican que es más efectivo que el disparo. Los métodos biológicos y químicos resultan poco recomendables por el peligro potencial para especies no diana. Además, hay que añadir que es una especie permitida para el comercio, por lo que existe el riesgo de incorporación continua de nuevos individuos debido a escapes de cautividad.

En 2008 el Servicio de Protección de Especies de la Conselleria de Medi Ambient probó diferentes metodologías de control con la población de cotorras establecidas en el pinar de Santa Ponça (Calvià), sin mucho éxito. No es hasta 2009 cuando se consolida el método y se inicia un nuevo control experimental en Palma. Las metodologías son similares aunque con algunas variantes, ya que las características de ambas poblaciones no son iguales. En la primera, las cotorras están muy acostumbradas al contacto humano, siendo habitualmente alimentadas por turistas y paseantes del pinar. Aquí se realizó cebado manual durante largos periodos entre cada jornada de capturas. Se utilizó red cañón en cuatro ocasiones (una fallida) y se capturaron 67 ejemplares.

En Palma las cotorras son menos confiadas ya que el contacto humano es más limitado. No es frecuente verlas en suelo en parques o plazas cerca de la gente. En este caso, se estableció un cercado con un “hide” y un cebadero fijo en el Castell de Bellver. El cebado duró tres meses, y se capturaron un total de 102 cotorras con red de suelo, en 5 jornadas (una fallida) y 6 tiradas de red.

MINÁ COMÚN (*Acridotheres tristis*): En Mallorca. (E1).

Especie invasora.

Establecida en Mallorca desde 2001. Actualmente erradicado.

El Miná, *Acridotheres tristis* es original de la India y centro y sur de Asia. Está incluida en la lista “Las 100 Especies Exóticas Invasoras más peligrosas del mundo” elaborada por el Grupo de Especialistas en Especies Invasoras (ISSG) de la Unión mundial para la Naturaleza (UICN) dentro del Programa Global de Especies Invasoras (GISP). Al igual que las anteriores, ha sido introducido en varios países para su comercio como mascota.

Es un ave oportunista que agrede a las especies nativas obligándolas huir y buscar otras fuentes de alimentación y nuevos lugares para nidificar (Tidemann 2005; Thomas, 2004). Se conoce depredación sobre huevos y pollos de otras aves, marinas y terrestres. Hay registros de daños en cultivos (Heather y Robertson, 1997). En altas densidades pueden causar molestias por ruidos (Yap *et al.*, 2002). También pueden extender ácaros y enfermedades que afectan a personas y animales de granja (Tidemann, 2005).

Localidades donde había observación de ejemplares:

Mallorca: El primer indicio de presencia de Minás en libertad en Mallorca data de 1998, con posteriores referencias en anuarios ornitológicos y otras fuentes, con poblaciones reducidas. Se han observado ejemplares en: Palma (Son Reus), Port d’Alcúdia, Consell, Son Rapinya, Sant Jordi, Andratx y Santanyí (Cala Llombards). Se han encontrado grupos pequeños y con capacidad reproductora solo en Andratx y Cala Llombards.

Actuaciones de control

El Servicio de Protección de Especies de la Conselleria de Medi Ambient desarrolló a finales de 2006, la primera campaña de control de Miná (*Acridotheres tristis*) en la isla de Mallorca. En esta campaña se capturaron un total de 11 ejemplares, además de un estornino metálico (*Lamprotornis purpureus*) que también es una especie introducida. Posteriormente, a lo largo del 2007, se realizó una segunda campaña de control donde se capturaron 10. La metodología ha sido la utilización de trampas Larsen con cebo vivo y el uso de carabinas de aire comprimido con los ejemplares resistentes.

Las localidades donde se ha eliminado la especie del medio natural son: Alcúdia, Son Reus (Palma), Port d’Andratx y Sa Coma (Andratx). En el resto de localidades se realizó una investigación y seguimiento de los datos relativos a

Miná, constatando la desaparición actual de ejemplares en libertad, aunque en algunos puntos aún quedan en cautividad, existiendo por lo tanto un riesgo de escapes involuntarios o intencionados.

Las aves capturadas vivas pueden verse en el Marineland, centro al cual han sido cedidos, tras someterles a una operación (piorning) que limita la capacidad de vuelo. Así se evitan riesgos de supervivencia de individuos en caso de escapes accidentales.

En la actualidad se considera a esta especie, erradicada del medio natural Balear.

PICO DE CORAL (*Estrilda astrild*): En Mallorca y Menorca. (E2)

Especie potencialmente invasora.

Detectada por primera vez en Mallorca en 1992.

El pico de coral, *Estrilda astrild*, es una ave exótica de origen africano que se comercializa habitualmente como mascota. Hay poblaciones naturalizadas en otros lugares como Catalunya, Portugal, Brasil, y el sur y centro de España.

Se están llevando a cabo estudios de seguimiento de población para detectar los problemas que puede causar, en especial a otras aves granívoras de zonas húmedas, que pueden verse afectadas cuando existen explosiones poblacionales de esta especie exótica (Fernández-Ordoñez, 2008).

El escribano palustre de Galicia (*Emberiza schoeniclus lusitanicus*), ha reducido sus poblaciones reproductoras sin causa aparente, en hábitats compartidos con pico de coral. (Fernández-Ordóñez, 2008). En Cabo Verde causa daños importantes en agricultura (Lever, 1994). Se ha detectado la rápida expansión de esta especie, por ejemplo en Portugal, 13 km/año hacia el norte y 6 km/año hacia el sur (Reino y Silva, 1998). El pico de coral es uno de los invasores de mayor éxito en la cuenca del Mediterráneo. Un aumento de temperatura de 1° C en la media anual, podría elevar el ritmo de expansión un 47% (Reino *et al.*, 2009).

Localidades donde hay observación de ejemplares:

Mallorca: sólo se detectaban grupos estables de picos de coral en s'Albufera. El número de ejemplares es variable con un máximo de 24 y datos de cría irregular. Desde 1998, cuando tenemos la primera cita, no hay datos de expansión de la especie a otras localidades fuera de s'Albufera. La única, es la cita de 1 ejemplar en Esporles en el año 2005. Lo más seguro es que se debiera a un escape, más que a una expansión, por la distancia que hay hasta esta localidad y la falta de datos posteriores.

Menorca: Ciutadella (es Pinaret). No hay datos nuevos desde la cita de 2 ejemplares en 1996.

Ibiza: Ses Feixes. Sólo hay una cita en 1995, con un máximo de 6 ejemplares.

En los casos de la isla de Ibiza y Menorca, probablemente la especie no se ha establecido.

Actuaciones de control

A principios de 2008, el grupo establecido a s'Albufera de Mallorca no parecía superar los 30-40 ejemplares, demostrando a lo largo de los años su capacidad reproductora. Por tanto nos encontramos con un reducido tamaño poblacional y una única localidad de establecimiento. Aplicando el Principio de Precaución, el Servicio de Protección de Especies de la Conselleria de Medi Ambient inició trabajos de control para evitar un mayor impacto, una mayor complejidad de intervención y un mayor coste económico.

En enero de 2008 se llevó a cabo la primera campaña de control sobre la especie, donde se capturaron 28 ejemplares. La metodología utilizada fueron redes japonesas combinadas con el uso de reclamo vivo y electrónico. En 2009 se realizó una segunda campaña, consiguiendo capturar 20 ejemplares. Se utilizó la misma metodología con peor resultado y carabinas de aire comprimido, con apoyo también de los dos tipos de reclamo. Actualmente quedan pocos ejemplares objeto de próximas campañas para la erradicación total.

GANSO DEL NILO (*Alopochen aegyptiacus*): En Mallorca e Ibiza. (E1).

Especie potencialmente invasora.

Detectada su presencia esporádica desde 1997.

El Ganso del Nilo, *Alopochen aegyptiacus*, es nativo del Valle del Nilo y el sur del Sáhara. También se ha introducido en otros países como Alemania, Países Bajos y Gran Bretaña, por motivos ornamentales. En esta última ya se detectan poblaciones salvajes autosuficientes en 1971, y se declara plaga en 2009 (McCarthy, 2009).

Localidades donde hay observación de ejemplares:

Hay datos de cría en Mallorca confirmados en el 2003 y 2004, e indicios o noticias no verificadas en otros años.

Actuaciones de control

Se han hecho controles puntuales en Mallorca, en donde el personal del Parque Natural de S'Albufera erradicó una pareja reproductora y sus pollos.

b) Las aves de introducción reciente invasoras o potencialmente invasoras que afectan por hibridación a las autóctonas. Estas especies han sido citadas en Baleares con al menos un dato de cría en estado salvaje.

La hibridación es un fenómeno por el cual se entrecruzan distintas especies, produciendo híbridos viables o no, que pueden ser fértiles o no. Esta interacción provoca una pérdida de variabilidad genética y reduce la capacidad reproductiva de las poblaciones nativas. Es una invasión sutil, no causa la extinción directamente sino de manera gradual, afectando sobremanera a especies de poblaciones reducidas o endémicas. A la vez, la especie invasora se ve reforzada ya que aumenta su variabilidad genética.

Hay cuatro especies que se pueden incluir en este grupo, todas potencialmente invasoras. En algunos casos el problema de hibridación está producido por razas domésticas que se asilvestran e hibridan con las mismas especies en estado silvestre, como ocurre con el Ánade real (*Anas platyrhynchos*), la codorniz (*Coturnix coturnix*) y la paloma bravía (*Columba livia*).

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	CATEGORIA
ANATIDAE	<i>Anas platyrhynchos var. domestica</i>	Ánade Doméstico	A/ E2/E ¹
ANATIDAE	<i>Oxyura jamaicensis</i>	Malvasía canela	C5/E2/E ³
COLUMBIDAE	<i>Streptopelia roseogrisea var. risoria</i>	Tórtola doméstica	*C4/E2
COLUMBIDAE	<i>Columba livia var. domestica</i>	Paloma bravía	A/C4/C2/*E2
PHAISANIDAE	<i>Coturnix japonica</i>	Codorniz japónica	*E2

Tabla II. Lista de especies que afectan por hibridación a las autóctonas. *Categoría correspondiente a las Islas Baleares. ¹Nueva categoría propuesta para Baleares.

Ánade real: (*Anas platyrhynchos var. domestica*): En Mallorca y Menorca (C1).

Especie potencialmente invasora

Desde hace unos años, están proliferando una serie de poblaciones domésticas semiasilvestradas, principalmente en puertos deportivos.

No es un caso normal, la especie es autóctona, y el riesgo está en la hibridación con la variedad doméstica, proceso ya antiguo en el Norte de Europa. En ge-

neral, España es quizá el último reducto del morfotipo salvaje, en proceso de degradación por estas introducciones.

Estas aves deben proceder tanto de granjas en donde las tienen como aves de corral en semilibertad, como de colecciones ornamentales. Los casos de reproducción entre éstos y los ejemplares salvajes provocan un problema de contaminación genética. Es frecuente detectar ejemplares en estado silvestre con plumajes aberrantes producidos por estas hibridaciones.

Localidades donde hay observación de ejemplares:

Mallorca: principalmente en puertos deportivos como los de S'Estanyol, Andratx, Sóller, y Cala Nova. Bassas de Son Ferriol y Lluçmajor.

Menorca: También ocurre en puntos concretos como el Torrent de Bimel.la, basses de Lluriac y Tirant, son Bou, Cala en Porter, etc.

Actuaciones de control

El riesgo de hibridación es preocupante y suficiente como para plantear la necesidad de control de esta especie, pero por otro lado estas poblaciones están muy aceptadas socialmente. Por ello hay que valorar las acciones más adecuadas teniendo en cuenta todos los factores implicados, y el impacto real generado (económico, sanitario y biológico). Además, ejemplares hibridados pueden llegar procedentes de otras localidades externas a las islas en donde este problema también se está produciendo.

MALVASÍA CANELA (*Oxyura jamaicensis*): En Menorca (E3).

Especie potencialmente invasora

En Baleares solo se ha detectado un ejemplar.

Esta especie es de origen americano y se encuentra en expansión por Europa (Urdiales y Pereira, 1993). A partir de su introducción en Gran Bretaña en los años cuarenta, consiguió asilvestrarse alcanzando los 4.000 individuos en 1998 (Hughes *et al.*, 1999).

El impacto de esta especie reside en la hibridación con malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) que se reintrodujo en Mallorca en los 90. Este problema es muy grave para la supervivencia de ésta, puesto que los híbridos resultantes entre el cruce de estas especies son fértiles y los machos de Malvasía canela, dominantes (Arenas y Torres-Esquivias, 1992). Pueden cruzarse

entre sí y los híbridos con los progenitores también, lo que contribuye a la expansión de la malvasía introducida a expensas de una pérdida genética de la especie autóctona. Esta situación es frecuente al sur de la Península ibérica, donde sobrevive la malvasía cabeciblanca, endémica y amenazada, con un Plan de Recuperación nacional que incluye acciones de control sobre la malvasía canela, como un importante factor que afecta a la conservación de esta especie.

Localidades donde hay citas de ejemplares:

Menorca: S'Albufera des Grau (Mahón) y zona húmeda de Lluriac (Mercadal).

Actuaciones de control

En Baleares sólo se ha detectado la llegada de un ejemplar en Menorca en 2001. Fue rápidamente abatido a instancias del Servicio de Protección de Especies, en el marco del Plan de Recuperación de malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*, de España (Muntaner, 2001).

En 2008 murió el último ejemplar malvasía cabeciblanca que vivía en el Parque Natural de S'Albufera, fruto de la reintroducción de la especie en 1993 (Govern Balear, 1994) por lo cual este problema es ahora inexistente si bien no se pueden descartar próximas reintroducciones puesto que están previstas en el plan de Recuperación de aves acuáticas de nuestra comunidad, oficialmente aprobado para cinco especies de aves entre las que se encuentra esta anátida. De todas formas no se han vuelto a detectar nuevos ejemplares hasta la actualidad.

Otra de las acciones de control adoptadas fue la aplicación de medidas administrativas para la protección de la especie por medio del Decreto 62/1993 por el que se prohíbe la entrada y tenencia de aves de las especies no europeas del género *Oxyura* en el ámbito de las Baleares, incluidos huevos, pollos y adultos.

TÓRTOLA DOMÉSTICA (*Streptopelia roseogrisea* var. *risoria*): En Mallorca y Formentera. (C4).

Especie potencialmente invasora

Detectada en Mallorca en 1992. Desde entonces ha ampliado su distribución.

La categoría de esta especie es C (poblaciones reproductoras autosuficientes de origen antrópico al área de referencia) y el estatus es Sedentaria, escasa, su potencial peligro reside en la posibilidad de hibridación con la tórtola turca, *Streptopelia decaocto*, (Isern, 2007) cuya categoría para Baleares es A (especies

registradas en aparente estado natural al menos una vez desde enero de 1950), el estatus es Estival, solo presente en época reproductora.

Localidades donde hay observación de ejemplares:

Mallorca: Porto Cristo (Manacor), gran colonia de cría cerca de las Cuevas del Drac; Palma, colonia de más de 100 ejemplares en los muelles de carga de Portopí; Castillo de Sant Carles, Sant Agustí, Son Armadams y Bonanova; Calvià, Golf de Bendinat y Cas Català; Salobrar de Campos; Alcudia, S'Albufera y Maristany; Sa Pobla; Capdepera en Cala Rajada; Pollença en S'Albufereta.

Formentera: visto un ejemplar en 2008.

Actuaciones de control

El riesgo de hibridación es motivo para plantear la necesidad de realizar un estudio o recabar datos sobre el impacto real generado sobre la tórtola turca y poder plantear las acciones de seguimiento o control necesarias.

PALOMA BRAVÍA DOMÉSTICA (*Columba livia var. domestica*): Baleares (CA).

Especie invasora

Esta especie está ampliamente distribuida y establecida por todas las Baleares.

Son muy frecuentes en zonas urbanas como parques y plazas donde son alimentadas por los ciudadanos. Están sometidas a control en muchas ciudades españolas ya que provocan problemas económicos y de salud pública. Esta variedad doméstica puede hibridar fácilmente con la forma salvaje, constituyendo una amenaza para su pureza genética. Esta hibridación, junto con la pérdida del hábitat, hace que en nuestro país la paloma bravía se encuentre en peligro de desaparición (GAE de Seo Birdlife).

CODORNIZ JAPONESA (*Coturnix japonica*): Mallorca (E2).

Especie potencialmente invasora

La codorniz japonesa (*C. japonica*), es originaria de Asia y puede afectar por hibridación a la codorniz (*C. coturnix*) de la región Paleártica, que es la especie presente en Baleares. Esta última es una especie objeto de gestión cinegética, por lo que se realiza un seguimiento muy esmerado. Se han localizado y capturado ejemplares híbridos procedentes de sueltas realizadas con más de un año de antigüedad. Estudios de laboratorio reflejan que es fácil conseguir híbridos de segunda y tercera

generación (Deregnacourt *et al.*, 2002). En campo se ha demostrado la atracción entre machos y hembras de las dos especies (Puigcerver *et al.*, 1999). La contaminación genética puede acelerar el proceso de sedentarización de las codornices, minimizando sus tendencias migratorias (Deregnacourt *et al.*, 2000).

2.3.2. Especies que deben ser objeto de acciones de vigilancia y seguimiento.

a) *Especies presentes en Baleares de las que hay que recopilar observaciones futuras para detectar la posible cría y establecimiento de las mismas.*

Son especies de las que se ha detectado la cría irregular en estado salvaje en la Península.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	CATEGORIA
ANATIDAE	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Suirirí Piquirrojo	¹ E3/ E2
	<i>Cygnus atratus</i>	Cisne negro	¹ E3/ E2
PSITTACIDAE	<i>Agapornis fischeri</i>	Inseparable	¹ E3/ E2
	<i>Cyanoliseus patagonus</i>	Loro Barranquero	*E3/E2

Tabla III. Lista de especies potencialmente invasoras.* Categoría correspondiente a las Islas Baleares.

¹Nueva categoría propuesta para Baleares.

SUIRIRÍ PIQUIROJO (*Dendrocygna autumnalis*): En Mallorca (E3).

Especie potencialmente invasora.

Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en América. En Baleares solo tenemos 4 citas de la misma localidad de Mallorca (S'Albufereta, Pollença), registradas en cuatro años distintos. En la primera, de 1998 se observan 2 adultos y 12 jóvenes lo que hace pensar en la posibilidad de cría en libertad, aunque no se han vuelto a tener indicios.

CISNE NEGRO (*Cygnus atratus*): En Mallorca. (E3).

Especie potencialmente invasora.

Hay solo cinco citas en distintas localidades: Pollença, Palma (2 citas), Santa Margalida y Lluçmajor. Todas de pocos ejemplares. No hay datos constatados de reproducción. Lo más seguro es que estos ejemplares sean fruto de escapes de núcleos zoológicos o particulares.

Aunque en la actualidad no es problemática, se trata de especie muy territorial y agresiva (Blair *et al.* 2000) pudiendo ser una amenaza para otras aves acuáticas. También se ha descrito la competencia con otras anátidas autóctonas, así como posibles problemas de hibridación y de transmisión del virus de la malaria aviar (Andreotti *et al.*, 2001).

INSEPARABLE (*Agapornis fischeri*): En Mallorca (E3).

Especie potencialmente invasora.

Esta especie es nativa del norte de Tanzania. En Baleares solo hay una cita en libertad en Santa Ponça, aunque se trata de una especie bastante abundante en las pajarerías.

Se han descrito daños en diversos cultivos en su país de origen (Santos, 2008). También presenta un peligro potencial para la salud humana, ya que se han dado casos de desarrollo de alergias con síntomas de rinitis y de asma (Santos, 2008), especialmente en cuidadores de aves de este género.

LORO BARRANQUERO (*Cyanoliseus patagonus*): En Mallorca y Formentera (E2).

Especie potencialmente invasora.

Detectada en libertad desde 1999.

Esta especie es nativa del Sur de América. En Baleares hay algunas citas en Mallorca y sólo una en Formentera. No hay datos para valorar el grado de naturalización de la especie, pero en los últimos años han aumentado las localidades de observación y se han detectado pautas reproductoras.

Su impacto potencial, aparte de la competencia con otras especies, es que puede provocar daños a la agricultura, como se ha constatado en su zona de distribución natural (Forshaw, 1973).

Localidades donde hay constancia de su presencia:

Mallorca: Lluçmajor (Cap Blanc); Calvià (Santa Ponça, Sa Porrassa, Can Trujillo y Ses Planes); Carretera de Algaida-Pina; Vilafranca; Palma (Son Roqueta); Inca; Costitx; Santanyí (Mondragó); Sa Pobla (ses Fonts de n'Alís en s'Albufera); Felanitx.

Formentera: Can Marroig.

2.3.3. Especies para acciones de regulación de comercio y/o tenencia.

En este apartado se incluyen aquellas especies para las cuales hay que valorar la necesidad de regular el comercio y/o la tenencia en el ámbito de las Islas Baleares. En cuanto a determinar el tipo de medidas relativas a la regulación de introducción o tenencia, aplicables según la especie, habría que realizar un estudio más exhaustivo de cada una, como motivo de introducción (ornamental, doméstico, mascotas), el grado de integración en la sociedad, viabilidad de las medidas, coste económico, etc. Incluye:

a) Especies establecidas (C) o próximas a establecerse (E1) en Baleares, ya que han demostrado, al menos, ser capaces de reproducirse en libertad, primer paso para convertirse en especies invasoras.

Son las especies descritas en apartados anteriores, ya presentes en Baleares, objeto de acciones de control en algunos casos. Habría que valorar para cada una de ellas la necesidad de establecer medidas que regulen la tenencia o bien prohibir el comercio y tenencia de las mismas, si se puede justificar un grado de impacto intolerable.

b) Especies establecidas (C) o próximas a establecerse (E1) en España, ya que existe una alta probabilidad de que estas especies también lleguen a introducirse y establecerse en Baleares.

Especies con presencia peninsular, en observaciones recopiladas por GAE-SEO/ Bird life, entre otros, catalogadas C y E1 en la Lista de Aves Invasoras de España. Estas especies, no aparecen citadas en libertad en el medio natural Balear.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	CATEGORIA
PSITTACIDAE	<i>Aratinga acuticaudata</i>	Aratinga Cabeciazul	E1
TIMALIIDAE	<i>Leiothrix lutea</i>	Ruiseñor del Japón	C1
PYCNONOTIDAE	<i>Pycnonotus cafer</i>	Bulbul Cafre	E1
ESTRILDIDAE	<i>Estrilda melpoda</i>	Estrilda de Carita Naranja	E1
ESTRILDIDAE	<i>Estrilda troglodytes</i>	Estrilda Culinegra	E1
ODONTOPHORIDAE	<i>Callipepla californica</i>	Colín de California	E1

Tabla IV. Lista de especies establecidas o próximas a establecerse en España, no detectadas en libertad en Baleares.

c) Especies referenciadas como invasoras en otros países, a pesar de no haberse introducido o no haberse establecido todavía ni en Baleares ni en España.

Están incluidas en la lista de la Global Invasive Species Database de la UICN, y serían potencialmente invasoras para península y Baleares.

- *Acridotheres fuscus*: Nativa de Asia. Invasora en Fiji, Tonga, Samoa. Se ha establecido en algunas islas del Pacífico.
- *Carpodacus mexicanus*: Nativa del oeste de Estados Unidos. Invasora en todo Estados Unidos, ausente en áreas de grandes planicies.
- *Molothrus ater*: Nativa de Norte América. Invasora en Estados Unidos.
- *Molothrus bonariensis*: Nativa de zonas de Sur América. Invasor en toda Sur América y zonas del Oeste de las Indias y sur de Estados Unidos.
- *Zosterops japonicus*: Nativo de Asia. Invasor en regiones próximas.

BIBLIOGRAFIA

ANDREOTTI, A., BACCETTI, N., PERFETTI, A., BESA, M., GENOVESI, P. & GUBERTI, V., 2001. Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quad. Cons. Natura* 2. Ministero Ambiente-Ist. Naz. Fauna Selvatica.

ARENAS, R. & TORRES-ESQUIVIAS, R., 1992. Biología y situación de la Malvasía en España. *Quercus*, nº 73: 14-21.

AVERY, M. L., GREINER, E.C., LINDSAY, J.R., NEWMAN, J. R., PRUETT-JONES, S., 2002. Manejo de la Cotorra en Instalaciones Eléctricas en el sur de Florida. Vertebrate Pest Conference. Spanish Materials. Internet Center for Wild Damage Management.

BLAIR, M.J., MCKAY, H., MUSGROVE, A.J., REHFISCH, M., 2000. Review of the Status of Introduced Non-Native Waterbird Species in the Agreement Area of the African-Eurasian Waterbird Agreement. *British Trust for Ornithology Research Report* 229.

BUTLER, C.J. 2005. Feral parrots in the continental United States and United Kingdom: past, present, and future. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 19(2):142-149.

CASTRO-DÍEZ, P., VALLADARES, P. & ALONSO, A., 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. Ecosistemas 13. Septiembre 2004. *Revista científica Técnica de Ecología y Medio ambiente*. Monografías. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=32>

CLAVELL, J., 2006. *Cygnus atratus*. En: *Fichas de aves introducidas en España*. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas>

DEREGNAUCOURT, S. 2000. Hybridation entre la caille des biés (*Coturnix c. coturnix*) y la caille japonaise (*Coturnix c. japonica*) mise en évidence des risques de pollution génétique des populations naturelles par les cailles domestiques. Thèse Doctorat n° 2381, 260 p. Rennes: Université Rennes I.

DEREGNAUCOURT, S., GUYOMARCH, J. C., & AEBISCHES, N., 2002. Hybridization between European Quail *Coturnix coturnix* and Japanese Quail *Coturnix japonica*. *Ardea* 90 (1): 15-21.

FERNÁNDEZ-ORDÓÑEZ, J.C., 2008. Informe Campanya pilot de control de becs de corall senegalesos *Estrilda astrild* a l'illa de Mallorca (Balears).

FORSHAW, J.M., & COOPER, W.T., 1973. *Parrots of the World*. Ed. Lansdowne (Melbourne).

GAE de SEO BirdLife, 2005. Aves invasoras en España: lista de especies categorías C y E.

GAE de SEO BirdLife. Variedades domésticas de paloma bravía (*Columba livia* var. domestica). http://www.seo.org/programa_intro.cfm?idPrograma=17

GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE, 2006. *Acridotheres tristis*. (Accessed 2009). Available from: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=108&fr=1&sts=&lang=EN>

GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE, 2006. *Myiopsitta monachus*. (Accessed 2009). Available from: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1021&fr=1&sts=sss&lang=EN>

GOVERN BALEAR, 1994. Seguiment de l'Avifauna del Parc Natural de S'Albufera. Agost 1992-Juliol 1993. *Bulletí del Parc Natural de S'Albufera de Mallorca*: 19. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Palma de Mallorca.

HUGUES B., CRIADO, J., DELANY, S., GALLO-ORSI, U., GREEN, A.J., GRUSSU, M., PERENNOU, C. & TORRE, A., 1999. The status of the Nord American Urdí Duck, *Oxyura jamaicensis* in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication. Report by the Wildfowl & Wetlands Trust to the Council of Europa.

ISERN, N., 2007. *Streptopelia roseogrisea* var. *risoria*, ficha de la especie, Aves. Invasiber, Especies Invasoras de la Península Ibérica. http://invasiber.org/fitxa_details.php?taxonomic=10&id_fitxa=113

LESSNAU, K. D., & ARJOMAND, F., 2008. Psittacosis. eMedicine from web MD. <http://emedicine.medscape.com>

- LEVER, C. 1994. Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species. T & A D Poyser Ltd., London.
- LEVER, C. Naturalised birds of the world. T & AD Poyser (London). 2005.
- LOWE, S., BROWNE, M., BOUDJELAS, S., DE POORTER, M. (2004). 100 de las *Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo*. *Global Invasive Species Database*. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12pp.
- MCCARTHY, M., 2009. Britain's naturalised parrot now officially a pest. *The Independent. Nature*. 30. September 2009.
- MUÑOZ GALLEGO, A.R., 2003. Cotorra de Kramer, *Psittacula krameri*. En: *Atlas de las aves reproductoras de España* (Ed: R. Martí, J.C. del Moral). Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología (SEO).
- MUNTANER, J., 2001. Primera cita de Malvasía Canela, *Oxyura jamaicensis* en las Baleares y problemas de conservación de la Malvasía Cabeciblanca, *Oxyura leucocephala*. *Anuario Ornitológico del GOB*, 2001 (vol.16. pag 41-46).
- PUIRCERVER, M., GALLEGO, S., RODRÍGUEZ-TEJEIRO, J.B., D'AMICO, S., & RANDI, E., 1999. Hybridization and introgression of Japanese Quail mitochondrial DNA in Common Quail populations: a preliminary study. *Hungarian Small Game Bulletin* 5: 129-136.
- REINO, L.M. & SILVA, T., 1998. The distribution and expansion of the common waxbill (Estrilda astrild) in the Iberian Peninsula. In: Spina, F. e Grattarola, A. (Eds.): Proceedings of the 1st Meeting of the European Ornithologists' Union. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 163-167.
- REINO, L., MOYA-LARANÑO, J. & HEITOR, A.C. (2009) Using survival regression to study patterns of expansion of invasivespecies: will the common waxbill expand with global warming? *Ecography* 32: 237-246.
- RODRÍGUEZ LUENGO, J. L., 2008. Conclusiones del Grupo de Trabajo IV: Islas y Especies Exóticas Invasoras. Conferencia Europea de Especies Exóticas Invasoras. Madrid, 15 y 16 de enero de 2008.
- SANTOS, D.M., 2008. *Agapornis fischeri*. En: Fichas de aves introducidas en España. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas>
- SANTOS, D.M., 2005. *Myiopsitta monachus*. En: Fichas de aves introducidas en España. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas>

SANTOS, D.M., 2008. *Cyanoliseus patagonus*. En: Fichas de aves introducidas en España. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://www.seo.org/?grupodeavesexoticas>

SENAR, J.C., & DOMÈNECH, J., 2001. Valoració dels danys per Cotorra de pit gris al Baix Llobregat i a la ciutat de Barcelona. Museu de Ciències Naturals. Barcelona.

SILVA, T., REINO, L.M. & BORRALHO, R., 2002. A model for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. *Diversity & Distributions* 8 (6): 319-326.

STRUBBE, D., & MATTHYSEN, E. 2007. Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. *Ecography* 30(4):578-588.

THOMAS, A., 2004. Myna Fightback, In *Scribbly Gum*, ABC. 2005. Summary: Article on trapping mynas.

TIDEMANN, C. 2005. *Common Myna*. The Australian National University. Summary: Biological information. Available from: <http://sres.anu.edu.au/associated/myna/problem.html> [Accessed 2009].

URDIALES, C. & PEREIRA, P., 1993. Claves de identificación de *Oxyura jamaicensis*, *O. leucocephala* y sus híbridos. ICONA. Madrid.

YAP, C. A. M., SODHI, N. S. & BROOK, B. W., 2002. Roost characteristics of invasive mynas in Singapore. *Journal of Wildlife Management* 66: 1118-1127. Summary: Roost characteristics. <http://www.independent.co.uk/environment/nature/britains-naturalised-parrot-now-officially-a-pest-1795555.html>

ANEXO I.

RESUMEN DE LA DEFINICIÓN DE LAS CATEGORÍAS Y SUBCATEGORÍAS ABCDE, DE LA AERC (ASSOCIATION OF EUROPEAN RARITIES COMMITTEE), Y ADOPTADO COMO SISTEMA DE CATALOGACIÓN PARA LAS AVES INTRODUCIDAS DE ESPAÑA POR LA GAE-SEO/BIRDLIFE.

Categoría A

Especies que han sido citadas en estado aparentemente natural por lo menos una vez desde el 1 de enero de 1950.

Categoría B

Especies que habían sido citadas en estado aparentemente natural por lo menos una vez hasta el 31 de diciembre de 1949, pero no han sido citadas posteriormente.

Categoría C

Especies que, habiendo sido introducidas o re-introducidas por el hombre deliberada o accidentalmente en la región, han establecido poblaciones reproductoras que se mantienen por sí mismas sin necesidad de nuevas introducciones o re-introducciones.

C1 Introducciones naturalizadas. Especies que están presentes como resultado de una introducción.

C2 Naturalizaciones parciales. Especies con poblaciones establecidas como resultado de la introducción por el hombre, pero que también se citan en estado aparentemente natural.

C3 Reintroducciones. Especies con poblaciones reintroducidas con éxito por el hombre en áreas donde se encontraban anteriormente.

C4 Especies asilvestradas. Especies domésticas (i.e. seleccionadas artificialmente) con poblaciones establecidas en libertad.

C5 Especies naturalizadas erráticas. Especies con poblaciones naturalizadas establecidas en otros países dentro de la misma región.

Categoría D

Especies que deberían aparecer con categorías A o B, pero hay dudas razonables de

que jamás se hayan observado en estado natural. No forman parte del total de especies y no se contemplan como integrantes de la lista.

Categoría E

Especies que, habiendo sido introducidas o re-introducidas por el hombre deliberada o accidentalmente en la región, no han establecido poblaciones reproductoras que se mantengan por ellas mismas. No se contemplan como integrantes de la lista oficial de las aves de la región.

E1 Especies de las que se ha comprobado la reproducción de forma regular, y de las que existen sospechas que pueden llegar a establecerse. Las especies en esta subcategoría deben ser objeto de un especial seguimiento para eventualmente considerar su inclusión en la categoría C.

E2 Especies de las que se ha comprobado la reproducción en libertad de forma irregular u ocasional, sin ningún indicio de que se encuentren en proceso de establecimiento.

E3 Especies observadas solamente de forma ocasional, sin haberse constatado su reproducción.

ANEXO II.

AVES INTRODUCIDAS EN BALEARES OBSERVADAS AL MENOS UNA VEZ EN LIBERTAD.

ESPECIE	ORIGEN	VÍA	PRESENCIA
<i>Acanthis flammea</i>	Paleàric, Neàrtico	M/A	
<i>Accipiter gentilis</i>	Neotropical y Paleàrtico	C	Ma
<i>Acridotheres cristatellus</i>	Paleàrtico suboriental	M	Ma
<i>Acridotheres tristis</i>	Paleàrtico suboriental	M	Ma
<i>Agapornis fischeri</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Agapornis pullaria</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Aix galericulata</i>	Paleàrtic oriental	D/O	Ma, Me
<i>Aix sponsa</i>	Neàrtico	D/O	Ma, Me
<i>Alectoris barbata</i>	Afrotropical	C	
<i>Alectoris graeca</i>	Paleàrtic	C	
<i>Alectoris rufa</i>	Paleàrtic	C	Ma, Me, Eiv, For
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Afrotropical	D/O	Ma, Eiv
<i>Amandava amandava</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Amazona aestiva</i>	Neotropical	M	Ma
<i>Anas bahamensis</i>	Neotropical	D/O	Ma, Me
<i>Anas cyanoptera</i>	Neotropical y Neàrtico	D/O	Ma
<i>Anas discors</i>	Neàrtico	D/O	
<i>Anas erythrorhyncha</i>	Afrotropical	D/O	Ma
<i>Anas platyrhynchos domestica</i>	Holàrtic	D/A	Ma, Me, Eiv, For
<i>Anser albifrons</i>	Holàrtic circumpolar	D/O	Eiv
<i>Anser anser</i>	Paleàrtico	D/O	Ma
<i>Anser caerulescens</i>	Neàrtico	D/O	Ma
<i>Anser cygnoides</i>	Paleàrtic asiàtic oriental	D/O	Me
<i>Anser indicus</i>	Paleàrtic oriental	D/O	Ma
<i>Anser rossii</i>	Neàrtico	D/O	Ma
<i>Anthropoides paradisea</i>	Afrotropical	O	
<i>Anthropoides virgo</i>	Paleartico	O	
<i>Ara arauca</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Aratinga acuticaudata</i>	Neotropical	M	Ma
<i>Aratinga erythrogenys</i>	Neotropical	M	Ma
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	Neotropical	M	Eiv
<i>Aratinga mitrata</i>	Neotropical	M	Ma

Lista de especies de aves introducidas en las islas Baleares (detectadas por lo menos una vez en libertad); **Origen; Vía de introducción:** doméstico (D), ornamental (O), cinegético (C), comercio de mascotas (M), accidental (A); **Presencia:** Mallorca (Ma), Menorca (Me), Ibiza (Eiv), Formentera (For).

<i>Balearica pavonina</i>	Afrotropical	O	Ma
<i>Balearica regulorum</i>	Afrotropical	O	Ma
<i>Branta canadensis</i>	Neàrtico	D/O	Ma
<i>Branta leucopsis</i>	Holàrtic cincumpolar	O	Eiv
<i>Bucorbus abyssinicus</i>	Neotropical	A	Ma
<i>Cairina moschata</i>	Neotropical	D/O	Ma, Me, For
<i>Callipepla californica</i>	Neàrtico	C	Ma
<i>Callonetta leucophrys</i>	Neotropical	D/A	Ma
<i>Cathartes aura</i>	Neotropical y Neàrtico	C/O	Ma
<i>Colinus virginianus</i>	Neàrtico	C	Ma
<i>Columbina cruziana</i>	Neotropical	D	Ma
<i>Corvus albus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Coturnix japonica</i>	Paleàrtico y asiàtic	C	Ma
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	Neotropical	M	Ma, For
<i>Cygnus atratus</i>	Australasia	D/A	Ma
<i>Chrysolophus pictus</i>	Paleàrtico y China	C	Ma
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Neotropical	D/O	Ma
<i>Dendrocygna bicolor</i>	Afrotropical, Neotropical y Oriental	D/O	Ma
<i>Dendrocygna viduata</i>	Afrotropical y Neotropical	D/O	
<i>Estrilda astrild</i>	Afrotropical	M	Ma, Me, Eiv
<i>Eudocimus albus</i>	Neàrtico y neotropical	O	Ma
<i>Euplectes afer</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Euplectes axillaris</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Euplectes hordeaceus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Euplectes orix</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Falco cherrug</i>	Paleàrtico y Afrotropical	C	Ma
<i>Francolinus francolinus</i>	Paleàrtic asiàtic	C	Ma
<i>Geopelia cuneata</i>	Neotropical	D	Eiv
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Neotropical	C	Ma, Me
<i>Gracula religiosa</i>	Paleàrtico suboriental	M	Ma, Eiv
<i>Gyps bengalensis</i>	Indomalaya	C	
<i>Jacana jacana</i>	Suramerica y Neotropical	O	Ma
<i>Lamprotornis chalybaeus</i>	Afrotropical	M	Ma, Me
<i>Lamprotornis chloropterus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Lamprotornis purpureus</i>	Afrotropical	M	Ma, Eiv, For
<i>Leptoptilos crumeniferus</i>	Afrotropical	D/O	Ma
<i>Lophura nycthemera</i>	Oriental	O	Ma
<i>Lorius garrulus</i>	Australàsia	M	Ma
<i>Melopsittacus undulatus</i>	Australàsia	M	Ma

Continuación de la lista de **especies** de aves introducidas en las islas Baleares (detectadas por lo menos una vez en libertad); **Origen**; **Vía de introducción**: doméstico (D), ornamental (O), cinegético (C), comercio de mascotas (M), accidental (A); **Presencia**: Mallorca (Ma), Menorca (Me), Ibiza (Eiv), Formentera (For).

<i>Mycteria ibis</i>	Afrotropical	D/O	Ma
<i>Myiopsitta monachus</i>	Neotropical	M	Ma, Eiv
<i>Nandayus nenday</i>	Neotropical	M	Ma
<i>Nymphicus hollandicus</i>	Austroasiático	M	Ma, Me
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Neártico	O	Me
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Neártico y neotropical	C	Ma
<i>Paraaria coronata</i>	Suramerica y Neotropical	M	Me
<i>Pavo cristatus</i>	Paletico asiático.	O	Me
<i>Pelecanus rufescens</i>	Afrotropical	A	Ma
<i>Phasianus colchicus</i>	Ásia	C	Ma, Me, Eiv, For
<i>Phoenicopter minor</i>	Afrotropical	O/A	
<i>Pica pica</i>	Paleártic	O	Ma
<i>Pionus maximiliani</i>	Neotropical	M	Eiv
<i>Ploceus cucullatus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Ploceus intermedius</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Ploceus melanocephalus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Poephila guttata</i>	Australia	M	Ma
<i>Poicephalus senegalus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Psittacula krameri</i>	Afrotropical oriental	M	Ma, Me, Eiv
<i>Psittacus erithacus</i>	Afrotropical	M	Ma, Eiv
<i>Pyrrhula erythaca</i>	Paleártic afrotropic	A	Ma
<i>Quelea quelea</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Sarcogyps calvus</i>	Paleartico	C	
<i>Serinus canaria</i>	Paleártic: Macaronèsia	M	Ma
<i>Serinus mozambicus</i>	Afrotropical	M	Ma
<i>Spreo sp.</i>	Afrotropical	M	
<i>Streptopelia chinensis</i>	Oriental	D	Ma
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	Afrotropical	D	Ma, For
<i>Streptopelia senegalensis</i>	Afrotropical y S Asia	D	Ma
<i>Sturnus roseus</i>	Paleártico	M	Ma
<i>Tadorna ferruginea</i>	Paleártic	D/O	Ma, Me
<i>Terpsiphone atrocaudata</i>	Paleartico	O	
<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Afrotropical	O	Ma
<i>Threskiornis molucca</i>	Australasia	O	Ma
<i>Vidua macroura</i>	Afrotropical	M	Ma

Continuación de la lista de **especies** de aves introducidas en las islas Baleares (detectadas por lo menos una vez en libertad); **Origen; Vía de introducción:** doméstico (D), ornamental (O), cinegético (C), comercio de mascotas (M), accidental (A); **Presencia:** Mallorca (Ma), Menorca (Me), Ibiza (Eiv), Formentera (For).

MICOFLORA

Joan Carles Salom Tomàs -Biòleg (micòleg). Direcció General de Canvi Climàtic i Educació Ambiental. Conselleria de Medi Ambient. e-mail: joancarles.salom@gmail.com

ANÀLISI DEL GRUP, ESPECTRE BIOGEOGRÀFIC DE LES ESPÈCIES PRESENTS A LES ILLES BALEARS.

Els fongs s'han considerat com a regne apart *fungi* per tenir característiques tant dels regnes de les plantes com dels animals. Són heteròtrofes com els animals i tenen la paret cel·lular de quitina. En canvi són immòbils com les plantes (llevats d'algunes excepcions). D'aquest regne, segons el darrers càlculs, tan sols se'n coneix un 7 %, és a dir, en el món s'han descobert unes 70.000 espècies. i s'estima que el nombre d'espècies de micoflora rondaria el 1.000.000 d'espècies.

Grups	Núm. espècies conegudes	Núm. estimat d'espècies	% espècies conegudes
Insectes	950.000	Entre 10 i 30 milions ss. autors	11,9
Fongs	70.000	1.000.000	7
Aràcnids	75.000	750.000	10
Nematodes	15.000	500.000	3
Virus	5.000	500.000	1
Bacteris	4.000	400.000	83,3
Plantes	250.000	300.000	83,3
Protozous	40.000	200.000	10
Algues	40.000	200.000	10
Mol·luscs	70.000	200.000	35
Crustacis	40.000	150.000	26,7
Vertebrats	45.000	50.000	90
Total Mundial	1.700.000	12.500.000	13,6

Taula 1. Dades recollides del Centre de Biodiversitat d'Euskadi - Madariaga Dorrotxea (Busturia, Bizkaia).

A les Balears s'han citat més d'un miler de espècies de fongs i es calcula que el nombre total podria superar àmpliament les dues mil. Cal esmentar que els micòlegs illencs cada any citen noves espècies per a les Illes Balears. A mode d'exemple, a un dels darrers articles publicats sobre micoflora a les Balears s'incorporen 26 noves espècies al catàleg micològic de les Illes (Siquier & Salom, 2008).

La majoria d'espècies de fongs que trobam a les Balears són de distribució clarament mediterrània. La situació geogràfica de les Illes fa que tard o d'hora hi trobem espècies que tant sols s'han citat del nord d'Àfrica. Altres, les compartim amb Itàlia, sud de França, Illes tirrèniques, països de la mediterrània oriental i també amb la Península Ibèrica. Sense oblidar algunes citacions puntuals d'espècies més centreeuropees i escandinaves i les de distribució clarament cosmopolita. Com exemple de l'esmentat, l'espècie d'agarical *Leucoagaricus sardous* (Zecchin & Migl.) Consiglio & Contu actualment només s'ha trobat a Sardenya i a Mallorca (a tres localitats diferents).



Foto 1. *Leucoagaricus sardous* (Zecchin & Migl.) Consiglio & Contu (Autor: J.C. Salom)

Però les espècies que podem trobar a les Balears venen limitades pel tipus de sòl, altitud i tipus d'ecosistemes forestals. És a dir, a les Balears, llevat del Nord de Menorca i alguns llocs descalcificats i rentats de carbonats, no hi ha espècies pròpies de llocs silícics. Tampoc hi trobam espècies pròpies de fagedes, bedollars, castanyars, etc., o altres que creixen a estatsges d'alta muntanya subalpina i alpina.

Per acabar, cal fer una ressenya de les espècies psammòfiles i/o sabulícoles pròpies de llocs sorrencs i sistemes dunars. Les Balears tenen una àmplia representació d'espècies pròpies d'aquests hàbitats a causa de la gran extensió de platges i cales arenoses que hi ha. Algunes espècies molt interessants i rares d'aquests ambients són: *Xerula mediterrània* (Pacioni & Lalli) Quadr. & Lunghini, *Lepiota brunneolilacia* Bon & Boiffard, *Calocybe hypoxantha* var. *occidentalis* Bon o *Inocybe inodora* Velen., entre altres.



Foto 2. *Xerula mediterrània* (Pacioni & Lalli) Quadr. & Lunghini. (Autor: J. C. Salom)

1. Endemismes

Primer cal puntualitzar que el terme endemisme dins el regne dels fongs no és tan rellevant, a efectes de conservació, com en les plantes i els animals. Les espores són microscòpiques i es desplacen per les corrents d'aire per tot el món. Aquesta facilitat de dispersió fa que les espècies de fongs puguin fructificar en qualsevol lloc, sempre i quan les condicions ambientals i el substrat siguin els adequats.

A les Balears actualment hi ha 2 espècies de bolets “endèmics” el *Rhodocybe balearica* Cortecuisse & Siquier i l'*Alpova pseudostipitatus* Calonge & Siquier. El primer fou trobat primer a la platja des Cavallet a Eivissa i després d'uns anys retrobat a Son Real sempre sobre fulles de borró (*Ammophila arenaria*) en descomposició. L'altre, semhipogeu a un malecò de S'Albufera, es va recol·lectar quan fructificava davall del canyet (*Phragmites australis*).



Foto 3. *Rhodocybe balearica* Cortecuisse & Siquier. (Autor: J.L. Siquier)

Aquestes dues espècies es poden considerar endèmiques de les Illes perquè ara per ara només s'han descrit de les Balears. Però els substrats específics on estan associats i d'àmplia distribució, no implica que es pugin trobar en un futur en altres hàbitats similars, i, per tant, deixaran de ser endèmiques.

Com a exemple de l'exposat cal esmentar, que l'agarical *Psathyrella halophila* Esteve-Rav. & Enderle descrit a S'Albufera a l'any 1992 amb presència de *Cladium mariscus* va deixar de ser endèmic de les Balears a l'any 1997. Aquest any es va trobar fructificant a l'Empordà (Girona) amb presència de *Plantago crassifolia* i altres plantes halòfitas.

2 Espècies d'introducció antiga.

La introducció a les Illes per part dels humans (fenicis, romans, àrabs) dels arbres de cultiu de secà (garrovers, ametllers, oliveres i figueres), fa que els fongs paràsits i/o sapròfits que les poden infectar o degradar també comencen a trobar-se a les Illes. Molts d'aquests fongs són coneguts pels illencs i tradicionalment han estat consumits i valorats, com la gírgola de garrover (*Laetiporus sulphureus*) i la gírgola de figuera (*Agrocybe agerita*). Altres, com la gírgola d'olivera (*Omphalotus olearius*), rebutjats pel seu verí i alguns, com la gírgola d'alzina o alzinoi (*Armillaria mellea*), temuts pel *màrbol*, malaltia molt agressiva que fàcilment acaba en tots els arbres fruiters del sementer en podrir-ne les seves arrels. Altres fongs que trobam sobre els arbres de secà són el *Phellinus tuberculatus* (Baumg.)Niemelä i el *Coroliopsis gallica* (Fr.)Ryvarden, ambdós actuen com a paràsits i sapròfits d'ametllers i garrovers.



Foto 4. Gírgola de garrover - *Laetiporus sulphureus* (Bull. ex Fr.)Murriel. (Autor: J.C. Salom)

Amb la introducció de la ramaderia alguns fongs copròfils també comencen a fructificar com, entre altres: el *Panaeolus retirugis* Fr. (Quél.), l'*Ascobolus furfuraceus* Pers. o la *Poronia punctata* (L.)Fr. Aquest darrer només fructifica sobre buïnes d'èquids.



Foto 5. *Panaeolus retirugis* Fr. (Quél.).(Autor: J.C. Salom)

3.Espècies d'introducció recent.

3.1 Espècies al·lòctones no invasores

Als darrers anys s'han detectat algunes espècies al·lòctones de micoflora a les Illes Balears. Aquestes espècies no es preveu que tinguin potencial invasor.

- *Acervus episparti* (Berk. & Broome)Pfister. Discomicet propi del sud d'Àsia i Àfrica, es va citar per primer cop a Europa a un alzinar de Pollença (Arroyo *et al.*, 1990). Pareix ser que es va introduir pel propietari dels terrenys ja que es va poder esbrinar que aquest sovint viatjava a Tailandia per negocis. No s'ha trobat a cap altra localitat a les Illes Balears. Posteriorment s'ha retrobat a Itàlia.

-*Leucocoprinus birnbaumii* (Corda)Singer, *Leucocoprinus lilacinogranulosus* (Hennigs) Locq., *Leucocoprinus cepaestipes* (Sow.:Fr.)Pat. i *L. cepaestipes* var. *rorulentus* (Panizzi) Babos. Agaricals sapròfils d'origen tropical que cada vegada més sovint les trobam fructificant dins cossiols, jardineres i zones enjardinades. Aquests fongs són introduïts a les Illes amb els substrats vegetals i *mulchs* d'origen tropical utilitzats en jardineria. Com anècdota *Leucocoprinus lilacinogranulosus* es va citar per primer cop a l'Estat Espanyol dins un cossioll a la Conselleria de Medi Ambient (Salom & Siquier, 2001). Aquestes espècies al·lòctones rarament fructifiquen al medi natural. Tan sols una vegada hem recol·lectat a una pineda d'Alcúdia *L. lilacinogranulosus* sobre fulles de càrrix en descomposició.



Foto 6. *Leucocoprinus lilacinogranulosus* (Hennigs) Locq. (Autor : M.A. Ballester)

-*Tulostoma macrocephalum* Long. Fong Americà que creix a substrats arenosos, s'ha recollit a una jardineria de terreny erm del Passeig Marítim i l'any passat a la zona des Codolar al Parc Natural de Ses Salines d'Eivissa i Formentera.

-*Pycnoporellus fulgens* (Fr.) Donk. Espècie pròpia del nord d'Europa, molt rara, paràsita de coníferes d'alta muntanya. Produïx podridura bruna. S'ha trobat puntualment sobre *Pinus halepensis* a dues localitats de Sa Comuna de Bunyola, essent primera citació per a l'Estat Espanyol (Siquier *et al.*, 2006). Pareix ser que aquesta espècie els darrers anys ha ampliat la seva àrea de distribució cap a la mediterrània. Tenim constància de citacions al sud de França i a Itàlia.

Hi ha una espècie al·lòctona que s'hauria d'estudiar com evoluciona la seva potencialitat com invasora sobre els ecosistemes de les Illes: és la *Perenniporia ochroleuca* (Berk.) Ryvarden. Aquest afil·loforal típicament tropical actua com a sapròfit i també com a paràsit produint una podridura blanca. El seu cos fructífer té forma de petita mènscula de color ocraci-brunenc i l'himeni és blanc i porat. L'hem trobat fructificant sobre diversos arbres i arbusts al medi natural (alzines, ullastres, arboceres, romanins, xiprells, mates) a totes les Illes. Cal esmentar que, en algunes localitats civissenques, en gran quantitat.



Foto 7. *Perenniporia ochroleuca* (Berk.) Ryvarden (Autor: J.C.Salom)

Una altra espècie paràsita que ha augmentat les seves poblacions a les Illes és el *Gymnosporangium sabinæ* (Dicks) G. Winter. Aquest teliomicet té un cicle molt heterogeni amb distintes fases. Les basidiòspores infecten a espècies de la família de les rosàcies produint al revers de les fulles ecidis que formen ecidiòspores. Aquestes dispersades pel vent i insectes, acaben infectant espècies del gènere *Juniperus*. Sobre les branques d'aquests arbres, apareixen per primavera unes fructificacions subcòniques, gelatinoses i de coloracions groc-ataronjades anomenades telis. Aquests telis estan carregats de teliòspores que quan maduren formen els epibasidis on es formen les basidiòspores tancant així el seu cicle vital. Aquest fong actualment a les Balears està afectant poblacions de savines (*Juniperus phoenicea*) a Eivissa, causant xancre i deformacions a les branques amb mort de les fulles. Aquesta primavera s'ha detectat en gran nombre a la Comuna de Bunyola sobre espècies de ginebró (*Juniperus oxycedrus*).



Foto 8. *Gymnosporangium sabinæ* (Dicks) G. Winter. (Autor : J.C. Salom).

3.2 Espècies al·lòctones invasores i potencialment invasores

Dins les 100 espècies catalogades com a les més invasores a nivell mundial, tan sols 9 corresponen a micoflora. D'aquestes, a les Balears s'han detectat les següents: *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf. i la soca més agressiva *O. novo-ulmi* (Braser) que produeixen la grafiosi dels oms, *Batrachochytridium dendrobatidis* Longcore, Pessier & D.K. Nichols causant de la quitridiomicosi als amfibis i les *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man i *P. cinnamomi* Rands que al medi natural afecten greument poblacions de espècies forestals.

Altres espècies de fongs considerades com a invasores afecten a cultius agrícoles i plantes ornamentals de parcs i jardins.

-*Ophiostoma ulmi* i *O. novo-ulmi* (Grafiosi dels oms). Aquests ascomicets han i estan acabant amb les omedes del món. La malaltia es va propagar a tota Europa des d'Holanda. El vector són coleòpters escoltíds que transporten les espores i infecten als arbres sans quan es nodreixen d'aquests. A les Balears la soca més agressiva (*O. novo-ulmi*) s'introdueix l'any 1996 a Eivissa a partir de fusta provinent de Màlaga. D'aquí a Mallorca i Menorca, actualment és present a molts de boscs de ribera de les Balears. El fong causa una malaltia vascular a l'arbre i l'om es mor ràpidament per falta d'aigua.

- *Phytophthora cinnamomi* i *P. ramorum*. Espècies d'oomicets (recentment s'han inclòs dins el regne *Chromista*) que són la causa de morts massives d'espècies forestals, sobretot del gènere *Quercus*. A les Balears, sortosament, *P. ramorum* encara no s'ha localitzat als sistemes naturals, però sí a viviers de plantes ornamentals. Per contra, *P. cinnamomi*, que també s'ha trobat sobre cítrics, ha estat aïllat alguna vegada d'arbres forestals illencs que han sofert "morts sospitoses". Cal esmentar que *P. cinnamomi* està relacionada amb la mortalitat de roures detectada al sud-oest de la Península Ibèrica. Aquest fong bàsicament causa la mort dels arbres infectats per podriment del sistema radicular.

- *Phytophthora ramorum*. Espècie que provoca la mort sobtada del roure, però també pot afectar a coníferes i altres fagàcies. A Califòrnia des de l'any 1995 està causant severos danys ecològics acabant amb les formacions de "Chaparral". A l'any 2001, vists els seus efectes sobre les masses forestals californianes, es desencadenen les veus d'alarma alertant que el patògen s'estén cap a Europa (el nombre d'espècies infectades pel fong augmenta ja a 23). Com a mesura es publica al Diari Oficial de les Comunitats Europees (DOCE), la Decisió de la Comissió, de 19 de setembre de 2002 sobre mesures fitosanitàries provisionals d'emergència per impedir la introducció i propagació en la Comunitat de *P. ramorum*. Actualment la darrera Decisió (2004/426/CE) eleva a 29 les espècies de plantes susceptibles d'infectar-se pel fong, entre les quals s'inclouen les espècies de *Quercus*, *Arbutus unedo*, *Viburnum spp.* i *Taxus spp.*, espècies pròpies dels ecosistemes forestals de les Illes.

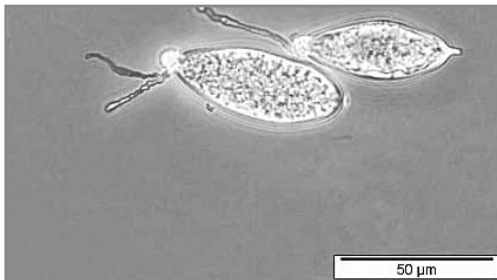


Foto 9. *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man (Autor: E. Moralejo)

L'any 2003 es troba infectant espècies forestals a ecosistemes del sud d'Anglaterra. A les Balears la seva presència es detecta a l'any 2002 com a primera citació a l'estat Espanyol sobre plantes de *Rhododendron spp.* a vivers comercials. Anys posteriors també s'ha localitzat a centres de jardineria aïllant-se d'*Arbutus spp.*, *Camellia spp.*, i *Viburnum spp.* Al laboratori de Micologia de l'IMEDEA (CSIC-UIB) s'ha inoculat i s'ha vist el seu potencial infeccios sobre arbocera (*Arbutus unedo*), mata (*Pistacia lentiscus*), garrover (*Ceratonia siliqua*), llampúdol (*Rhamnus alaternus*), xuclamel (*Lornicera implexa*) i també sobre alzina (*Quercus ilex*), aquesta darre- ra una de les més susceptibles a ser infectada pel fong. Cal esmentar que pareix a ser que actualment la falta d'humitat i la sequera estival cursen com a factors limitants perquè el fong s'estableixi als alzinars de les Balears (MORALEJO *com. pers.*). No obstant, són especialment delicats aquells alzinars més humits de la Serra de Tramuntana amb presència de marfull *Viburnum tinus* (MORALEJO *com. pers.*). *P. ramorum* principalment ataca les fulles i branques terminals dels arbres i arbusts marcint-les. Aquests, molt debilitats, són infectats ràpidament per insectes i altres fongs que les acaben matant.

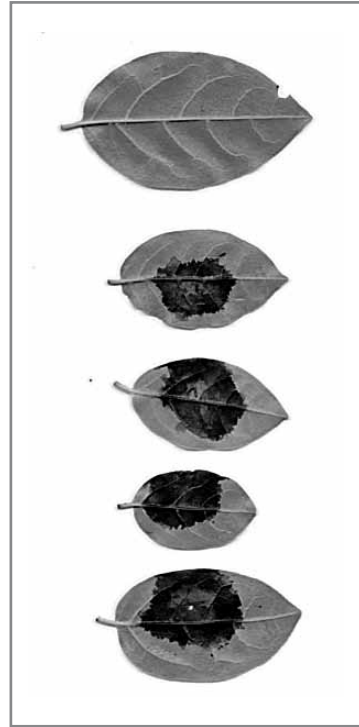


Foto 10. *Phytophthora ramorum* (Fulles infectades)- (Autor: E. Moralejo)

- *Batrachochytridium dendrobatidis*. Quitridiomicet propi de Sudàfrica que és la causa de la minva de poblacions d'amfibis en tot el món. Actua com a queratinòfag i produeix una micosi a la pell dels anurs adults anomenada quitridiomicosi que, entre altres causes, pareix ser que els redueix l'absorció d'aigua. A les Balears el 2004 es detecta per primera vegada aquest fong infectant poblacions de Ferrerets (*Alytes muletensis*) a torrents de la Serra de Tramuntana (Torrent des Tor o des Cocó de sa Bova, i des Ferrerets). Posteriorment a l'any 2006 ja s'estén la quitridiomicosi a torrents pròxims al focus d'infecció inicial (torrent de Can Vela i Sa Canal Negra). Posteriors prospeccions donen resultats negatius als torrents esmentats, fins a l'any 2009 que es torna a localitzar la patologia al Torrent de Can Vela. Es creu que el fong es va introduir a la Serra de Tramuntana a partir de la reintroducció de ferrerets criats en captivitat que es varen infectar en estar en contacte amb altres espècies d'amfibis.

Encara no se sap amb certesa quin són els principals vectors de propagació del fong entre els torrents infectats, ja que aquest organisme es molt sensible a la dessecació. S'especula si han estat els aficionats al barranquisme o els propis gestors de l'espècie

(calçat, cordes i altres estris). Una vegada detectat el fong a les poblacions de ferreret, la primera mesura que va prendre la Conselleria de Medi Ambient va ser que mitjançant l'Acord de Consell de Govern de 17 de març de 2006, s'aprovassin unes mesures cautelars i urgents per a la contenció de la quitridiomicosi a les Illes. Bàsicament aquestes mesures prohibien als excursionistes i als aficionats al barranquisme l'accés a les àrees afectades. També, i per evitar noves propagacions, el Servei de Protecció d'Espècies de la Conselleria de Medi Ambient, ha redactat un *Pla d'acció contra la quitridiomicosi* on s'estableixen tota una sèrie de protocols de desinfecció a seguir.

CONCLUSIONS

1. A les Illes Balears moltes de les espècies al·lòctones de micoflora que hi trobam no tenen caràcter invasor i per tant la seva distribució està limitada als ambients més o manco antropitzats o on les condicions d'humitat, temperatura i substrat, les han permès fructificar. Aquestes espècies són subespontànies i la seva distribució actualment es reduïda.
2. És important posar esment i mirar com evolucionen algunes espècies al·lòctones paràsites d'arbres i arbusts forestals, que han ampliat molt la seva àrea de distribució. Tant des del nord al sud d'Europa (*Pycnoporellus fulgens*), com des del tròpic als ecosistemes mediterranis (*Perenniporia ochroleuca*). Aquesta darrera espècie és, a localitats d'Eivissa, molt nombrosa.
3. També s'ha de avaluar com actua i evoluciona el teliomicet *Gymnosporangium sabinae* sobre les poblacions de savines i ginebrons de les Illes.
4. De les espècies al·lòctones invasores i potencialment invasores s'ha de seguir amb el control de *Batrachochytridium dendrobatidis* amb la finalitat de què no es produeixin minves significatives sobre les poblacions de ferrerets (*Alytes muletensis*). I, sobretot, també s'hauria de controlar la introducció de plantes ornamentals infectades per *Phytophthora ramorum* de vivers a zones enjardinades d'habitatges i urbanitzacions prop de alzinars. Proves realitzades *in vitro* al laboratori han demostrat que l'alzina (*Quercus ilex*) és l'espècie més susceptible a ser infectada per aquest fong.

REFERENCIES AL TEXT

SIQUIER, J.L. & J.C. SALOM (2008)- Contribució al coneixement micològic de les Illes Balears XVI. *Rev. Catalana Micol.*, 30:13-25.

ARROYO, I., CALONGE, F.D., SIQUIER, J.L. & C. CONSTANTINO (1990)- Contribución al conocimiento micológico de las Islas Baleares, II. Ascomycotina. *Bol. Soc. Micol Madrid*, 14:49-60.

SALOM, J.C. & J.L. SIQUIER (2001)- Contribució al coneixement de la família *Lepiotaceae* Roze a les Illes Balears. II. *Rev. Catalana Micol.*, 23: 109-120.

SIQUIER, J.L., CONSTANTINO, C. & C. CONSTANTINO (2006)- *Pycnoporellus fulgens* nueva cita para el catálogo micológico español. *Bol. Soc. Micol Madrid*, 30: 199-200.

MORALEJO, E. Investigador del Projecte Europeu SSPE-CT-2003-502672 RAPRA "Risk Anlysis for *P. ramorum* a recently recognised pathogen threat to Europe and the cause of sudden Oak Death in the USA" Labarotori Micologia (IMEDEA)- Carrer Miquel Marqués, 21 Esporles (Mallorca).

MACROALGAS MARINAS INVASORAS EN LAS ISLAS BALEARES

Jorge Terrados, IMEDEA (CSIC-UIB) Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados
C/Miquel Marqués 21, 07190 Esporles, E-mail: terrados@imedea.uib-csic.es

El Mediterráneo es el mar donde se ha producido un mayor número de introducciones de especies marinas siendo el fitobentos el segundo grupo más numeroso tras el zoobentos (Streftaris *et al.*, 2005; Williams y Smith, 2007). El transporte marítimo, la acuicultura y la acuariofilia son considerados los principales vectores de introducción de especies de macroalgas a nivel global a los que hay que añadir, en el caso del Mediterráneo, la apertura del canal de Suez (Williams y Smith, 2007). Se estima que el número de especies de macroalgas introducidas en el Mediterráneo es de 85 (Boudouresque y Verlaque, 2002) mientras que el número de especies de macroalgas introducidas que han mostrado un comportamiento invasor varía según los autores entre 8 especies (Boudouresque y Verlaque, 2002) y 18 especies (Streftaris y Zenetos, 2006). Seis de estas especies de macroalgas invasoras están presentes en Baleares: *Caulerpa taxifolia* (M. Vahl) C. Agardh, *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman y Boudouresque, *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz, *Acrothamnion preissii* (Sonder) E. M. Wollaston, *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R. E. Norris y *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-León.

Caulerpa taxifolia es una clorofícea de distribución circumtropical que fue introducida en el Mediterráneo en 1984, en la costa de Mónaco, a partir de una variedad mantenida en acuario y que está presente en las costas de Francia, Italia, España, Croacia, Túnez y Turquía. En Baleares esta especie fue introducida en 1992 en la bahía de Cala D'Or, Mallorca (Pou *et al.*, 1993).

Caulerpa racemosa es una especie que presenta una gran plasticidad morfológica y una distribución circumtropical. La variedad invasora del Mediterráneo, *Caulerpa*

racemosa var. *cylindracea*, es originaria del SO de Australia y fue detectada por primera vez en Libia en 1990. Desde entonces esta especie ha mostrado una rápida expansión por todo el Mediterráneo (Túnez, Argelia, Chipre, Turquía, Grecia, Croacia, Italia, Francia, España) habiendo llegado incluso a las Islas Canarias. En Baleares esta especie fue detectada por primera vez en Can Pastilla, Bahía de Palma en 1998 (Ballesteros *et al.*, 1999).

Lophocladia lallemandii es una rodofícea de distribución Indo-Pacífica que probablemente fue introducida en el Mar Mediterráneo desde el Mar Rojo a través del Canal de Suez. La presencia de esta especie en el Mediterráneo es larga pues ya fue citada en 1918 en la costa de Libia estando hoy en día presente en todo el Mediterráneo. La presencia de *L. lallemandii* en Baleares data de 1995 cuando fue encontrada en la costa norte de Ibiza (Patzner, 1998).

Acrothamnion preissii es una rodofícea de distribución sub-tropical y está presente en las costas del sur de Australia, Japón, Indias Occidentales, islas Salomón y Sudáfrica. Se supone que esta especie fue introducida en el Mediterráneo por el transporte marítimo pues fue detectada por primera vez en la costa de Liguria (Italia) en 1969 y desde entonces ha sido encontrada en Francia, Mónaco y España. En Baleares *A. preissii* fue detectada por primera vez en 1993 en la costa oeste de Mallorca (Ferrer *et al.*, 1994).

Womersleyella setacea es una rodofícea de distribución tropical y sub-tropical (Hawái, Indo-Pacífico, Bermudas, Canarias) que al igual que *A. preissii* probablemente fue introducida en el Mediterráneo *via* transporte marítimo siendo detectada en las costas de Liguria en 1985 y habiéndose extendido a Francia, España, Malta, Grecia y Croacia. En Baleares *W. setacea* fue encontrada por primera vez en la costa norte de Menorca en 1994 (Ballesteros *et al.*, 1997).

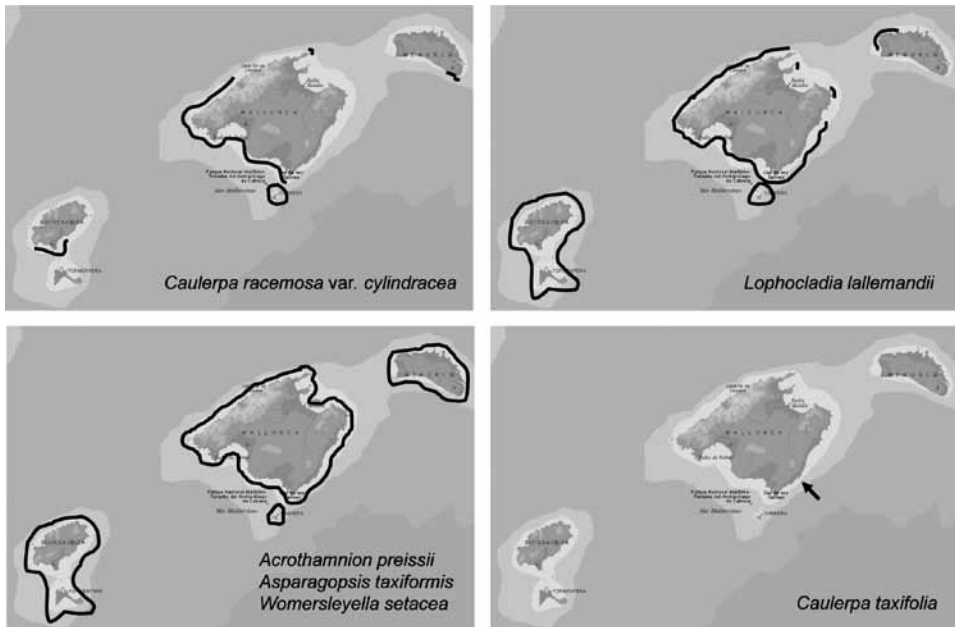
Asparagopsis taxiformis es una rodofícea de distribución tropical y subtropical cuyo vector de introducción en el Mediterráneo es desconocido pero que tiene una larga presencia en el mismo ya que la primera cita data de 1813 en Egipto. La introducción de esta especie es, pues, anterior a la apertura del Canal de Suez (1869). *A. taxiformis* fue detectada por primera vez en Baleares en la costa noroeste de Menorca en 1993 (Ballesteros y Rodríguez-Prieto, 1996).

¿Cuál es la distribución actual (2008) de estas especies de macroalgas invasoras en Baleares?

- *Caulerpa taxifolia* esta presente sólo en Cala D'Or y su abundancia ha disminuido notablemente durante los últimos años. Hay que indicar que esta especie no ha mostrado en Mallorca el comportamiento altamente invasor que ha tenido en la costa francesa.

- *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* está presente en la costa sur de Ibiza, en la costa sur y suroeste de Mallorca, en Cabrera y en el sureste de Menorca.
- *Lophocladia lallemandii* está presente en todo el litoral de Ibiza y Formentera, Mallorca (excepto bahías de Pollença, Alcudia y Cala Millor) y costa noroeste de Menorca.
- *Acrothamnion preissii*, *Womersleyella setacea* y *Asparagopsis taxiformis* están ampliamente distribuidas por toda la costa de Baleares.

Distribución de macroalgas marinas invasoras en Baleares



Ballesteros *et al.*, datos no publicados

El estudio de la distribución batimétrica de algunas de estas especies en el Archipiélago de Cabrera (Ballesteros *et al.*, datos no publicados) muestra que *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* está presente en todo el rango batimétrico entre 0 m y 50 m de profundidad siendo su abundancia mayor entre 20 m y 40 m de profundidad. *Lophocladia lallemandii* está presente en todo el rango batimétrico entre 0 m y 50 m de profundidad. *Womersleyella setacea* está presente a partir de los 25 m de profundidad siendo su abundancia mayor entre 35 m y 45 m de profundidad.

La biomasa de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* no muestra un patrón estacional definido en Cabrera (Cebrián y Ballesteros, 2009 a) aunque sí en la bahía de Palma

donde la biomasa es mínima a finales del invierno y primavera y máxima a finales de verano/otoño (Terrados *et al.*, datos no publicados). La biomasa de *Lophocladia lallemandii* muestra una clara estacionalidad tanto en Cabrera (Cebrián y Ballesteros, 2009 b) como en Mallorca (Terrados *et al.*, datos no publicados) alcanzando valores mínimos en invierno/primavera y máximos en verano/otoño. La abundancia de *Womersleyella setacea* también presenta una estacionalidad con un máximo estival y un mínimo invernal (Ballesteros *et al.*, datos no publicados). Es de esperar que la magnitud de los efectos asociados a la invasión de estas especies dependa de su abundancia en las comunidades invadidas.

Caulerpa racemosa var. *cylindracea* es capaz de colonizar tanto sustratos rocosos cubiertos de algas como los rizomas de la angiosperma marina *Posidonia oceanica*, gravas y arenas, comunidades de maërl y coralígeno. No es capaz, sin embargo, de crecer en el interior de praderas de *P. oceanica* con un follaje denso (Gamundí-Boyeras *et al.*, 2006; Infantes *et al.*, datos no publicados). *Lophocladia lallemandii* es una especie que crece epífita de otras algas siendo capaz de colonizar cualquier sustrato consolidado. Coloniza también los márgenes de las praderas de *P. oceanica* y los claros y zonas de baja densidad de haces dentro de ellas. *Acrothamnion preissii* forma céspedes densos sobre los rizomas de *P. oceanica*. *Womersleyella setacea* crece sobre rizomas de *P. oceanica*, comunidades de algas sobre sustrato rocoso, maërl y coralígeno.

La colonización de estas especies provoca cambios importantes en el resto de macrófitos de las comunidades invadidas. Así, la invasión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* reduce el número de especies y la diversidad de macroalgas tanto en las comunidades que se desarrollan sobre sustrato rocoso como en aquellas que lo hacen sobre rizomas de *Posidonia oceanica* (Piazzi *et al.*, 2001; Balata *et al.*, 2004; Piazzi y Balata, 2009). La colonización de *Lophocladia lallemandii* también parece reducir el número de otras especies de macroalgas (Ballesteros *et al.*, datos no publicados; Terrados *et al.*, datos no publicados). *Acrothamnion preissii* y *Womersleyella setacea* reducen de forma importante el número de otras especies de macroalgas en las comunidades que invaden (Piazzi *et al.*, 2002; Piazzi y Balata, 2009)

El epifitismo de *Lophocladia lallemandii* sobre *Posidonia oceanica* causa en ésta un estrés oxidativo (Sureda *et al.*, 2008) y una reducción del tamaño y densidad de los haces, del contenido en sacarosa del rizoma, clorosis en las hojas y aumento de la mortalidad de haces (Ballesteros *et al.*, 2007, Marbà *et al.*, datos no publicados).

Los efectos de la invasión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en angiospermas marinas son complejos. La densidad de haces de *Zostera noltii* se ve favorecida por la presencia de *C. racemosa* var. *cylindracea* mientras que la de *Cymodocea nodosa* se ve reducida (Ceccherelli y Campo, 2002). En ambas especies la producción de flores se ve estimulada en presencia de *C. racemosa* var. *cylindracea*. Con respecto a *Posidonia oceanica* la invasión de *C. racemosa* var. *cylindracea* se ha asociado a un aumento del

contenido en materia orgánica del sedimento y de la concentración de compuestos reducidos de azufre (Holmer *et al.*, 2009) siendo estas condiciones sedimentarias negativas para el desarrollo de esta angiosperma marina al reducir la actividad meristemática (Garcias-Bonet *et al.*, 2008) y aumentar la mortalidad de los haces (Calleja *et al.*, 2007).

Con respecto a la fauna de las comunidades invadidas el epifitismo de *Lophocladia lallemandii* está asociado a estrés oxidativo en briozoos y moluscos (Box *et al.*, 2009; Deudero *et al.*, 2009). Sin embargo, la abundancia de invertebrados (crustáceos, moluscos) en praderas de *Posidonia oceanica* y comunidades de algas fotófilas sobre roca aumenta cuando son colonizadas por *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* y *L. lallemandii*, respectivamente (Box, 2008; Box *et al.*, datos no publicados). Dicho aumento probablemente esté asociado al aumento de la complejidad estructural de la comunidad que la presencia de las algas invasoras proporciona. Así, la invasión de estas especies no parece tener efectos negativos sobre las comunidades de fauna, al menos a corto plazo.

La expansión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* y *Lophocladia lallemandii* no parece que pueda ser reducida por la presencia de herbívoros. Tanto invertebrados (*Bittium reticulatum*, *Paracentrotus lividus*) como peces (*Sarpa salpa*, *Spondylisoma cantharus*) son capaces de alimentarse de estas algas aunque en algunos casos pueden mostrar síntomas de estrés oxidativo (Box *et al.*, 2009; Sureda *et al.*, 2009; Ballesteros *et al.*, datos no publicados; Tomas *et al.*, datos no publicados).

En resumen, considerando su presencia en distintos puntos del litoral y su abundancia en las comunidades que invaden las principales especies de macroalgas invasoras en Baleares son *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, *Lophocladia lallemandii*, *Acrothamnion preissii* y *Womersleyella setacea*. La invasión de estas especies causa efectos negativos en los macrófitos de las comunidades, tanto a nivel individual (estrés oxidativo, mortalidad) como comunitario (descenso del número de especies y de la diversidad). En el caso de *Posidonia oceanica* distintas evidencias sugieren que tanto *C. racemosa* var. *cylindracea* como *L. lallemandii* afectan negativamente su desarrollo vegetativo y su supervivencia. Con respecto a la fauna, la invasión de estas especies no parece tener efectos negativos en las comunidades (número de especies, abundancia), al menos a corto plazo, aunque algunas especies concretas sí muestran síntomas de estrés.

AGRADECIMIENTOS

La investigación que aquí se resume ha sido financiada por la Fundación Biodiversidad y el Ministerio de Ciencia e Innovación (proyectos REN2002-00701/MAR, CTM2005-01434/MAR y C5D2007-00067). Agradezco a todos los investigadores que han participado en estos proyectos, en particular a Enric Ballesteros y Emma Cebrián (Centro de Estudios Avanzados de Blanes, CSIC), Salud Deudero (Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares), Toni Box (Laboratorio de Biología Marina, Universitat de les Illes Balears), Toni Sureda (Laboratorio en Ciencias de la Actividad Física, Universitat de les Illes Balears), Núria Marbà, Fiona Tomas y Eduardo Infantes (IMEDEA, CSIC-UIB), su colaboración en el estudio de las macroalgas invasoras.

BIBLIOGRAFÍA

Balata, D., Piazzzi, L., Cinelli, F., 2004. A comparison among assemblages in areas invaded by *Caulerpa taxifolia* and *C. racemosa* on a subtidal Mediterranean Rocky Bottom. P.S.Z.N.I.: *Marine Ecology* 25, 1-13.

Balata, D., Bertocci, I., Piazzzi, L., Nesti, U., 2008. Comparison between epiphyte assemblages of leaves and rhizome of the seagrass *Posidonia oceanica* subjected to different levels of anthropogenic eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 533-540.

Ballesteros, E., Rodríguez-Prieto, C., 1996. Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 39, 135-138.

Ballesteros, E., Pinedo, S., Rodríguez-Prieto, C., 1997. Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània espanyola, X. *Acta Bot. Barcin.* 44, 29-37.

Ballesteros, E., Grau, A., Riera, F., 1999. *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 42, 65-68.

Ballesteros, E., Cebrián, E., Alcoverro, T., 2007. Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica Marina* 50, 8-13.

Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin* 44, 32-38.

- Box, A., 2008. Ecología de Caulerpales: Fauna y biomarcadores. Tesis doctoral, Universitat de les Illes Balears.
- Box, A., Sureda, A., Deudero, S., 2009. Antioxidant response of the bivalve *Pinna nobilis* colonised by invasive red macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 149, 456-460.
- Box A, Deudero S, Sureda A, Blanco A, Alos J, Terrados J, Grau AM, Riera F, 2009. Diet and physiological responses of *Spondylisma cantharus* (Linnaeus, 1978) to the *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 380, 11-19.
- Calleja, M., Marbà, N., Duarte, C.M., 2007. The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73, 583-588.
- Cebrián, E., Ballesteros, E., 2009 a. Temporal and spatial variability in shallow- and deep-water populations of the invasive *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83, 469-474.
- Cebrian, E., Ballesteros, E. 2009 b. Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: depth-related temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany*, doi:10.1016/j.aquabot.2009.10.007
- Ceccherelli, G., Campo, D., 2002. Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina* 45, 71-76.
- Deudero S., Blanco A., Box A., Mateu G., Cabanellas-Reboredo M., Sureda A., 2009. Interaction between the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* and the bryozoan *Reteporella grimaldii* at seagrass meadows: density and physiological responses. *Biological Invasions*, doi:10.1007/s10530-009-9428-1
- Ferrer, E., Ribera, M.A., Garreta, A., 1994. The spread of *Acrothamnion preissii* (Sonder) Wollaston (*Rhodophyta, Ceramiaceae*) in the Mediterranean Sea: New record from the Balearic Islands. *Flora Mediterranea* 4, 163-166.
- Gamundí-Boyeras, I., Terrados, J., Pérez, M., 2006. Relació entre la presència de l'alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman et Boudourisque i la tipologia del substrat a la Badia de Palma (Mallorca). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 49, 109-114.
- Garcias-Bonet, N., Marbà, N., Holmer, M., Duarte, C.M., 2008. Effects of sediment sulfides on seagrass *Posidonia oceanica* meristematic activity. *Marine Ecology Progress Series* 372, 1-6.

Holmer, M., Marba, N., Lamote, M., Duarte, C.M., 2009. Deterioration of Sediment Quality in Seagrass Meadows (*Posidonia oceanica*) Invaded by Macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and Coasts* 32, 456-466.

Patzner, R.A., 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (western Mediterranean Sea). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 41, 75-80.

Piazzì, L., Ceccherelli, G., Cinelli, F., 2001. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210, 149-159.

Piazzì, L., Balata, D., Cinelli, F., 2002. Epiphytic macroalgal assemblages of *Posidonia oceanica* rhizomes in the western Mediterranean. *European Journal of Phycology* 37, 69-76.

Piazzì, L., Balata, D., 2009. Invasion of alien macroalgae in different Mediterranean habitats. *Biological Invasions* 11, 193-204.

Pou, S., Ballesteros, E., Delgado, O., Grau, A., Riera, F., Weitzmann, B., 1993. Sobre la presencia del alga *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) en aguas costeras de Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 36, 83-90.

Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E., 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanography and Marine Biology* 43, 419-453.

Streftaris, N., Zenetos, A., 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* 7/1, 87-118.

Sureda, A., Box, A., Terrados, J., Deudero, S., Pons, A., 2008. Antioxidant response of the seagrass *Posidonia oceanica* when epiphytized by the invasive macroalgae *Lophocladia lallemandii*. *Marine Environmental Research* 66, 359-363.

Sureda, A., Box, A., Deudero, S., Pons, A., 2009. Reciprocal effects of caulerpenyne and intense herbivorism on the antioxidant response of *Bittium reticulatum* and *Caulerpa taxifolia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 795-801

Williams, S.L., Smith, J.E., 2007. A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 38, 27-59.

APROXIMACIÓ A LA FLORA VASCULAR INTRODUÏDA DE LES ILLES BALEARS

Eva Moragues Botey. Servei de Protecció d'Espècies. Conselleria de Medi Ambient.
e-mail: emoragues@dgcpea.caib.es

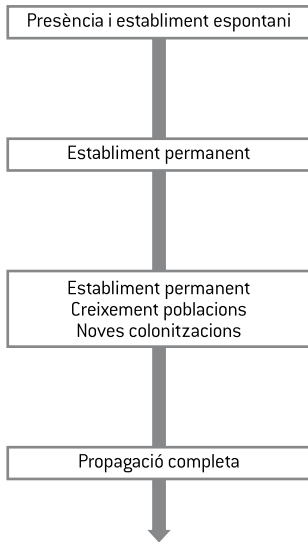
La invasió d'espècies introduïdes és el segon problema en importància per a la conservació de la biodiversitat després de l'alteració directa dels ecosistemes (UICN). I a les illes Balears no som una excepció. Aproximadament tenim comptabilitzades més de 300 espècies vasculares no natives introduïdes dins ecosistemes naturals o seminaturals (cultius, vores de camins), algunes d'elles molt esteses (inclús formant part del nostre paisatge), i d'altres amb una presència molt puntual i, de moment, innòcua per a la estabilitat dels nostres ecosistemes mediterranis.

La introducció de les espècies no natives, moltes de les quals incorporades a la nostra biota, té lloc des de l'ocupació humana d'aquests territoris. A part de les vies naturals d'entrada (dispersió), l'home, de forma intencionada o involuntària, és el principal vector i responsable de l'arribada d'espècies exòtiques.

Una vegada que les espècies es desplacen del seu lloc d'origen a uns altres, han de superar una sèrie de barreres geogràfiques, ecològiques i biològiques per poder establir-se de forma autònoma en el nou medi colonitzat. Hi ha un ventall molt ample de definicions dels diferents estadis de colonització i moltes discrepàncies entre autors. Però en línies generals, i tenint en compte el criteri dels principals investigadors i experts en la matèria, els podem definir de la següent manera:

Espècies subespontànies. Espècies introduïdes de forma voluntària a cultius o jardins i que s'estenen de forma autònoma per les rodalies. Són dependents dels ambients humanitzats i no poden propagar-se i formar noves poblacions per si mateixes.

Espècies naturalitzades. Espècies introduïdes que viuen i es reproduïxen en ecosistemes naturals o seminaturals i mantenen les seves poblacions durant



molts de cicles de vida sense la intervenció directa de l'home, tal com ho fan les plantes natives.

Espècies invasores. Hi ha un ús desigual del terme a la literatura. Alguns autors fan èmfasi en la capacitat d'expansió sobre nous territoris; així, consideren que són aquelles espècies naturalitzades que tenen capacitat de propagar-se en un gran nombre i a grans distàncies i ocupar territoris amplis. Però hi ha també una definició més restrictiva, utilitzada per organismes internacionals com per exemple la UICN, que consideren que són espècies al·lòctones naturalitzades en ambients naturals o seminaturals (no es tenen en compte els ambients antropitzats) que produeixen canvis significatius sobre els ecosistemes en termes de composició, estructura o processos, i que tenen el potencial d'expansió.

Espècies transformadores. Terme poc utilitzat per assenyalar les espècies invasores que generen canvis en els ecosistemes sobre un espai prou gran. És equivalent a l'accepció més estreta de planta invasora.

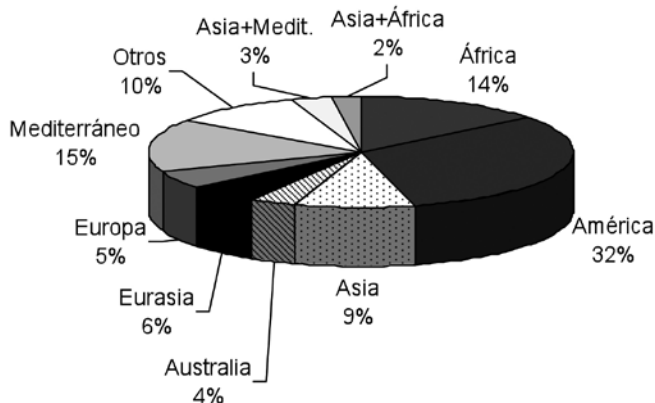
D'altra banda, no totes les plantes exòtiques poden explotar tots els hàbitats i no tots els hàbitats són igualment susceptibles de ser envaïts. Per això, una mateixa espècie pot presentar comportaments completament diferents en uns llocs i en uns altres; això no obstant, és un criteri bastant general el fet de mantenir una alerta especial sobre les espècies de les quals s'ha constatat un comportament invasor.

El **15,9%** de la flora total de les Illes són espècies naturalitzades o subespontànies (sense considerar les plantes cultivades, els arqueòfits dels quals manca informació i els tàxons d'origen dubtós). D'aquest 15,9%, només un **2,5%** poden ser considerades espècies naturalitzades, mentre que el **6,4%** restant són subespontànies o adventícies. Això representa que un 60,0% del catàleg d'espècies exòtiques són naturalitzades i un 40,0% són subespontànies. Aquestes dades són orientatives degut a la constant entrada d'espècies introduïdes i a la desaparició d'altres. El treball de camp que avaluava aquests resultats és de l'any 2004.

D'aquest conjunt d'espècies exòtiques, un 13,8% (42 espècies) poden rebre la consideració d'invasores en sentit ampli. De totes maneres, algunes espècies que avui no són un problema immediat podrien arribar a ser invasores en el futur perquè ja ho són en altres bandes del món (ex.: *Lantana camara*, *Cortaderia selloana*, *Pennisetum setaceum*).

Tenim una gran diversitat de formes vitals dins el grup d'espècies Balears introduïdes. Predominen les exòtiques oriündes del mediterrani, malgrat que en tenim de totes les parts del món, i poden colonitzar qualsevol ecosistema, tot i que tenen una major facilitat pels ambients antropitzats.

Origen:



Quins ambients colonitzen?

A les Balears les zones humides i els sistemes forestals són els ecosistemes naturals més resistents a la invasió de plantes exòtiques mentre que els ambients més alterats i humanitzats (marges de carreteres i trams de torrents urbans) són els més vulnerables a ser envaïts i presenten els nivells més elevats en riquesa de plantes exòtiques naturalitzades. Aquests ecosistemes associats a zones urbanes actuen com a reservori d'espècies invasores que potencialment poden envair ecosistemes adjacents naturals. Les àrees de conreu i les zones de litoral associades a zones humanitzades són també punts importants d'entrada de plantes exòtiques.

Les **característiques biòtiques i abiòtiques**, tals com una elevada diversitat, ecosistemes madurs, falta de pertorbació humana o una coberta vegetal més densa presumeixen, de forma general, de ser responsables de la resistència dels ecosistemes.

Però és important saber que l'èxit de la invasió no només depèn de les característiques dels ecosistemes envaïts sinó també de les **característiques de les espècies** invasores. Així, una espècie pot comportar-se com a invasora en un territori i/o ecosistema i no ser-ho en un altre. Les principals característiques que es solen associar a les espècies invasores són: capacitat d'autofecundació, alta producció de llavors, mecanismes de reproducció asexual, capacitat de rebrot, tolerància a factors ambientals adversos, mecanismes de defensa contra els depredadors, bona aptitud competitiva, rang ecològic ample i variabilitat genètica.

En els **torrents** hi hem trobat un elevat grau d'infestació d'espècies no natives que, amb tota probabilitat, es deu a la proximitat dels nuclis urbans, que en faciliten l'arribada.

També la major humitat del sòl que en aquests llocs pot donar-se a l'estiu, el règim hídric espasmòdic que genera perturbacions constants i provoca que aquests ambients tinguin una certa equivalència amb les zones alterades per l'home, facilita la permanència d'espècies. És clar, però, que als torrents humanitzats la infestació és molt més important que als torrents ben conservats; en aquest sentit, és versemblant pensar que les feines de neteja dels torrents, per evitar inundacions, poden afavorir la penetració d'exòtiques en aquests indrets. Molts d'arbres es troben naturalitzats en aquests tipus d'hàbitats, com *Platanus* spp. i *Populus* spp.; lianes com *Ipomoea indica* o plantes herbàcies com *Mirabilis jalapa* i *Paspalum paspalodes*, poden ser molt comunes o invasores. El cas més greu és el d'*Arundo donax* (la canya), que és una espècie dominant a molts de llocs de les tres illes majors la presència de la qual suposa una transformació radical de l'ecosistema i l'expulsió de la major part de les espècies que són pròpies dels torrents.

Les **zones humides** no tenen, per ara, problemes greus a causa de la invasió d'espècies al·lòctones (amb l'esmentada excepció d'*Arundo donax*), com passa en altres territoris. *Cotula coronopifolia* s'ha detectat des de fa bastants d'anys a l'albufera d'Alcúdia, però fins ara no s'ha estès de forma preocupant, sense que es pugui descartar que pugui fer-ho en el futur. Per aquest motiu la Conselleria de Medi Ambient realitza actuacions d'eradicació des de 2008.

Els ambients on la invasió d'espècies al·lòctones suposa un major risc per a la biodiversitat són les **costes rocoses**, els penya-segats i, en menor mesura, els **sistemes dunars**, no tant pel nombre d'espècies com pel seu comportament invasor a llocs molt vulnerables. Efectivament, aquests ambients són rics en espècies endèmiques i amenaçades i, alhora, presenten estructures obertes en què les espècies exòtiques poden instal·lar-se. Aquests ambients són envaïts, sobretot, per espècies perennes amb fulles o tiges suculentas, especialment adaptades a climes semiàrids: *Opuntia* spp., *Agave americana*, *Aloe* spp. i *Carpobrotus* spp. A les costes de Menorca també s'ha trobat *Pittosporum tobira*, que no respon al patró d'aquest grup. Algunes d'aquestes espècies es comporten realment com a invasores, afecten seriosament el funcionament de les comunitats natives i amenacen la supervivència d'algunes espècies endèmiques exclusives d'aquestes àrees. Així, el problema generat per *Carpobrotus* spp. a les nostres costes és tan important que s'han desenvolupat diferents iniciatives per eradicar-lo.

La part interior de **garrigues i boscos** ha estat, fins ara, poc afectada per la presència d'espècies exòtiques. Sembla que els nostres ecosistemes llenyosos són bastant resistents a la penetració d'aquestes espècies i, potser, només plantes d'origen mediterrani podrien arribar a ser un problema en el futur. És el cas, per exemple, d'*Spartium junceum*, les poblacions del qual aparentment s'estan incrementant en introduir-se a les zones forestals. Algunes espècies com *Opuntia maxima*, *Agave americana*, *Aloe arborescens*, *Lantana camara*, *Senecio angulatus*, *Anredera cordifolia*, etc., poden ocupar les zones perifèriques de boscos i garrigues, sovint al costat d'urbanitzacions i carreteres.

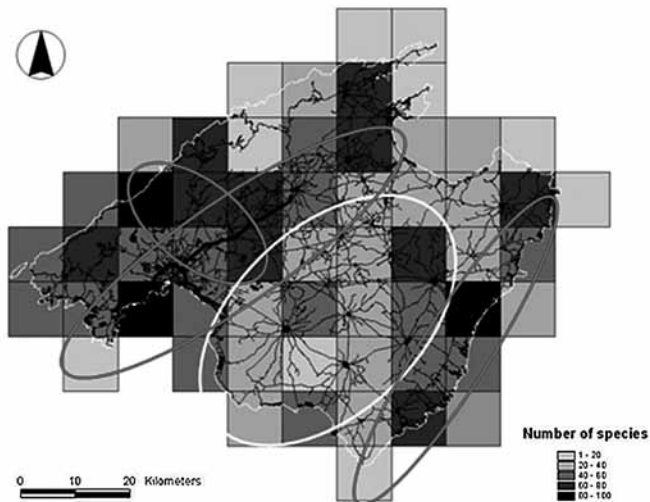
Els ambients més perturbats per l'home, com són les **vores dels camins** i els **campes de conreu**, són colonitzats per un ampli nombre d'espècies al·lòctones, moltes de les quals d'origen

americà i amb cycle anual (teròfits). Moltes d'aquestes espècies desenvolupen el seu cycle vital durant l'estiu i principi de tardor, un temps en el qual la flora mediterrània es troba en una fase de latència (bulbs, llavors, etc.). Aquestes plantes aprofiten aquest «buit» tan característic de la vegetació mediterrània: ocupen el mateix territori que les espècies locals però s'alternen en el temps. Moltes d'aquestes espècies pertanyen a la família de les asteràcies, que es dispersen fàcilment per anemocòria (*Aster squamatus*, *Coryza bonariensis*, *C. sumatrensis*); a les amarantàcies (*Amaranthus blitoides*, *A. retroflexus*, *A. hybridus*; i euforbiàcies (*Chamaesyce postrata*, *Ch. serpens*, etc.). Aquestes «males herbes» no solen ser considerades invasores en sentit estricte perquè no tenen gaires capacitats per colonitzar els ambients poc pertorbats i el seu temps de floració no sembla afectar el desenvolupament de la flora local, llevat d'alguna important excepció com és el cas d'*Oxalis pes-caprae*, que floreix a l'hivern.

Espècies mediterrànies

Les plantes d'origen mediterrani presenten certes dificultats de ser reconegudes com a introduïdes, ja que se troben dins la seva àrea geogràfica i sovint el seu origen és dubtós. Algunes espècies d'introducció antiga estan completament integrades dins el nostre paisatge com passa amb molts d'arbres. Tal és el cas del garrover (*Ceratonia siliqua*), el lledoner (*Celtis australis*) o la figuera (*Ficus carica*), el territori original de la qual ja no se sap amb certesa; o amb plantes que segurament varen tenir un ús en el passat, como el donzell de muntanya (*Artemisia arborescens*), o que encara el tenen avui en dia, como passa amb la vinya (*Vitis vinifera*) o l'enclòver (*Hedysarum coronarium*). També moltes plantes mediterrànies foren introduïdes als jardins, como l'acant (*Acanthus mollis*) o la ginesta (*Spartium junceum*).

Distribució de la riquesa d'exòtiques naturalitzades a Mallorca:



Les quadrícules amb major nombre d'espècies exòtiques corresponen a les zones més urbanitzades de l'illa de Mallorca, la ciutat de Palma i els seus voltants i les zones costaneres més turístiques. El centre de l'illa amb una proporció molt elevada de cultius, té un menor nombre, no menyspreable, d'espècies exòtiques naturalitzades. Aquesta relació de les zones urbanes amb la major presència d'espècies introduïdes és correspon amb anàlisis estadístics.

El boom turístic que afectà l'illa considerablement en les darreres dècades, i el creixement econòmic i les comunicacions, semblen ser les causes d'aquesta relació entre els hàbitats antropogènics i la riquesa d'espècies no natives. Les zones urbanes i les carreteres són els punts calents en l'establiment d'exòtiques. Els nostres resultats suggereixen que la flora de jardí associada amb les zones degradades és el principal vector en l'augment d'espècies exòtiques; no obstant això la flora exòtica que arriba dels cultius tenen una menor contribució a l'increment en la riquesa de exòtiques.

Conscienciar a la societat del problema és un dels principals desafiaments per prevenir la introducció i propagació de plantes exòtiques. Un cop establertes les espècies invasores, és durant aquesta etapa inicial de colonització que s'han de centrar els esforços de gestió per impedir l'establiment i posteriors impactes sobre la flora i fauna autòctona.

Tota aquesta informació prové de la feina realitzada pel projecte europeu EPIDEMIE (2001 -2004) i la col·laboració de la Conselleria de Medi ambient (2005) per la realització d'un document tècnic de conservació sobre els vegetals introduïts a les Balears.

ACTUACIONS DEL SERVEI DE PROTECCIÓ D'ESPÈCIES.

A càrrec de na Carmen Àlvarez

***Eichhornia crassipes* Jacint d'aigua**

Actuacions d'eradicació a:

- Llacunes situades a Son Navata (Felanitx). 2005. 1.000m²
- Llacunes del Golf de Son Gual. 2008
- Torrent de Vinagrella (Inca-Llubí). 2009.

Metodologia: Arrabassat manual realitzat amb líajut díBANAT. Seguiment anual.

***Pennisetum villosum* Coa de moix**

Actuacions d'eradicació a:

- Finca de Bóquer. Pollença. 2007.
- Punta Avançada (recinte militar). Pollença. 2008.
- Sa Ràpita. 2008. 25 m²

Metodologia: Herbicida sistèmic (Glifosat). Feines realitzades per personal de l'IBANAT i del Servei de Protecció d'Espècies. Quatre actuacions anuals. També, al llarg de l'any i mitjançant arrabassat manual, s'han eliminat les inflorescències. Seguiment anual.

***Hydrocotyle ranunculoides* Rodoneta díaigna**

Actuacions d'eradicació a: Bassa carretera Banyalbufar. 2008. 35 m²

Metodologia: Arrabassat manual realitzat per personal del Servei de Protecció d'Espècies. Seguiment anual.

***Cotula coronopifolia* Botó d'or**

Actuacions d'eradicació a s'Albufera de Mallorca:

- Camí des Polls (taques disperses 50x3m)
- Pont Son carbonell (> 1.00m²)
- Ses Punes (6-10m²)
- A prop cases, límit amb el parc (> 2.00m²)

Metodologia: Arrabassat manual, herbicida (glifosat molt puntual, 12%) i ofegament amb plàstics. Realitzat per personal del Servei de Protecció d'Espècies amb col·laboració del personal del parc. Seguiment mensual.

També s'ha realitzat un estudi sobre la presència d'exòtiques a 12 fars de l'illa de Mallorca. Punts amb una concentració molt elevada d'espècies no natives, presents fa molts d'anys i que estan establertes i dispersades pels voltants naturals d'aquestes zones. L'objectiu d'aquesta feina es la realització de futures actuacions d'eradicació i restauració.

BIBLIOGRAFIA

Moragues Botey E., Rita J. “Els vegetals introduïts a les Illes Balears”, 2005. *Documents Tècnics de Conservació. II^a Època*, núm 11.

ISLAS, RATAS Y AVES: HISTORIAS DE ÉXITOS Y FRACASOS

Miguel McMinn Grivé y Ana Rodríguez Molina. Skua Gabinete de Estudios Ambientales SLP, Calle Arxiduc Lluís Salvador 5 ent.izq. 07004 Palma de Mallorca, Illes Balears. e-mail: info@skuaslp.info.

INTRODUCCIÓN

La rata es la quintaesencia de una especie invasora (Townsend *et al.*, 2009), colonizando el 90% de las islas del Planeta (Martin *et al.*, 2000; Townsend *et al.*, 2006; Atkinson, 1985). La alimentación de las ratas es muy variada e incluye un gran número de especies de animales y vegetales. La relación entre el declive de aves marinas y la presencia de ratas se encuentra ampliamente documentada (Atkinson, 1985; Jones *et al.*, 2007; Amengual & Aguilar, 1998).

En algunos casos, la presencia de ratas no parece tener un efecto tan severo sobre las poblaciones de aves marinas, como es el caso de las pardelas del género *Puffinus* (*P. mauretanicus* y *P. yelkouan*) que nidifican en el Mediterráneo (Ruffino *et al.*, 2009). La aparente tolerancia de las pardelas a la presencia de ratas parece estar relacionada con la geomorfología de las colonias de nidificación (una mayor abundancia de cavidades en islas calcáreas ofrece una mayor protección) (Martin *et al.*, 2000); la nidificación invernal de la especie, momento en el que más comida hay disponible para las ratas disminuyendo así las interferencias en las colonias; el tamaño de la isla y la densidad de ratas (Ruffino *et al.*, 2008). Sin embargo, en el caso de las Pardela Balear *P. mauretanicus*, se han documentado extinciones locales e importantes reducciones de la productividad relacionadas con la presencia de rata en las colonias de nidificación.

Las ratas en medios insulares también se han relacionado con el declive o extinción de plantas, invertebrados, reptiles, anfibios y aves terrestres (Townsend *et al.*, 2006). Muy

recientemente se está descubriendo el efecto de las ratas sobre las relaciones tróficas en islas (Townes *et al.*, 2009; Traveset & Riera, 2005), o en la facilitación en la propagación de otras especies invasoras como *Carpobrotus* sp. (Bourgeois *et al.*, 2005).

Tres especies de rata son las responsables de extinciones y alteraciones de ecosistemas insulares: la rata negra *Rattus rattus*, la rata noruega o de alcantarilla *Rattus norvegicus* y el kiore o rata del Pacífico *Rattus exulans* (Townes *et al.*, 2006). Datos recientes sugieren que el ratón doméstico *Mus musculus* puede ser tan dañino para los ecosistemas insulares como las ratas, sobre todo como depredador de semillas e invertebrados (Howald *et al.* 2007).

El Mediterráneo, es probablemente, el primer lugar donde el hombre introduce, de forma accidental, ratas y ratones en islas, (Martin *et al.*, 2000). En las Baleares, la rata negra y el ratón doméstico son introducidos en el época Romana, antes del 90 BC, y la rata noruega mucho más tarde, hacía el siglo XVIII (Traveset *et al.*, 2008). En las Baleares los roedores introducidos se han asociado con alteraciones en la dispersión de semillas de muchas plantas autóctonas (Traveset *et al.*, 2008) y la depredación de invertebrados endémicos (Palmer & Pons, 1996). Se ha podido determinar su efecto negativo en especies de aves marinas, como la Pardela Balear, anteriormente citado, la Pardela cenicienta (Amengual & Aguilar, 1998) y el Paíño Europeo, siendo en este último caso la presencia de rata negra el principal factor que condiciona la distribución de las colonias en las Baleares.

Traveset *et al.* (2008) indican que el impacto de los roedores sobre los ecosistemas de las pequeñas islas de las Baleares justifica el coste económico de las campañas de control y erradicación de roedores. Brooke *et al.* (2007) establecen criterios para definir dónde es más importante realizar campañas de control de especies introducidas en islas. En su modelo, las pequeñas islas del Archipiélago Balear ocupan un lugar destacado debido a la presencia de especies de aves marinas vulnerables y al relativo bajo coste de las erradicaciones. Estos modelos no contemplan las ventajas para especies de plantas, invertebrados y reptiles endémicos de estas islas.

HISTORIA DE LA ERRADICACIÓN DE RATAS EN ISLAS

La conservación de especies amenazadas en Nueva Zelanda utilizaba la traslocación a islas sin depredadores como su principal instrumento. Una de las primeras experiencias fue salvar de la extinción al Robin negro de las Chartham. En 1979 quedaban únicamente 5 aves confinadas en 7 ha de bosque en una meseta de difícil acceso, por lo que se decide trasladar la población a un lugar seguro, a una isla refugio sin depredadores (Butler & Merton, 1992). Sin embargo, con el tiempo, el número de islas sin

depredadores, y particularmente sin ratas, que pudieran servir de refugio para especies amenazadas fue menguando.

En Nueva Zelanda, donde ya por entonces había experiencias previas con la erradicación de cabras, conejos y gatos, conseguir eliminar a todas las ratas de una isla parecía una tarea imposible. Ian Atkinson, uno de las máximas autoridades en la ecología de ratas en medios insulares llegó a afirmar que era imposible erradicarlas, incluso de islas muy pequeñas (Wilson, 2004).

En el año 1951 (Lorvelec & Pascal, 2005), se realizó la primera erradicación de ratas en la isla de Rouzic, aunque no de manera intencionada (Howald *et al.*, 2007), sino como un efecto colateral de una campaña de control mediante el uso de rodenticidas de primera generación. Así, las primeras erradicaciones efectivas de ratas fueron siempre efecto colateral de campañas de control (Townes & Broome, 2003). Entonces, si se erradicaban ratas planificando minuciosamente campañas de control, porque no proponerse la viabilidad de realizar una verdadera erradicación. En 1980 un equipo formado por David Towns, Phil Moors y Ian McFadden, realiza el ensayo en varias islas. El método de este equipo fue usar rodenticida de segunda generación durante largos periodos de tiempo, hasta conseguir erradicar todas las ratas. Se trataba de una técnica muy conservadora. Al mismo tiempo, un segundo grupo de trabajo formado por Rowley Taylor y Bruce Thomas, usaron una estrategia diferente, una campaña intensa para acabar con las ratas en poco tiempo. Estas nuevas experiencias con rodenticidas de segunda generación permitieron extender las campañas a islas cada vez mayores, y con el claro objetivo de erradicar las poblaciones de rata (Wilson, 2004; Howald *et al.*, 2007; Towns *et al.*, 2006).

La isla más grande en la que se erradicado una población de rata es Campbell, 11.300 ha (Townes & Broome, 2003). En una reciente revisión sobre las campañas de erradicación en islas se llega a la conclusión de que con la única excepción del ratón doméstico, el tamaño de la isla no representa un problema para conseguir la erradicación total de roedores (Howald *et al.*, 2007). En el mes de agosto de 2009, David Towns nos confirmaba que en las islas de Rangitotu-Motutapu (> 4.000 ha) se había conseguido erradicar ael ratón doméstico.

Metodología

Se han recopilado datos de informes (bibliografía gris) de las campañas de control de ratas realizadas en las Baleares. Muchos de los informes no están disponibles (probablemente debido a su pérdida) y en los consultados, una gran mayoría no indica la metodología utilizada, sobre todo en lo referente a la determinación de la cantidad de rodenticida consumido, y tampoco recogen información referente a la verificación del éxito de la campaña de control o erradicación.

Los datos geográficos de las islas provienen Institut d'Estadística de les Illes Balears. El dato de superficie corresponde a la superficie planimétrica, inferior a la superficie real. En algunos casos se ha determinado la superficie real usando un modelo TIN (ArcView 3.3) de la isla. La distancia mínima desde la costa se ha obtenido usando Arcview 3.3 y una cartografía a escala 1:5000.

Resultados de las campañas

MALLORCA

Illes Malgrats

Localidad: Illa Malgrats, Municipio de Calvià

Superficie 8,75 ha

Altura máxima 62 m

Distancia a Mallorca 397 m

Especies introducidas: *Oryctolagus cuniculus* (extinguido); *Rattus rattus*

Localidad: Illa des Conills, Municipio de Calvià

Superficie 1,06 ha

Altura máxima 29 m

Distancia a Mallorca 190 m

Especies introducidas: *Oryctolagus cuniculus* (extinguido); *Rattus rattus*

Año	Actuación	Duración	Resultados
1987	Estima densidad <i>Rattus rattus</i>		50 ind./ha
1988	Control con rodenticida en cebaderos: Silmurín y Difacinona	98 días	No se consigue la erradicación
1999	Control con rodenticida en cebaderos: Clorofacinona y Bromadiolona	1 año	No se consigue la erradicación
2002-2005	Control con rodenticida en cebaderos : Bromadiolona	3 años	No se consigue la erradicación
2006-2007	Control con rodenticida sin cebadero: Broamdiolona	3 dispersiones	No se detecta presencia posterior
2008-2009	Detección de presencia de <i>Rattus rattus</i>	2 años	No se detecta presencia

Illa de sa Dragonera

Localidad: Illa de sa Dragonera, Andratx

Superficie real 362 ha

Altura máxima 349 m

Distancia a Mallorca 917 m

Especies introducidas: *Oryztolagus cuniculus* (extinguido); *Rattus rattus* y *Mus musculus*

Año	Actuación	Duración	Resultados
1989	Estima densidad <i>Rattus rattus</i>		50 ind./ha
1993	Control con rodenticida en cebaderos		No se consigue la erradicación
2001	Control con rodenticida en cebaderos: Difenacoum	3 dispersiones	No se consigue la erradicación
2003	Control con rodenticida en cebaderos: Difenacoum, Bromadiolona	5 dispersiones	No se consigue la erradicación
2004	Control con rodenticida en cebadero: Broamdiolona	2 dispersiones	No se consigue la erradicación
2005	Control con rodenticida en cebadero: Broamdiolona	2 dispersiones	No se consigue la erradicación
2007	Estima densidad <i>Rattus rattus</i>		33 ind./ha
2008	Control con rodenticida en cebadero: Broamdiolona	3 dispersiones	Sin datos

Illa de Formentor

Localidad: Illa de Formentor, Pollença

Superficie 11,7 ha

Altura máxima 40 m

Distancia a Mallorca 98 m

Especies introducidas: *Rattus rattus*

Año	Actuación	Duración	Resultados
1999	Control con rodenticida en cebaderos: Clorofacinona	1 año	No se consigue la erradicación

Archipiélago de Cabrera

Localidad: Archipiélago de Cabrera, Palma

Superficie 1770 ha

Altura máxima 172 m

Distancia a Mallorca 9000 m

Especies introducidas: *Oryzotagus cuniculus*; *Rattus rattus*; *Mus musculus*; *Felis catus*; *Genetta genetta*; *Atelerix algirus*

Año	Actuación	Duración	Resultados
Década de los 80	Estudio de la presencia de mamíferos		Se detecta <i>Rattus rattus</i> , <i>Mus musculus</i> y un ejemplar de <i>Rattus novergicus</i>
Década de los 80	Control con rodenticidas de zonas habitadas de Cabrera Gran por parte del Ministerio de Defensa		No se consigue la erradicación
1990	Estimas subjetivas de densidad de <i>Rattus rattus</i> en Cabrera e islotes		
1994-1996	Control con rodenticida en cebadero en los islotes: Broamdiolona		No se consigue la erradicación
1999-2000	Control con rodenticida en cebadero en los islotes y en Cabrera Gran: Broamdiolona		No se consigue la erradicación
2002	Control con rodenticida en cebadero en los islotes y en zonas habitadas de Cabrera Gran: Bromadiolona		No se consigue la erradicación
2004-2005	Control con rodenticida en cebadero en los islotes y en zonas habitadas de Cabrera Gran: Bromadiolona		No se consigue la erradicación
2005	Experiencia en la península de Ensiola: dipersión de rodenticida sin cebadero		
2006	Control con rodenticida sin cebadero en la isla de Conills: Bromadiolona	3 dispersiones	
2006	Control con rodenticida en cebadero en los islotes y en zonas habitadas de Cabrera Gran: Bromadiolona		No se consigue la erradicación
2007	Estima de densidad de <i>Rattus rattus</i> en Cabrera Gran (IMEDEA)		1-12 ind./ha
2008	Detección de presencia de <i>Rattus rattus</i> en Conills		No se detecta

IBIZA

Isla de Tagomago e islas e islotes que conforman el Parca Natural de Cala d'Hort**Localidad: Illa de sa Conillera, Sant Josep de sa Talaia**

Superficie 100 ha

Altura máxima 68 m

Distancia a Ibiza 1300 m

Especies introducidas: *Oryctolagus cuniculus* y *Rattus rattus* (Faltan datos actualizados)**Localidad: Illot de na Bosc, Sant Josep de sa Talaia**

Superficie 3,1 ha

Altura máxima 39 m

Distancia a Ibiza 480 m

Especies introducidas: *Rattus rattus* (Faltan datos actualizados)**Localidad: Illot de es Vedrá, Sant Josep de sa Talaia**

Superficie 625 ha

Altura máxima 381 m

Distancia a Ibiza 1854 m

Especies introducidas: *Rattus rattus* (Faltan datos actualizados)**Localidad: Illot de es Vedranell, Sant Josep de sa Talaia**

Superficie 18,7 ha

Altura máxima 117 m

Distancia a Ibiza 822 m

Especies introducidas: *Rattus rattus* (Faltan datos actualizados)**Localidad: Illa de Tagomago, Sant Josep de sa Talaia**

Superficie 62,5 ha

Altura máxima 113 m

Distancia a Ibiza 1600 m

Especies introducidas: *Rattus rattus*; *Felis catus* (Faltan datos actualizados)

Año	Actuación	Duración	Resultados
1999	Estimas de densidad de <i>Rattus rattus</i> : Conillera y Tagomago		
1999	Control con rodenticida en cebadero en Conillera, Tagomago, Vedrá y Vedranell: Bromadiolona y Clorofacinona en	4 reposiciones	No se consigue la erradicación
2004	Control con rodenticida en cebadero en islotes del Parc de Cala d'Hort		No se consigue la erradicación
2008	Control con rodenticida en cebadero en islotes del Parc de Cala d'Hort		Sin datos

FORMENTERA

Localidad: Illa de s'Espalmador

Superficie 147 ha

Altura máxima 22 m

Distancia a Formentera 400 m

Especies introducidas: *Rattus rattus*; *Elyomys quercinus*

Año	Actuación	Duración	Resultados
2004	Estimas de densidad de <i>Rattus rattus</i> y <i>Elyomys quercinus</i>		
2004	Control con rodenticida en cebadero		No se consigue la erradicación

MENORCA

Localidad: Illa d'en Colom, Maó

Superficie 59,5 ha

Altura máxima 40 m

Distancia a Menorca 400 m

Especies introducidas: *Rattus rattus* (Faltan datos actualizados)

Año	Actuación	Duración	Resultados
1999	Control con rodenticida en cebadero: Bromadiolona y Clorofacinona	1 año	No se consigue la erradicación

Discusión

Aunque desconoce el número real de campañas de control o erradicación realizadas en las Baleares, sí se tiene constancia de haber realizado operaciones en 20 islas o islotes con presencia de ratas (en las Baleares hay catalogadas 150 islas/islotes). La tasa de éxito ha sido del 45 %, consiguiéndose la erradicación en 9 islotes (Estell Xapat, Estell Esclatasang, na Redona, Fonoll, L'Olló ses Rates y Conills en el Archipiélago de Cabrera; Malgrats y Conills de Malgrats en Mallorca). Este éxito es muy inferior al de la media mundial, que es del 95% para rata y del 85% para ratón (Howald *et al.* 2007).

Si se analizan con detalle los proyectos realizados en Baleares, se observa que el éxito de los mismos está directamente relacionado con el esfuerzo y la motivación. Una escasa motivación unida a un mínimo esfuerzo, da como resultado una combinación que conduce siempre al fracaso. Un fracaso que se suele justificar en la imposibilidad de desratizar una isla, y si se fracasa ya no hay motivación. Romper este círculo solamente se puede conseguir con proyectos bien planificados que garanticen el éxito.

Algunos de los éxitos de Baleares, tal y como sucedió en Nueva Zelanda en los años 50 (ver introducción) fueron accidentales. Solamente en tres islas se ha realizado una planificación detallada con el objetivo de conseguir la erradicación total: Conills de Cabrera, Malgrats y Conills de Malgrats. Si embargo, en ninguna de ellas se ha contemplado el seguimiento a largo plazo que confirme la erradicación o la elaboración de planes de contingencia ante una posible colonización. La divulgación del éxito de estas campañas al público en general y entre los diferentes departamentos encargados de la conservación en las Baleares, ha sido muy escasa o nula en algunos casos.

Todos los fracasos de las campañas de control o erradicación de ratas en Baleares se deben a su falta de planificación antes de su realización. Se confunde control, una disminución temporal de la población de rata, con la erradicación, la eliminación permanente, por lo que no se dimensionan las campañas adecuadamente y no se dotan con la adecuada financiación. En la mayoría de los casos se desconoce si se ha fracasado o en cambio, se ha tenido éxito, porque no se planifica la realización de un seguimiento posterior. ¿Que sentido tiene restaurar una isla si no podemos compararnos el antes y el después?

La ausencia de planificación suele conducir a efectos sorpresa como la muerte no deseada de especies no diana. Estas muertes, o incluso la mera sospecha o rumor de que se producen, suele significar la paralización de una campaña. Este hecho puede verse muy bien en la isla de sa Dragonera, donde se han relacionado las campañas de desratización con la muerte de Cernícalo común *Falco tinnunculus*. En 10 años de campañas, solamente se ha podido asociar un cernícalo con envenenamiento por rodenticida, pero lo más curioso, en el resultado de los análisis realizados la sustancia activa causante de la muerte nunca no había sido utilizada en las campañas de Dragonera.

La falta de un estricto protocolo de seguimiento del tratamiento con rodenticida en aves, ha impedido verificar realmente las causas de la muerte de las aves.

En islas con más de una especie de roedor o con presencia de pequeños carnívoros, surgen nuevos problemas. En Cabrera Gran se realizan campañas de erradicación de pequeños carnívoros (gato doméstico y gineta) con el objetivo de favorecer el restablecimiento de la Pardela Balear en la isla. En los últimos años se ha detectado un aumento de la densidad de rata negra y ratón doméstico que podría estar relacionado

con la erradicación de estos pequeños carnívoros (Santamaría *et al.*, 2007). En este caso hubiera sido mucho más lógico iniciar la erradicación de los roedores y continuar con la de los pequeños carnívoros.

Conclusión

La erradicación de roedores en islas es una potente herramienta para la restauración del ecosistema, aunque no la única. Las pequeñas islas de las Baleares son importantes para las aves marinas amenazadas y para los innumerables taxones endémicos (reptiles, invertebrados y plantas) que las habita. Restaurar estos ecosistemas insulares es relativamente fácil y los resultados pueden ser espectaculares. ¿Por qué no lo hacemos? Porque quizá no conocemos ni valoramos lo suficiente a nuestras pequeñas islas.

BIBLIOGRAFÍA

Amengual, J. & Aguilar, J. S. The Impact of the Black Rat *Rattus rattus* on the Reproduction of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in the Cabrera National Park, Balearic Islands, Spain. Walmsley, J., Goutner, V., El Hili, A., and Sultana, J. Ecologie des Oiseaux Marins et Gestion Intégrée du Litoral en Méditerranée. IV Symposium Méditerranéen des Oiseaux Marins. 94-121. 1998. Tunis, Les amis des oiseaux et Medmaravis.

Ref Type: Conference Proceeding

Atkinson, I. A. E. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. Moors, P. J. [3], 35-81. 1985. Cambridge, International Council for Bird Preservation. Status and Conservation of the World's Seabirds. ICBP Technical Publication.

Ref Type: Serial (Book, Monograph)

Bourgeois, K., Suehs, C. M., Vidal, E. & Médail, F. (2005). Invasional meltdown potential: Facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Écoscience*, 12, 248-256.

Brooke, M. d. L., Hilton, G. M. & Martins, T. L. F. (2007). Prioritizing the world's islands for vertebrate-eradication programmes. *Animal Conservation*, 10, 380-390.

Butler, D. & Merton, D. (1992). *The Black Robin. Saving the world's most endangered bird*. Auckland: Oxford University Press.

Howald, G., Donlan, C. J., Galvan, J. P., Ruseell, J. C., Parkes, J., Samanieso, A. R. A. C., Wang, Y., Veitch, D., Genovesi, P., Pascal, M., Saunders, A. & Tershy, B. (2007). Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology*, 21, 1258-1268.

Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D. A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E. & Howald, G. R. (2007). Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds: A Global Review. *Conservation Biology*, 22, 16-26.

Lorvelec, O. & Pascal, M. (2005). French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biological Invasions*, 7, 135-140.

Martin, J. L., Thibault, J. C. & Bretagnolle, V. (2000). Black Rat, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology*, 14, 1452-1466.

Palmer, M. & Pons, G. (1996). Diversity in Western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica*, 17, 297-305.

Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C., Paracuellos, M., Escibano, F., Sposimo, P., Baccetti, N., Pascal, M. & Oro, D. (2009). Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biological Invasions*, Published online, 1-21.

Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Icard, J., Torre, F. & Legrand, J. (2008). Introduced predators and cavity-nesting seabirds: unexpected low level of interaction at breeding sites. *Can.J.Zool.*, 86, 1068-1073.

Santamaría, L., Larrinaga, A. R., Latore, L. & Pericás, J. (2007). Herbívoros exóticos del Archipiélago de Cabrera: bases para una estrategia de gestión basada en la minimización de impacto. *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales: 2003-2006* (pp. 293-306). Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

Towns, D. R., Atkinson, I. A. E. & Daugherty, C. H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, 8, 863-891.

Towns, D. R. & Broome, K. G. (2003). From small Maria de massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. *New Zealand Journal of Zoology*, 30, 377-398.

Towns, D. R., Wardle, D. A., Mulder, C. P. H., Yeates, G. W., Fitzgerald, B. M., Parrish, G. R., Bellingham, J. & Bonner, K. I. (2009). Predation of seabird by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos*, 118, 420-430.

Traveset, A., Nogales, M., Alcover, J. A., Delgado García, J. D., López-Darias, M., Godoy, D., Igual, J. M. & Bover, P. (2008). A review on the effects of alien rodents in the Balearic (Western Mediterranean Sea) and Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean). *Biological Invasions*, online, 1-18.

Traveset, A. & Riera, N. (2005). Disruption of a Plant-Lizard Seed Dispersal System and Its Ecological Effects on a Threatened Endemic Plant in the Balearic Islands. *Conservation Biology*, 19, 421-431.

Wilson, K. J. (2004). *Flight of the Huia. Ecology and conservation of New Zealand's frog, reptiles, birds and mammals*. Christchurch: Canterbury University Press.

ESPECIES INTRODUCIDAS AGRICULTURA: NEMATODOS Y ARTRÓPODOS.

Miguel Ángel Miranda¹, Ana González¹ i Diego Olmo². ¹Laboratori de Zoologia. Universitat de les Illes Balears. Cra. Valldemossa km 7,5. Palma de Mallorca. ²Laboratori de Sanitat Vegetal. Conselleria d'Agricultura i Pesca. C/ Eusebi Estada 145. Palma de Mallorca.

RESUMEN

El comercio y transporte de vegetales y sus productos ha supuesto y supone la principal vía de entrada de plagas exóticas de artrópodos y nematodos en las Baleares. Las especies de artrópodos fitófagos de importancia agrícola detectadas en Baleares en los últimos 60 años se incluyen mayoritariamente en los órdenes Acari, Thysanoptera, Hemiptera, Lepidoptera y Diptera, siendo mayoritario el número de especies del orden Hemiptera y en particular el suborden Homoptera con las familias Aleyrodidae, Coccidae y Diaspididae. Muchas de las especies exóticas detectadas en Baleares son fitófagos de importancia mundial y con una distribución cosmopolita en cultivos hortícolas, ornamentales o frutales. Algunos ejemplos a destacar serían el ácaro rojo de los cítricos, *Panonychus citri* (McGregor), el trips de las flores, *Frankliniella occidentalis* (Pergande) o el minador de los brotes de los cítricos *Phyllocnistis citrella* Stainton. En los últimos años, se ha detectado la presencia de al menos dos especies plaga de gran importancia económica, como son el piojo rojo de California *Aonidiella auranti* (Maskell) y la polilla del tomate, *Tuta absoluta* (Meyrick). En cuanto a los nematodos, destaca la presencia de la especie *Globodera rostochiensis* (Wollenweber) Behrens, de gran importancia para el cultivo de la patata. En muchos casos, las poblaciones de enemigos naturales autóctonos (depredadores, parasitoides y entomopatógenos) son capaces de limitar las poblaciones de las plagas introducidas, si bien se precisa de un periodo para que se establezca un equilibrio y se empiecen a observar los efectos. En otros casos, los enemigos naturales son importados desde otros paí-

ses e introducidos en el nuestro para facilitar el control de la plaga introducida. Para ello, es necesario que la especie de enemigo natural introducida también experimente un proceso de aclimatación a las condiciones del lugar de recepción. Finalmente, en la actualidad son numerosas las plagas exóticas que se controlan mediante la aplicación de depredadores, parasitoides y entomopatógenos obtenidos comercialmente que no suelen precisar de periodos de aclimatación.

Palabras clave: plagas agrícolas, especies invasoras, Islas Baleares, control biológico.

INTRODUCCIÓN

Las denominadas “especies invasoras” hacen referencia a todas aquellas que tienen un efecto negativo en la biodiversidad, en las actividades económicas y/ o en la salud (Sakai *et al.*, 2001). Dentro de las especies animales que pueden ser introducidas accidentalmente en una determinada zona, las plagas agrícolas suponen uno de los grupos más abundantes. La actividad agrícola, basada en gran medida en el comercio de productos agrícolas u ornamentales de unas zonas a otras e incluso de unos países a otros, supone una vía de entrada común de especies (Mack *et al.*, 2000; Hulme, 2007). De hecho, la actividad humana suele ser la principal causa de introducción en comparación con la colonización natural, como se ha podido comprobar recientemente en lugares como el Reino Unido para grupos como los homópteros (Smith *et al.*, 2007). A pesar de los controles que se establecen en los puntos de inspección fronterizos mediante las aduanas marítimas y aéreas, debido a su tamaño, las diferentes fases de su ciclo biológico, su elevado potencial de reproducción y la adaptabilidad ecológica que presentan, los ácaros e insectos fitófagos son sin lugar a dudas el principal grupo de animales de los que se han registrado más entradas accidentales en la Comunidad de las Islas Baleares. Un ejemplo de ello son los trips (Tisanópteros), uno de los grupos que debido a su tamaño presenta una gran facilidad de pasar desapercibido en los controles fitosanitarios (Morse & Hoodle., 2005). El hecho de la insularidad, la presencia de un transporte constante e intenso de productos, y el incremento de dicho transporte en los últimos 30 años también ha favorecido la entrada de numerosas plagas agrícolas en las Baleares.

Un aspecto importante de las plagas agrícolas invasoras es su rápida expansión y adaptabilidad a los sistemas seminaturales que suponen los cultivos actuales, debido en gran parte a la homogenización de dichos cultivos en muchas regiones del planeta (Sakai *et al.*, 2001). Además, en numerosas ocasiones la especie invasora entra de forma desapercibida, y por este motivo, resulta interesante evaluar el ries-

go de introducción en determinadas zonas a fin de maximizar los esfuerzos con aquellas especies más relevantes (Worner & Gevrey, 2006; Shine, 2007). Uno de los ejemplos más representativos es la reciente introducción de la polilla del tomate *Tuta absoluta* (Urbaneja *et al.*, 2007), que en el transcurso de dos años ha llegado a colonizar de forma completa todas las zonas productoras de tomate de invernadero y aire libre de Mallorca y Ibiza.

Muchas de las especies agrícolas invasoras no son plagas de importancia en los lugares de origen debido a las relaciones tróficas que se establecen con parasitoides, depredadores y entomopatógenos que limitan sus poblaciones. Cuando dicha plaga se introduce en una zona alóctona, la ausencia de dichos enemigos naturales efectivos en el control de la plaga, contribuye igualmente a que se establezca de un modo exitoso en la nueva región. En numerosas ocasiones, con el paso del tiempo y el establecimiento de relaciones tróficas con la fauna de entomófagos de la zona, aquellas plagas introducidas que en un principio presentaban un potencial biológico muy elevado, se ven limitadas y pueden dejar incluso de ser especies de importancia. Un ejemplo sería la evolución del minador de las hojas de cítricos *Phyllocnistis citrella*, una plaga explosiva cuando se detectó su introducción en la década de los '90 y hoy en día con poblaciones limitadas por la acción de enemigos naturales, principalmente parasitoides tanto autóctonos como también introducidos.

En este documento se realiza un repaso de las principales especies de fitófagos de importancia económica introducidas en Baleares en los últimos 60 años. Las introducciones en la Península fueron revisadas en el trabajo de Pérez Moreno (1999), sin embargo, los datos específicos referidos a Baleares eran escasos. Por la información recogida en el presente trabajo se constata que se han producido menos introducciones de especies plagas en comparación con la Península. En total se ha detectado la entrada de 21 especies: dos especies de ácaros, dos de tisanópteros, siete de hemípteros, seis de lepidópteros, dos de dípteros y finalmente dos especies de nematodos.

A continuación se proporciona una breve información de cada una de las plagas introducidas en Baleares. El listado completo de las especies y año de introducción en Baleares puede consultarse en la Tabla 1.

ÁCAROS

Panonychus citri (McGregor, 1916) (Acari; Tetranychidae)

Es un ácaro de la familia Tetranychidae conocido comúnmente como araña roja o ácaro rojo de los cítricos. El origen de este ácaro es desconocido pero se presume que es del sudeste asiático (McMurtry, 1992) Se encontró por primera vez en Euro-

pa en Yugoslavia en 1959 y se citó en España en 1981 en la Comunidad Valenciana (García-Mari & Rivero, *et al.* 1981). Se ha extendido por las principales zonas cítricas como Estados Unidos, Japón, China, India, Sudáfrica. En Baleares en se registró en 1989 (J. Gomila, com. Personal). Es una plaga que afecta principalmente a los cítricos, aunque también puede atacar a otros frutales de hueso o pepita y a plantas ornamentales. Los daños que causa son decoloración de aspecto mate en los árboles. Posee diversos enemigos naturales destacando en nuestro país el neuroptero Coniopterigido *Conwentzia psociformis* (Curt.) y diversos ácaros fitoseidos como *Euseius stipulatus* (A.H.) o *Neoseiulus californicus* (McGragor). Esta es una especie que desarrolla rápidamente resistencias a los productos fitosanitarios, tanto genéricos como específicos.

TISANÓPTEROS

***Hercinothrips femoralis* (Reuter, 1981) (Thysanoptera; Thripidae)**

Es un tisanóptero de la familia de los Thripidae el cual causa daños en forma de decoloraciones y necrosis en las hojas de un gran número de especies ornamentales de los géneros *Lilium*, *Gladiolus* y *Musa* entre otras. Es de origen afrotropical y se dató su entrada en España en las regiones de Murcia y Valencia en 1988 (Lacasa & Martínez, 1990). En Baleares se detectó en 1990 (J. Gomila, com. personal).

***Frankliniella occidentalis* (Pergande) 1895 (Thysanoptera; Thripidae)**

Es un tisanóptero de la familia Thripidae conocido vulgarmente como trips de las flores. Afecta a numerosas especies vegetales tanto silvestres como cultivadas. Su origen es norteamericano y se empezó a extender internacionalmente a partir del 1980 y ahora se distribuye por todas las regiones hortícolas (Anónimo, 1989). En España se introdujo en invernaderos de Almería (Lacasa, 1990), en 1990 se detectó en Baleares (J. Gomila, com. Personal). En España es una plaga importante de diversos cultivos hortícolas como el tomate, el pimiento y la berenjena, también afecta a frutales de hueso y viñedo. Su mayor importancia no radica directamente por su alimentación directa de la planta, sino en que es el transmisor del virus del bronceado del tomate (TSWV) (Wijkamp, *et al.*, 1993) que junto al TYLCV en uno de los virus más importantes en los cultivos hortícolas de Baleares. Tiene un gran número de depredadores como tisanópteros del género *Aeolothrips*, hemípteros antocóridos y míridos, así como ácaros fitoseidos como el género *Amblyseius*. En cuanto a parasitoides, en España sólo se conoce el himenóptero *Ceranisus menes* Walker 1842.

HETERÓPTEROS

Corythucha ciliata (Say, 1832) (Heteroptera; Tingidae)

Es un hemíptero de la familia Tingidae conocido como el tigre del plátano. Su origen es norteamericano y que se extendió encontrándose por primera vez en Europa en el año 1964 en Padova, posteriormente ha ido colonizando el resto de Europa hasta datarse en España en el 1979 (Gil y Mansilla, 1981). En Baleares se detectó su presencia en 1988 (J. Gomila, com. Personal). Es plaga de los denominados plátanos de la sombra (*Platanus orientalis* L. y *P. occidentalis* L.) pero también pueden atacar a muy diversas especies de plantas ornamentales. Los daños que causan son decoloraciones de las hojas y deposición en las hojas de melaza y mudas que dificultan el proceso fotosintético de la planta. Si el ataque es intenso puede acabar con amarilleo total de las hojas o defoliación masiva, además la presencia de melaza y las picaduras alimenticias favorecen la entrada en la planta del hongo *Gnomonia platani* Kleb., el cual se convierte en un daño secundario producido por la presencia del insecto. Como depredadores posee hemípteros de los géneros *Anthocoris* sp. y *Orius* sp., neurópteros del género *Chrysopa* sp. y parasitoides del género *Erythmelus* sp.

HOMÓPTEROS

Aleurothrixus floccosus (Maskell, 1895) (Homoptera; Aleyrodidae).

Es un hemíptero de la familia Aleyrodidae conocido como la mosca blanca algodonosa de los agríos o de los cítricos. Es nativa de la parte central y sur de América (Mound & Halsey, 1978). En España se detectó en 1968 en Málaga (Moreno, 1973) mostrándose como plaga muy perjudicial. Posteriormente en 1970 se introdujeron los parasitoides *C. noacki*, *E. paulistus* y *A. spiniferus* (Ministerio de Agricultura, 1975) observándose su gran eficacia de control por parte de *C. noacki* y *A. spiniferus*. En Baleares se detectó la plaga en 1977 (J. Gomila, com. Personal). Los daños que produce son derivados de la succión de savia y de la presencia de melaza que provoca que la planta tenga menor función clorótica al quedar cubierta de negrilla (*Fumagina* spp). Sus depredadores están representados por las especies de coccinélidos *Adalia bipunctata* L., *Coccinella septempunctata* L., *Novius (Rodolia) cardinalis* Muls. (especie introducida), *Clitostethus arcuatus* (Rossi), *Chilocorus bipustulatus* (L.) y de neurópteros *Chrysopa* sp. y *Conwentzia psociformis* Curt.

Dialeurodes citri (Ashmead, 1885) (Homoptera; Aleyrodidae).

Es un hemíptero perteneciente a la familia de los Aleyrodidae conocido como mosca blanca de los cítricos o de los agríos. Es una plaga originaria del sudoeste de Asia, se ha

distribuido por toda Europa datándose por primera vez en la Costa Azul en Francia en el 1945 (Pussard, 1953), en España se detectó en otoño de 1987 en Alicante (Garrido, 1989) y en 1992 ya se había dispersado llegando a detectarse en las Baleares (J. Gomila, com. Personal). Produce daños por alimentación y melaza. Sus enemigos naturales son himenópteros parasitoides como el afelínido *Encarsia lahorensis* Howard que parece ser el más eficaz y que fue introducida en 1974 en Italia desde California (Viggiani y Mazone, 1977).

***Parabemisia myricae* (Kuwana, 1927) (Homoptera; Aleyrodidae).**

Se trata de un hemíptero de la familia Aleurodidae llamada mosca blanca del laurel japonés. *P. myricae* es originaria de Asia y se encuentra distribuida por Europa y en España se detectó en Málaga en 1989 (García-Segura *et al.*, 1992), llegando a las Baleares en el año 1994 (J. Gomila, com. personal). Se encuentra citada en varias especies vegetales de las que se destaca el género *Citrus* en el que representa un grave problema en España. Los daños que causa son debidos a la inyección de saliva con la alimentación y a la producción de melaza, dando deformación de los tejidos y debilitando el árbol, apareciendo los frutos manchados y disminuyendo la cosecha. Como parasitoides *Eretmocerus debachi* Rose and Rosen (Soto *et al.*, 1999) ha demostrado ser eficaz en su control. Las especies depredadoras de *P. myricae* son numerosas, varias especies de ácaros como *Euseius delhiensis* Naryanan y Kaur, *Euseius rubini* (Swirski y Amitai), *Amblyseius swirskii* Athias-Henriot, *Typhlodromus athiasae* Porath y Swirski, *Iphiseius degenerans* (Berlese); neurópteros como *Conwentzia hageni* Banks, *Chrysoperla carnea* Stephen y *Symphorobius sanctus*; coccinélidos como *Clitostethus arcuatus* Ros., *Chilocorus bipustulatus* L., *Exochomus quadripustulatus* L., *Adonia variegata* (Goeze), *Nephaspis amnicola* Wingo y *Delphastus pusillus* (Le Conte).

***Pterochloroides persicae* (Cholodkosky, 1899) (Homoptera; Aphidae)**

Es un hemíptero de la familia Aphididae conocido vulgarmente como pulgón de las ramas del almendro o del melocotonero. Es originaria del Medio Oriente y se ha extendido por el Mediterráneo llegando a España en el 1994 en Murcia donde se detecta su presencia sobre almendro (Lucas, 1995), en Baleares se detecta su presencia en 1994 (J. Gomila, com. Personal). Vive preferentemente sobre árboles del género *Prunus* spp. Los daños más importantes se producen sobre melocotonero y almendro donde la importante succión de savia puede llegar a secar ramas e incluso el árbol, así mismo la melaza deprecia los frutos. Los enemigos naturales que posee son depredadores coccinélidos como *Coccinella septempunctata* L., neurópteros como *Chrysoperla carnea* (Stephens) y dípteros sírfidos.

***Protopulvinaria pyriformis* (Cockerell, 1894). (Homoptera; Coccidae).**

Se trata de un cóccido cuyo origen probable es el continente americano, donde se encuentra en todas las zonas de subtropicales, además de en Sudáfrica y España (Rivero, 1966). Es una cochinilla polífaga que se puede encontrar en aguacates, mango, laurel, cítricos, al igual que en hiedra y otras ornamentales. Su primera observación en España se produjo en 1963 sobre aguacates en Almuñécar (Granada) (Rivero, 1966). Luego fue citada en laurel en Valencia y laurel, hiedra, limón, aguacate y rara vez en naranjo, en la provincia de Málaga. (Pérez Moreno, 1999). En Baleares se observa actualmente con frecuencia en laurel y hiedra. Aunque no es posible datar de su primera cita, se sospecha que su introducción se produjo a mediados de los años 80 del siglo pasado, época en la que se extendió por la costa mediterránea peninsular, y pudo llegar a las islas a través del comercio de plantas ornamentales procedentes de viveros de esa zona.

***Coccus pseudomagnoliarum* (Kuwana, 1914). (Homoptera; Coccidae).**

Este cóccido fue detectado por primera vez en Baleares en julio de 2008, en concreto en unos naranjos amargos ornamentales del municipio de Inca. (Anónimo, 2008b). Anteriormente, en 2006, se había detectado su presencia en parcelas de naranjos abandonadas de la Comunidad Valenciana. En ambas regiones españolas no se ha detectado causando daños en plantaciones comerciales de cítricos. Está también presente aunque sin causar daños en Italia y Grecia, y causa algunos daños en Turquía y Montenegro (Anónimo 2006)

***Aonidiella auranti* (Maskell, 1879) (Homoptera; Diaspididae)**

El piojo rojo de california, está extendido por todas las zonas citrícolas del mundo. Su origen parece situarse en el Extremo Oriente. Es uno de los diáspididos más agresivos de los cítricos sobretodo en variedades tardías (Llorens, 1990), aunque no es exclusivo de este cultivo, ya que es una especie muy polífaga que se encuentra con frecuencia en plantas ornamentales. En España Gómez Menor lo cita en Alicante en 1955, aunque parece que pasó inadvertida o con poca importancia agrícola hasta 1985, cuando se detectó en diversos focos en la Comunidad Valenciana y Andalucía (Rodrigo y García Marí, 1990 y 1992, Alfaro-Lassala *et al.* 1993 y 1999; Moner, 1994). En las Islas Baleares no se detectó hasta 2006, cuando se detectaron focos por primera vez en sa Pobla (Mallorca) e Ibiza (Anónimo, 2007). Actualmente está extendida en la mayoría de las parcelas comerciales de la isla de Mallorca.

***Chrysomphalus aonidum* (L., 1758) (Homoptera; Diaspididae)**

En abril de 2008 se detectó por primera vez en Baleares esta cochinilla de la familia Diaspididae sobre unos naranjos de la variedad navel en Andratx (Anónimo 2008a). El piojo rojo de Florida, como se conoce vulgarmente, está presente en la mayoría de regiones cítricas del mundo (Borras *et al.* 2006). En España había sido citado por Lindiger (1917) en plantas ornamentales y cítricos en Canarias, posteriormente Gómez Menor (1937) la citó sobre *Myrtus communis* en Madrid. En 1999 fue observada por primera vez sobre cítricos peninsulares por García Marí *et al.* (2000), en concreto en la ciudad de Valencia. Aunque *C. aonidum* es una especie muy polífaga muestra clara predilección por los cítricos donde puede causar daños económicos importantes, sin embargo en España no se ha manifestado hasta ahora su potencial como plaga en parcelas comerciales de cítricos.

LEPIDÓPTEROS***Tuta absoluta* (Meyrick, 1917) (Lepidoptera; Gelechiidae)**

Es un lepidóptero de la familia Gelechiidae conocido vulgarmente como la oruga o polilla del tomate. Es de origen suramericano y se detectó por primera vez en España a finales del año 2006 en la provincia de Castellón, extendiéndose rápidamente y llegando a Baleares en 2007 detectándose en Ibiza (Urbaneja *et al.*, 2007; Anónimo, 2007b) y posteriormente en el 2008 en Mallorca dando importantísimas pérdidas en la producción en Baleares. Es una plaga que afecta a las solanáceas teniendo preferencia por los cultivos de tomate, la berenjena, patata entre otras. Los daños que causa se deben a su larva, la cual se alimenta de las hojas, tallos y frutos creando unas galerías, en el caso de las hojas reduce la superficie fotosintética y en el caso de los frutos los deprecia totalmente. Como enemigos naturales se conocen himenópteros parasitoides tricogramátidos como *Trichogramma achaeae* Nagaraja y Nagarkatti, *Trichogramma pretiosum* Riley, braconidos como *Pseudapanteles dignus* (Muesebeck) y eulópidos como *Dineulophus phthorimaeae* (De Santis). Como depredadores se han citado hemípteros de la familia de míridos y nábidos destacando *Nesidiocoris tenuis* Reuter, *Macrolophus pygmaeus* (Rambur), *Nabis pseudoferus* Remane.

***Cacyreus marshalli* Butler, 1898 (Lepidoptera; Lycaenidae)**

Este lepidóptero de la familia Lycaenidae es conocido vulgarmente como la mariposa de los geranios (*Perlagonium* sp., y *Geranium* sp.), al ser estas sus plantas nutricias (Anónimo, 2002). Actualmente se ha convertido en la plaga más importante de los geranios en España. Su origen es sudafricano (Clarke & Dickson, 1971), y su intro-

ducción en Europa se produjo en 1989, en Calvià, Mallorca (Eistchberger & Stamer 1990). Un año después Sarto y Masó (1991) comprobaron que el insecto se había establecido en toda isla. Posteriormente se ha encontrado a otras regiones españolas como Valencia, Murcia o la Rioja, y otros países europeos como Bélgica (Troukens, 1991), Portugal, Francia (Terrier, 1998) e Italia (Zilli *et al.* 2001),

***Epichoristodes acerbella* (Walker, 1864). (Lepidoptera; Tortricidae)**

Se trata de un Lepidóptero originario de Sudáfrica y que en la actualidad se distribuye en Kenia, Madagascar, Estados Unidos y Europa. Se detectó en la década de los 60 en Alemania con importación de *Dianthus* spp. y *Chrysanthemum* spp. En la actualidad se encuentra en invernaderos de Dinamarca, Noruega, Reino Unido, Alemania, Austria y Holanda, así como en plantas cultivadas y silvestres de Italia, Francia y Alemania. En España se detectó por primera vez en Barcelona en 1976, (Pérez Moreno, 1991). En Baleares se detectó en 1981 (J. Gomila, com. personal). Ataca a todo tipo de claveles, tanto los cultivados como los silvestres, y tanto en invernaderos como en campo abierto. También puede atacar a *Chrysanthemum*, *Erigeron*, *Fragaria*, *Gerbera*, *Malus*, *Medicago*, *Prunus*, *Pyrus*, *Rhamnus*, *Rosa*, *Rumex*, y *Sonchus*. Perfora las hojas jóvenes y las yemas secándolas.

***Grapholita molesta* Busck, 1916. (Lepidoptera; Tortricidae)**

Se trata de un Tortricidae conocido como polilla oriental del melocotonero y originaria del noroeste de China que en la actualidad se encuentra ampliamente distribuida por todas las zonas productoras de frutales de hueso del mundo en Asia, Europa, Norte y Sudamérica, Norte de África, Oriente Medio, Nueva Zelanda y Australia (Rothschild & Vickers, 1991). En España su entrada se detectó en 1974 (Pérez Moreno, 1999) mientras que en Baleares fue en 1984 (J. Gomila, com. personal). Su principal hospedador es el melocotonero en el que las larvas afectan a los brotes y a los frutos. Actualmente su control se basa en el uso de feromonas mediante la técnica de confusión sexual.

***Lobesia botrana* Denis and Schiffermuller, 1775 (Lepidoptera; Tortricidae)**

Es un lepidóptero de la familia Tortricidae llamada comúnmente como polilla del racimo, lobesia, arañuela, barrenillo de la uva, hilandero de la vid, polilla de las uvas o torcedora del racimo. En Europa se ha propagado especialmente a finales del siglo XIX y principios del XX, por lo que su adaptación a la vid puede considerarse como

relativamente reciente (Bobey, 1966). En España se detectó en 1979 y curiosamente su presencia no se ha confirmado en Baleares hasta el año 2000 en Mallorca y el 2006 en Cabrera (Torres-Vila *et al.*, 2006). Desde entonces hasta ahora no se han producido daños y de hecho, las capturas en las trampas con feromona sexual específica que cada año de colocan en Mallorca son de menos de 5 individuos/año. Es una plaga que afecta principalmente a la vid (*Vitis* spp.) pero también la podemos encontrar en los géneros *Arbutus*, *Berberis*, *Clematis*, *Daphne*, *Lonicera*, *Ribes*, *Rosmarinus* y *Ziziphus*. Respecto a los enemigos naturales se conocen parasitoides de las familias de icneumonídeos, bracónidos y pteromálidos, sin embargo su eficacia parece bastante baja y sólo se han encontrado reducciones importantes de la población sobre las pupas invernantes por los pteromálidos *Dybrachys affinis* Masi y *D. cavus* Walk. (García-Marí & Ferragut-Pérez, 2002).

***Phyllocnistis citrella* Stainton, 1856. (Lepidoptera; Phyllocnistidae)**

Originaria de Asia y actualmente distribuida en África, Australia y América. En España se detectó en 1993 en Málaga y Cádiz (Amorós & Gonell, 1994). En Baleares se detectó en septiembre de 1994 (J. Gomila, com. personal). Ataca principalmente a las especies del género *Citrus* en la época de brotación de las hojas jóvenes. Las larvas producen una mina característica en las hojas, particularmente en el envés de las hojas jóvenes, de forma sinuosa y sin atravesar la nervadura principal de la misma. La pupa se suele encontrar en el borde de la hoja, protegida por un doblez de la misma que provoca la prepupa mediante seda. Aunque en un primer momento supuso una plaga de gravedad para la citricultura, en la actualidad es controlada por multitud de enemigos naturales, principalmente parasitoides de la familia Eulophidae, tanto de la fauna autóctona como algunas especies introducidas.

DÍPTEROS

***Liriomyza trifolii* (Burgues, 1880). (Diptera; Agromyzidae)**

Especie de origen norteamericano e introducida en Canarias en 1975 y en 1982 en la Península (Echevarría *et al.*, 1994). En Baleares se detectó en 1986 (J. Gomila, com. personal). Todos los adultos del género son dípteros de pequeño tamaño, menos de 3 mm, lo que dificulta la correcta identificación de las diferentes especies del género presentes en nuestra zona. Es una especie polífaga que ataca a gran cantidad de cultivos hortícolas como judía, tomate, pepino, pimiento, berenjena, apio, melón, así como ornamentales. El daño característico es una galería provocada en las hojas por las larvas a nivel del tejido parenquimático y que vulgarmente se conocen como “submarinos”.

***Liriomyza huidobrensis* (Blanchard, 1926). (Diptera; Agromyzidae)**

Especie originaria de Sudamérica y detectada en España en 1992 (Cabello & Belda, 1992; Echevarría et al., 1994;). En Baleares se detectó en 1992 (J. Gomila, com. personal). Se trata al igual que la especie anterior de un minador de las hojas de cultivos hortícolas. En la actualidad el control de todas las especies de minadores se basa en gran medida en el uso de enemigos naturales muchos de ellos de origen comercial.

NEMATODOS***Globodera rostochiensis* (Wollenweber) Behrens y *Globodera pallida* (Stone) Behrens. (Nematoda; Heteroderidae).**

El lugar de origen de las dos especies son las montañas de los Andes de donde se importó el cultivo de la patata. En la actualidad se encuentran distribuidas por todas las regiones en las que se cultivan patatas. Cada una de las especies presenta patotipos, cinco en el caso de *G. rostochiensis* y tres en el de *G. pallida*. Las hembras de las dos especies forman quistes en las raíces de las plantas que limitan de forma importante la producción de patata. *Globodera pallida* o nematodo blanco de la patata se conoce en Baleares desde el año 1977 (J. Gomila, com. personal). En el año 2000 se detectó por primera vez la presencia de *G. rostochiensis*, el nematodo dorado de la patata (Andrés et al., 2006).

Tabla 1. Listado de especies de plagas introducidas en Baleares en los últimos sesenta años. Se especifica su posición taxonómica, los cultivos a los que afecta y su año de detección tanto en la Península como en Baleares. Algunas especies que se han citado en la Península todavía no se conoce su presencia en Baleares y se señalan como “;?”. (Elaboración propia a partir de la información aparecida en Pérez Moreno (1999) y comunicaciones personales del Sr. J. Gomila).

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	CULTIVOS AFECTADOS	AÑO DETECCIÓN PENÍNSULA	PRESENCIA Y AÑO DETECCIÓN BALEARES
PROSTIGMATA	ERIOPHYIDAE	<i>Calacarus carinatus</i> (Green)	ornamentales, té, etc.	1990	;?
	TETRANYCHIDA	<i>Panonychus citri</i> (McGregor)	cítricos	1981	1989
		<i>Tetranychus evansi</i> Baker & Prichard	tomate, patata, etc.	1997	2002
	MICRODISPIDAE	<i>Brennandania lambi</i> (Krczal)	champiñón	1996	;?
THYSANOPTERA	THRIPIDAE	<i>Frankliniella occidentalis</i> (Pergande)	hortícolas, florales, etc.	1986	1990
		<i>Hercinothrips femoralis</i> (Reuter)	ornamentales	1984	1990

HEMIPTERA	TINGIDAE	<i>Corythucha ciliata</i> (Say)	plátano de sombra	1980	1988
	ALEYRODIDAE	<i>Aleurothrixus floccosus</i> (Maskel)	cítricos	1968	1977
		<i>Dialeurodes citri</i> (Ashmead)	cítricos, aligustres	1987	1992-1993
		<i>Parabemisia myricae</i> (Kuwana)	cítricos	1990	1994
		<i>Paraleyrodes minei lacarino</i>	cítricos, manzano, tomate	1990	¿?
		<i>Pterochloroides persicae</i> (Cholodkosky)	frutales	1994	1994
	COCCIDAE	<i>Protospulvinaria pyriformis</i> (Cockerell)	aguacate, cítricos, laurel, etc.	1965	1989
		<i>Coccus pseudomagnoliarum</i> (Kuwana)	Cítricos, ornamentales	2006	2008
		<i>Ceroplastes floridensis</i> Comstock	cítricos	1991	¿?
	DIASPIDIDAE	<i>Aonidiella auranti</i> (Maskell)	cítricos, frutales, etc.	1955	2006-1999
<i>Chrysomphalus aonidum</i> (L.)		cítricos, ornamentales	2000	2008-2002	
LEPIDOPTERA	GELECHIIDAE	<i>Tuta absoluta</i> (Meyrick)	tomate	2006	2007
	LYCAENIDAE	<i>Cacyreus marshalli</i> Butler	geranios	1989	1987-1989
	TORTRICIDAE	<i>Epichoristodes acerbella</i> Walker	clavel	1975	1981
		<i>Grapholita molesta</i> Busck	melocotonero	1974	1984
		<i>Lobesia botrana</i> (L.)	vid	1879	2000-2006
PHYLLOCNISTIDAE	<i>Phyllocnistis citrella</i> Stainton	cítricos	1993	1994	
DIPTERA	AGROMYZIDAE	<i>Liriomyza trifolii</i> (Burgess)	hortícolas	1975	1986
		<i>Liriomyza huidobrensis</i> (Blanchard)	hortícolas	1991	1992
NEMATODA	Heteroderidae	<i>Globodera rostochiensis</i> / <i>G. pallida</i> Behrens	patata	1952	1977- 2000

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento al Sr. Joan Gomila por la ayuda prestada en completar la información sobre los años de introducción de diferentes plagas en las Baleares en los últimos 60 años.

BIBLIOGRAFÍA

ALFARO LASSALA, F.; CUENCA MONTAGUT, F. J Y C. FERRER GARCÍA. 1993. Piojo rojo de California. *Levante Agrícola*, 2o trimestre: 101-108.

ALFARO, F., CUENCA F. Y ESQUIVA, M. 1999. Problemática actual del piojo rojo de California en la Comunidad Valenciana. *Comunitat Valenciana Agraria*, 13: 21-28

AMORÓS, J. Y GONELL, J. 1994. Una nueva plaga en la citricultura: el denominado “minador de los cítricos” (*Phyllocnistis citrella* Staint.). *Levante Agrícola*, 326: 77-79.

ANDRES MF, ALONSO R Y A ALEMANY. 2006 First Report of *Globodera rostochiensis* in Mallorca Island, Spain. *Plant Disease*, 2006, Volumen 90, Number 9, pp. 1262 DOI: 10.1094/PD-90-1262C

ANÓNIMO. 1989. Data sheets on quarantine pests *Frankliniella occidentalis* Bulletin OEPP/EPPO A2 quarantine pest (OEPP/EPPO, 1989).

ANÓNIMO (2002). Diagnostic protocols for regulated pests Protocoles de diagnostic pour les organismes réglementés *Cacyleus marshalli* Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 32, 241-243.

ANÓNIMO (2006) www.agricultura.gva.es/rvfc/pdfs/coccus.pdf. [consulta 7 de marzo de 2010].

ANÓNIMO (2007a). Poll Roig de Califòrnia, *Aonidiella aurantii*. *Butlletí de Sanitat Vegetal* 3/07, març 2007. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.

ANÓNIMO (2007b). NOVA PLAGA DE LA TOMATIGUERA: *Tuta absoluta*. *Butlletí de Sanitat Vegetal* 9/07, setembre 2007. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.

ANÓNIMO (2008a). Nova cotxinilla als cítrics de Mallorca (*Chrysomphalus aonidium*). *Butlletí de Sanitat Vegetal* 4/08, abril 2008. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.

ANÓNIMO (2008b). Còccids: cotxinilles, polls i serpetes. *Butlletí de Sanitat Vegetal* 7/08, Juliol 2008. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.

BOBEY, P. 1966. Superfamille des *Tortricoidea*. In Balachowsky A.S. (ed.), *Entomologie Appliquée à l'Agriculture Masson et Cie., Paris*, 2 (1): 859-887.

BORRAS M., SOTO A., GARCÍA MARÍ, F. (2006). Evolución estacional de *Chrysomphalus aonidium* (L.) Hemiptera diaspididae y prospección en Valencia.

CABELLO, T. Y BELDA SUÁREZ, J., 1992: *Liriomyza huidobrensis* (BLANCHARD, 1926) (Diptera: Agromyzidae) nueva especie plaga en cultivos hortícolas en invernaderos de España. *Phytoma España*, n.º 42: 37-43

CLARK, G.C. Y DICKSON, C.G.C. 1971. Life histories of the South African lycaenid butterflies, pp. 60-61. Purnell, Cape Town, South Africa.

ECHIVARRÍA, C. GIMENO Y R. JIMÉNEZ. 1994. *Liriomyza huidobrensis* (Blanchard, 1926) (Diptera, Agromyzidae) una nueva plaga en cultivos valencianos. *Bol. San. Vég. Plagas*, 20: 103-109.

EITSCHBERGER, U., Y STAMER, P. 1990. *Cacyreus marshalli* Butler, 1898, eine neue Tagfalterart für sie europäische Fauna? (Lepidoptera, Lycaenidae). *Atalanta*, 21(1/2): 101-108.

GARCÍA-MARÍ, F. Y RIVERO, J. M. 1981. El ácaro rojo *Panonychus citri* (McGregor), nueva plaga de los cítricos en España. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 7(1-2): 65-77.

GARCÍA-MARÍ, F. Y FERRAGUT PÉREZ, F. 2002. Las plagas agrícolas. 3ª Edición. *Phytoma-España S. L.*, pág 298-299.

GARCÍA MARÍ, F, SOTO A., HERNÁNDEZ, P., RODRIGO, E. Y RODRÍGUEZ J.M. (2000). Una nueva cochinilla aparece en los cítricos valencianos *Chrysomphalus aonidum*. *Phytoma* 117: 35-40

GARCÍA-SEGURA, S., GARIJO, C. Y GARCÍA, E. J. 1992. Contribución al conocimiento y control de *Parabemisia myricae* (Kuwana, 1927) (Insecta: Homoptera: Aleyrodidae) en Málaga (sur España). *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 18: 57-67.

GARRIDO, A. 1989. Mosca blanca de los cítricos (*Aleurothrixus floccosus* Mask). El campo. *Boletín de información agrária*, 113: 42-46.

GIL, M. Y MANSILLA, J.P. 1981. Descripción de una nueva plaga de *Platanus* spp. En España. *Comunicación INIA*, 15: 5-11.

GÓMEZ MENOR, J. (1937). Coccidos de España. Instituto de Investigaciones Agronómicas. Estación de Fitopatología Agrícola de Almería.

GÓMEZ MENOR, J. (1955). Cochinillas que atacan a los frutales: fam. Diaspididae. *Bol. Pat. Veg. Y Ent. Agric.* XXII. 1-107.

HULME, P. E. 2007. Biological Invasions in Europe: Drivers, Pressures, States, Impacts and Responses Issues in Environmental Science and Technology, No. 25 Biodiversity Under Threat Edited by RE Hester and RM Harrison

LACASA, A. 1990. Un trienio de *Frankliniella occidentalis* en España: evolución temporal y espacial de una plaga importada. *Phytoma España*, 6: 3-8.

LACASA, A y MARTÍNEZ, M. A. 1990. Notas sobre la biografía de *Hercinothrips femoralis* (Reuter) (Thys.: Thripidae), potencial plaga en las plantas ornamentales. *Boletín de Sanidad Vegetal Plagas*, 14: 67-75.

LINDIGER (1917). Observaciones e investigaciones en las Islas Canarias. *Eco del ministerio canario* 440:3-6.

LLORENS, J.M. (1990) Homoptera I. Cochinillas de los cítricos y su control biológico. Pisa Ediciones. Alicante. 260 pp.

LUCAS, A. 1995. S. S. V. de Murcia. Indidencia de las plagas y enfermedades en las comunidades autónomas durante 1994. *Phytoma España*, 67: 51-54.

MCMURTRY, J. A.. 1992. Dynamics and potential impact of egeneralistí phytoseiids in agroecosystems and possibilities for establishment of exotic species. *Experimental and Applied Acarology*, 14:3-4

MACK, R. N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H., CLOUT, M. y BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic Invasions: causes, epidemiology, global consequences , and control. *Ecological Applications* 10 (3), pp. 689- 710

MINISTERIO DE AGRICULTURA, DIRECCIÓN GENERAL DE LA PRODUCCIÓN AGRARIA. 1975. Lucha biológica contra la mosca blanca mediante *Cales noacki*. Servicio de defensa contra plagas e inspección fitopatológica. España.

MONER, J. P. 1994. Métodos de lucha contra cóccidos. *Levante Agrícola*, 2º trimestre: 122-129

MORENO, R. 1973. Ciclo evolutivo de *Aleurothrixus howardi* Quaint. en Málaga (España). *1º Congreso Mundial de Citricultura. Murcia-Valencia (España)*. I: 417-425.

MORSE, J. G. y HODDLE, M. S. 2005. Invasion Biology of Thrips. 10.1146/annurev.ento.51.110104.151044

MOUND, L. A. y HALSEY, S. H. 1978. Whitefly of the world. A systematic catalogue of the Aleyrodidae (Homoptera) with host plant and natural enemy data. *J. wiley and Sons, Chichester U.K.*, 340pp.

PÉREZ MORENO, I. 1999. Plagas introducidas en España Península en la segunda mitad del S. XX. *Bol. S.E.A.* nº 25:39-46

PUSSARD, M. R. 1953. A propos de la presence en France de d. citri (Hemi. Aleurodididae). *C. R. de l'Academie d'Agriculture de France.*, 39: 199-202.

RIVERO, J.M. 1966. Nota sobre una plaga de agrios y aguacates. *Levante Agrícola*, mayo: 17-18

RODRIGO, E. Y GARCÍA-MARÍ, F. 1990. Comparación del ciclo biológico de los diaspinos *Parlatoria pergandii*, *Aonidiella aurantii* y *Lepidosaphes beckii* (Homoptera, diaspididae) en cítricos. *Boletín de Sanidad Vegetal de Plagas*, 16: 25-35.

RODRIGO, E. Y GARCÍA-MARÍ, F. 1992. Ciclo biológico de los diaspinos de cítricos *Aonidiella aurantii* (Mask.), *Lepidosaphes beckii* (Newm.) y *Parlatoria pergandei* (Comst.) en 1990. *Boletín de Sanidad Vegetal de Plagas*, 18: 31-44.

ROTHSCHILD, G.H.L Y VICKERS, R.A. 1991. Biology, ecology and control of the oriental fruit moth. *World Crop Pests*, Vol. 5, Tortricid Pests: their Biology, Natural Enemies and Control (ed. by LPS van der Geest & HH Evenhuis), pp. 389-412. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

SAKAI AK, ALLENDORF FW, HOLT JS *ET AL.* (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 305-332.

SARTO I MONTEYS, V.; MASO, A. (1991). Confirmation of *Cacyreus marshalli* as a new species for the fauna of Europe]. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas* 17, 173-183.

SHINE, C. 2007. Invasive species in an international context: IPPC, CBD, European Strategy on Invasive Alien Species and other legal instruments. OEPP/EPPO, *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 37, 103-113.

SMITH, R. M. , BAKER R. H. A., MALUMPHY C. P. , HOCKLAND S., HAMMON R. P., OSTOJÁ-STARZEWSKI J. C. Y COLLINS D. W. 2007. Recent non-native invertebrate plant pest establishments in Great Britain : origins, pathways, and trends *Agricultural and Forest Entomology* (2007), 9, 307-326

SOTO, A.; OHLENSCHLÄGER Y GARCÍA-MARÍ, F. 1999. Situación del control biológico de las moscas blancas de cítricos *Aleurothrixus floccosus*, *Parabemisia myricae* y *Dialeurodes citri* en la Comunidad Valenciana. *Levante Agrícola*, 4º trimestre: 475-484.

TERRIER V. 1998. *Cacyreus marshalli* Butler, 1898 espèce nouvelle pour la France, le Portugal e le Maroc. *Alexanor* 20 (3) [1997]:143-144.

TORRES-VILA, L.M; MCMINN, M.; RODRÍGUEZ MOLINA M. C., RODRÍGUEZ-MOLINA, A. 2006. Primera cita de “Lobesia botrana” Den. et Schiff. (Lepidoptera: Tortricidae) en la isla de Cabrera (Islas Baleares). *Bolletí de la Societat d’Història Natural de les Balears*, Nº. 49, pags. 45-50

TROUKENS, W. 1991. [*Cacyreus marshalli* found in Belgium]. *Phega* 19, 129-131.

URBANEJA A., VERCHER, R., NAVARRO, V., GARCÍA MARÍ, Y F. PORCUNA, JL. 2007. La polilla del tomate, *Tuta absoluta*. *Phytoma- España* nº 194, 16- 23.

VIGGIANI, G. Y MAZONNE, P. 1977. Introdotta in Italia la *Prospaltella lahorensis* How. Per il controllo biológico di *Dialeurodes citri* (Ashm.). *Informatore Fitopatologico*, 27:5-7.

WIJKAMP, I., VAN LENT, J., KORMELINK, R., GOLDBACH, R. Y PETERS, D. 1993. Multiplication of tomato spotted wilt virus in its insect vector, *Frankliniella occidentalis*. *Journal of General Virology*, 74: 341-349.

WORNER S. P. Y GEVREY M. 2006. Modelling global insect pest species assemblages to determine risk of invasion. *Journal of Applied Ecology* 43, 858-867

ZILLI A., MALTZEFF P., PINZARI M., RAINERI V. 2001. I Lepidotteri della tenuta presidenziale di Castelporziano (Lepidoptera). *Boll. Ass. romana Ent.* 56 (1/4): 13-48.

ESPECIES INTRODUCIDAS Y AGRICULTURA: HONGOS, VIRUS Y BACTERIAS

Diego Olmo. Laboratori de Sanitat Vegetal. Conselleria d'Agricultura i Pesca. C/ Eusebi Estada 145. Palma de Mallorca.

La agricultura constituye una importante vía de introducción de especies en territorios donde antes no estaban presentes. Podríamos remontarnos a la gran cantidad especies vegetales que en la antigüedad se adaptaron al cultivo en nuestro país, traídas de Oriente o de América. Sin embargo, nuestro objetivo en este trabajo es situarnos en épocas más recientes y describir, no las especies vegetales, si no las enfermedades que las acompañan.

Trataremos algunos ejemplos de organismos nocivos para los vegetales, introducidos recientemente en Baleares o que presenten alto riesgo de introducción. Los criterios para haber elegido éstas enfermedades, y no otras, se basa en su virulencia, su reciente detección, la posibilidad de afectar a especies silvestres, e incluso la importancia que se les da desde las autoridades de la sanidad vegetal.

PROTISTAS

Phytophthora ramorum Werres, de Cock & Man in't Veld

- Año de detección en Baleares: 2002

- Año de detección en España: 2002

En Europa se suele encontrar sobre *Rhododendron* sp., *Viburnum* sp., *Camellia* sp. En América (California y Oregón) se ha detectado entre otras especies sobre *Lithocarpus densiflorus*, *Quercus agrifolia*, *Q. kelloggii*, y *Q. parvula* var. *shrevei*, produciendo la enfermedad conocida como Sudden Oak Death (muerte súbita del roble).

Origen – Distribución:

Phytophthora ramorum es una nueva especie, descrita en Alemania por Werres et al. (2001), afectando a plantas de *Rhododendron* spp. y *Viburnum* spp. procedentes de Alemania y Holanda, ocasionando manchas necróticas en hojas, muerte regresiva de ramillos y chancros basales. La difusión del patógeno a otros países se produjo por el movimiento comercial de estas plantas ornamentales.

Posteriormente se descubrió que se trataba del mismo patógeno que causaba la enfermedad de la muerte súbita en los robles americanos.

La primera cita en España tiene lugar en Santa María (Mallorca), a partir de unas muestras de *Rhododendron* sp. tomadas en un centro de jardinería (Moralejo y Werres, 2002). Posteriormente se encontró también en Ibiza en 2005 sobre *Rhododendron* sp. y en otras regiones españolas tales como Asturias, Galicia, Cataluña, o Extremadura, afectando a *Rhododendron* sp, *Camellia japonica*, *Viburnum tinus*, y *Viburnum lucidum*.

Especies vegetales afectadas

La presencia en España de *P. ramorum* se restringe a las especies ornamentales *Rhododendron* sp, *Camellia japonica*, *Viburnum tinus*, y *Viburnum lucidum*.

La *Decisión de la Comisión de 19 de septiembre de 2002 sobre medidas fitosanitarias provisionales de emergencia para impedir la introducción y propagación en la Comunidad de *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man in 't Veld sp. nov.* Cita también como hospedantes potenciales: *Acer macrophyllum*, *Aesculus californica*, *Arbutus menziesii*, *Arctostaphylos* spp., *Heteromeles arbutifolia*, *Lithocarpus densiflorus*, *Lonicera hispidula*, *Rhamnus californica*, *Umbellularia californica*, *Vaccinium ovatum* y *Quercus* spp.

Además, en trabajos realizados en Mallorca se concluye que el madroño (*Arbutus unedo*), el lentisco (*Pistacia lentiscus*), el algarrobo (*Ceratonia siliqua*), la ladierna o aladierno (*Rhamnus alaternus*), y la madreselva (*Lonicera implexa*), se han mostrado susceptibles al ataque de *P. ramorum*. Las hojas de estas especies pueden quedar destruidas completamente siete días después de la inoculación del patógeno. Tampoco los frutos, excepto la algarroba, escapan a la enfermedad. Por si estos resultados no fueran ya de por si preocupantes, ensayos realizados con cepas americanas y europeas de *P. ramorum* sobre encina (*Quercus ilex*) han dado positivo, siendo considerada ésta especie en la actualidad una de las más susceptibles de ser infectadas (Moralejo et al., 2004).

Presencia en el medio natural-afección a especies silvestres

Hasta la fecha no se ha detectado el organismo patógeno en el medio natural en España. Todas las detecciones han tenido lugar en viveros o centros de jardinería.

Actuaciones contra la expansión de la especie invasora

- *Decisión de la Comisión de 19 de septiembre de 2002 sobre medidas fitosanitarias provisionales de emergencia para impedir la introducción y propagación en la Comunidad de *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man in 't Veld sp. nov.*
 - Regula la introducción y circulación de especies vegetales sensibles mediante certificados de inspecciones y pasaporte fitosanitario.
 - Establece la obligatoriedad de realizar prospecciones en los estados miembros de la Comunidad Europea y la aplicación de medidas de erradicación en caso de encontrarse en patógeno.

Bibliografía

EPPO; CABI. 2004. *Phytophthora ramorum* IN Data sheets on quarantine pests

MORALEJO, E., GARCÍA MUÑOZ, J. A. & DESCALS, E. (2004) Susceptibilidad de especies vegetales del encinar mediterráneo al hongo patógeno *Phytophthora ramorum*. Jornades de Medi Ambient, Noviembre de 2004, Palma.

MORALEJO, E & WERRES, S. (2002) First report of *Phytophthora ramorum* on *Rhododendron* sp. in Spain. *Plant Disease* 86, 1052

HONGOS

Fusarium circinatum Nirembreg et Oídonell

- **Año de detección en Baleares:** no detectado
- **Año de detección en España: 2004** es la fecha oficial, aunque hay sospechas de que estuviera presente desde unos 20 años antes en algunas zonas del País Vasco.

Origen – Distribución:

La enfermedad de los pinos, conocida en el mundo anglosajón como “pitch canker”, provoca importantes pérdidas económicas en las producciones de numerosas especies de pinos y otras coníferas. La causa de la enfermedad es la actividad del hongo fitopatógeno *Fusarium circinatum*, cuyo teleomorfo es *Gibberella circinata*.

Este hongo fitopatógeno tiene una elevada capacidad de diseminación a través del material forestal de reproducción, especialmente las semillas, la circulación de productos forestales, como la madera, y el concurso de insectos perforadores, como curculiónidos y escolítidos, que actúan como vectores del mismo.

Especies vegetales afectadas

Pinus spp. y *Pseudotsuga menziesii*

Se ha constatado que la especie más sensible es *Pinus radiata*.

Presencia en el medio natural-afección a especies silvestres

Hasta la fecha el organismo ha sido detectado principalmente en material forestal de reproducción en Asturias, Cantabria y Galicia, y sólo en algunas ocasiones ha sido confirmada su presencia en masas forestales.

Actuaciones contra la expansión de la especie invasora

El Real Decreto 637/2006 establece entre otras medidas:

- Controles a los productores de semilla y planta susceptible (viveros de planta forestal)
- Prospecciones sistemáticas.
- Medidas de erradicación y prevención de la expansión en caso de confirmación de un foco.

Bibliografía

EPPO; CABI. 2004. *Gibberella circinata* IN Data sheets on quarantine pests

P. MANSILLA; O. AGUÍN, C. PINTOS, M^a. GONZÁLEZ, 2005: *Fusarium circinatum*

Nirenberg & O'Donnell, Cancro resinoso del pino. Fichas de patógenos, Ficha nº 32/05. EFA-Pontevedra

REAL DECRETO 637/2006, de 26 de mayo, por el que se establece el programa nacional de erradicación y control del hongo *Fusarium circinatum* Nirenberg et O'donnell. BOE 137, viernes 9 de junio 2006.

VIRUS

Tomato yellow leaf curl bigeminivirus (TYLCV)

- Año de detección en Baleares: 2002

- Año de detección en España: 1993

Origen – Distribución:

El TYLCV es un virus descrito por primera vez en los años 60 en oriente medio, pero su expansión era muy limitada hasta que debido a la gran expansión mundial en los años 80 de su vector, el biotipo B de *Bemisia tabaci*, se expandió también el virus por todas las regiones tropicales y subtropicales del mundo.

Posteriormente se ha visto que el biotipo Q de *Bemisia tabaci* es tanto o más eficiente en la transmisión del virus que el biotipo B.

Es suficiente una afección de 10 moscas blancas/planta para asegurar una infección del 100 % en la plantación (Picó *et al.*, 1998).

Especies vegetales afectadas

Son sensibles 15 especies de de 5 familias, destacan el tomate (*Solanum lycopersicon*) y la judía (*Phaseolus vulgaris*), en infecciones naturales y el tabaco (*Nicotiana* spp.) y *Datura stramonium*, en infecciones artificiales.

Presencia en el medio natural-afección a especies silvestres

TYLCV se ha encontrado en plantas silvestres tales como *Amaranthus* sp., *Datura stramonium*, *Solanum nigrum* o *Sonchus* sp., que actúan como reservorio del virus.

Actuaciones contra la expansión de la especie invasora

- Prospecciones y controles oficiales en viveros (Pasaporte fitosanitario).
- Real Decreto 1938/2004 sobre el control de insectos vectores en hortícolas:
 - Promueve el control biológico y el uso de insecticidas respetuosos con éste.

Bibliografía

EPPO; CABI. 1996. *Tomato yellow leaf curl bigeminivirus* IN Data sheets on quarantine pests.

FONT, I.; MARTÍNEZ-CULEBRAS, P.; GOMILA, J.; JORDÁ, C. (2002) First report of *Tomato yellow leaf curl virus* (TYLCV) in the Balearic Islands. *Journal of Plant Pathology*, 84(1), p 69.

MORIONES, E.; ARNO, J.; ACCOTTO, G.P.; NORIS, E.; CAVALLARIN, L. (1993) First report of tomato yellow leaf curl virus in Spain. *Plant Disease* 77, 953.

PICÓ, B., DÍEZ, M. J., NUEZ, F., 1998: El virus del rizado amarillo del tomate en España. *Vida Rural*, julio 1998.

REAL DECRETO 1938/2004, de 27 de septiembre, por el que se establece el Programa nacional de control de los insectos vectores de los virus de los cultivos hortícolas.

BACTERIAS

Clavibacter michiganensis subsp. *michiganensis*

- Año de detección en Baleares: 1990's? – 2005 presencia confirmada
- Año de detección en España: 1978

Origen – Distribución:

Esta bacteria, causante de la enfermedad conocida como el chancro bacteriano del tomate, fue descrita por primera vez en los Estados Unidos en 1910. La bacteria se transmite por semillas de tomate y al parecer llegó a Europa, en concreto a Dinamarca, en 1922 como consecuencia de una importación de semillas americanas. Después

de manera similar se ha ido extendiendo por prácticamente todas las zonas del mundo donde se cultiva tomate.

En Baleares se confirmó oficialmente su presencia en Mallorca, aunque sospechamos que está presente desde años antes, si bien, no hemos podido encontrar datos oficiales. Así mismo, no tenemos constancia de que se haya presentando en las otras islas del archipiélago.

Especies vegetales afectadas

El principal hospedante es el tomate (*Solanum lycopersicon*) aunque algunas solanáceas silvestres como *Solanum nigrum* pueden ser reservorios asintomáticos de la enfermedad.

Presencia en el medio natural-afección a especies silvestres

Además del tomate la bacteria se ha encontrado en *Solanum nigrum*, *Solanum douglasii* y *Solanum triflorum*, en infecciones naturales y un amplio rango de especies vegetales (maíz, judía, cebada, trigo, etc.), en infecciones artificiales.

Actuaciones contra la expansión de la especie invasora

Se encuentra ampliamente extendida en España, pero sigue considerándose una enfermedad de cuarentena y se realizan controles y prospecciones oficiales, para garantizar el estado fitosanitario del material vegetal de propagación. (sistema de pasaporte fitosanitario).

Bibliografía

EPPO; CABI. 1992. *Clavibacter michiganensis* ssp. *michiganensis* IN Data sheets on quarantine pests.

LLAMAS, S., NOVAL, C., 1995: Hibridación molecular de *Clavibacter michiganensis* subsp. *michiganensis* y otras bacterias con la sonda MIC1. *Bol. San. Veg., Plagas* 21: 19-27.

LA JARDINERIA I LES PLANTES INVASORES: ALTERNATIVES I EINES PRÀCTIQUES PER A LA SEVA GESTIÓ

Pere Fraga¹ i Vicente Del Toro². ¹Secció de Ciències Naturals, Institut Menorquí d'Estudis. ²Servici de Biodiversitat, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana

1. INTRODUCCIÓ

En les darreres dècades les vies d'introducció d'espècies vegetals exòtiques han canviat de manera significativa. Si durant bona part del segle XX les causes principals d'introducció eren l'ús agrícola o industrial de les plantes, en el darrer quart s'ha produït un increment important de les introduccions lligades a l'ús ornamental (Reichard i Hamilton, 1997; Williams *et al.*, 2000; Reichard i White, 2001; Fraga *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2004; Meyer i Lavergne, 2004; Sullivan *et al.*, 2005; Peters *et al.*, 2006; Williams i Cameron, 2006; Harris *et al.*, 2007; Keller *et al.*, 2009). És un fet que la jardineria, des dels seus orígens ha tingut com un dels seus fonaments l'ús de plantes exòtiques, no pocs autors han definit aquest art com la recreació del paradís perdut o una idealització de la naturalesa segons una concepció antropocèntrica en major o menor grau (Rubió i Tudurí, 1960; Fariello, 1967; Páez de la Cadena, 1982; Rubió i Tudurí, 1981; Forestier, 1985; Brookes, 1987; Von Buttlar, 1993; Orsenna, 2001; Brook, 2003; Simberloff, 2003; Baridon, 2004; Bhatti i Church, 2004; Conan i Whangheng, 2008). Tanmateix, tot i aquestes evidències, mai com ara la jardineria sembla haver contribuït a la introducció de plantes exòtiques. Hi ha diverses raons per justificar aquest fet: l'augment del comerç de plantes, major disponibilitat de temps lliure per dedicar a

aquesta activitat d'oci, millora de les tècniques de reproducció i cultiu, increment de les zones enjardinades, etc. (Protopopova *et al.*, 2006; Okada *et al.*, 2007; Brunzel *et al.*, 2009). Al mateix temps també s'ha comprovat que les plantes introduïdes amb finalitats ornamentals tenen més probabilitats de comportar-se com a invasores (Sullivan *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2006a, 2006b; Di Tomaso, 2006; Lambdon i Hulme, 2006; Peters *et al.*, 2006; Milbau i Stout, 2008) a causa d'una sèrie de característiques que les fan més adients per a aquest ús: creixement vigorós (Kitajima *et al.*, 2006; Schlaepfer *et al.*, 2009), reproducció vegetativa (Meyer i Laverigne, 2004; Anderson *et al.*, 2006b), creixement clònic (Lloret *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2006; Milbau i Stout, 2008), tolerància a situacions ambientals i culturals poc favorables, capacitat d'adaptació (Geng *et al.*, 2007; Dlugosch i Parker, 2008), etc. El possible impacte negatiu d'aquestes introduccions no es limita només en l'àmbit de la flora o vegetació, sinó que també pot tenir altres conseqüències en altres sectors com ara la productivitat dels cultius (Pimentel *et al.*, 2000; Pyöek *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2007).

Davant aquesta situació s'han desenvolupat diferents iniciatives, especialment per part de les administracions públiques, destinades a corregir aquesta tendència. Aquestes van des d'eines bàsiques com llistes de plantes més perilloses pel seu comportament invasor (p. ex. Sanz *et al.*, 2004; Moragues i Rita, 2005), fins a manuals de bones pràctiques per evitar el seu ús (Heywood i Brunel, 2009), el desenvolupament de metodologies i protocols per prevenir el comportament invasor (p. ex. Reichard i White, 2001; Williams i Newfield, 2002; Anderson *et al.*, 2006; Peters *et al.*, 2006; Vartanian, 2006; Mandon-Dalger, 2008) o el desenvolupament de taxes econòmiques per la comercialització d'espècies potencialment invasores (p. ex. Barbier i Knowler, 2006). Al mateix temps, l'augment de la sensibilitat envers la pràctica d'una jardineria més sostenible també ha ajudat a la realització de publicacions i sistemes d'informació que, de manera directa o indirecta, també volen incidir en la problemàtica de les plantes invasores (Randall i Marinelli, 1996; Bornstein *et al.*, 2005; Marinelli i Harper-Lore, 2006; Filippi, 2007; Keaton i Middlebrook, 2007).

Així i tot, encara hi queden mancances importants en algunes aspectes. Per exemple, les eines legals amb freqüència s'han mostrat poc efectives (Fasham i Trumper, 2001; Reichard i White, 2001; Zagorsli *et al.*, 2004; Xu *et al.*, 2006; Keller *et al.*, 2009) o la falta d'un suport específic als col·lectius professionals i sectors econòmics més directament relacionats en l'ús de plantes ornamentals, tot i l'existència de nombroses alternatives a les espècies amb un potencial invasor més evident (Reichard i White, 2001; Peters *et al.*, 2006). Partint d'aquesta situació la Generalitat Valenciana es va plantejar ja fa un parell d'anys desenvolupar eines i recursos pràctics per fer les primeres passes en aquestes mancances. A continuació es fa un raonament del seu desenvolupament i dels primers resultats obtinguts.

2. EL CAS DE LA COMUNITAT VALENCIANA

La densitat d'espècies exòtiques naturalitzades a la Comunitat Valenciana es molt més elevada als territoris costaners que als d'interior i augmenta segons es descendeix des del nord cap al sud (Fig. 1).

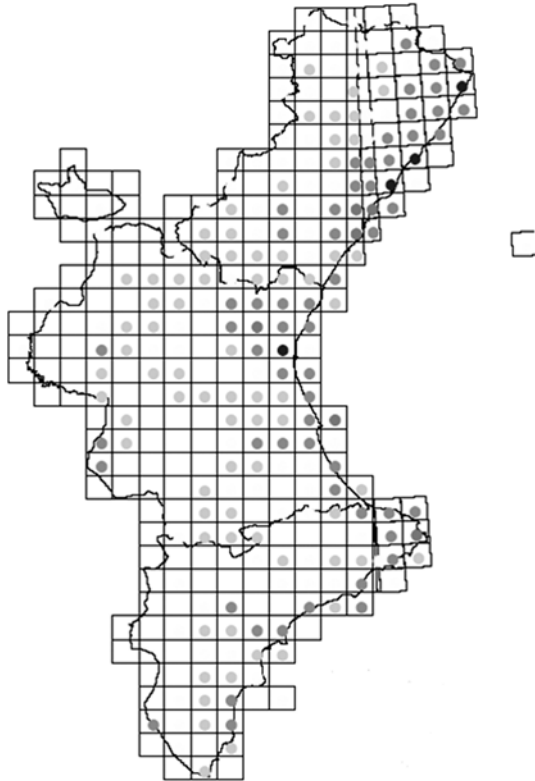


Fig. 1. Distribució de les plantes exòtiques naturalitzades a la Comunitat Valenciana (nombre d'espècies naturalitzades: • 1-2; • 3-5; • 6-10; • 11-15; • 16-22).

És evident que aquesta distribució està condicionada per factors físics: les temperatures suaus dels territoris litorals afavoreixen l'assentament de plantes exòtiques (p. ex. Richardson i Pyšek, 2006; Campos i Herrera, 2009) que no toleren les gelades, però no és menys cert que l'elevada densitat poblacional dels territoris costaners valencians, que es tradueix en un elevat nombre de residències – en molts casos residències secundàries amb zones enjardinades – i en una densa xarxes de transport, afavoreixen tant una pressió de propàguls elevada com una dispersió eficaç d'aquestes espècies, com

es reflecteix en nombrosos estudis científics (Esler, 1988; King i Buckney, 2000; Vilà i Pujadas, 2001; Daehler, 2003; Sullivan *et al.*, 2004, 2005; Lockwood *et al.*, 2005; Martínez-Ghersa i Ghersa, 2006; Richardson i Pysek, 2006; Pautasso i McKinney, 2007; Milbau i Stout, 2008; Brunzel *et al.*, 2009; Campos i Herrera, 2009; Sullivan *et al.*, 2009).

Des d'aquestes àrees residencials o suburbanes, les espècies emprades en jardineria atenyen els hàbitats naturals, provocant alteracions molt greus del seu funcionament i modificant-los profundament (D'Antonio i Vitousek, 1992; Vitousek *et al.*, 1997; Wilcove *et al.*, 1998; Parker *et al.*, 1999; Mack *et al.*, 2000; Pimentel *et al.*, 2001; Standish *et al.*, 2001). Es el cas dels sistemes dunars marítims, colonitzats per *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. i *Agave americana* L. Un estudi realitzat en 2003 a tot el litoral de la Comunitat Valenciana, en el qual es cartografiaren totes les taques de les dues espècies fa palesa la magnitud de la invasió. La realitat és que les poblacions de *Carpobrotus* formen un continu des del nord fins al sud de la Comunitat Valenciana amb un grau variable de cobertura que va des de taques disperses fins a denses catifes monoespècífiques on les plantes natives han estat completament excloses. Juntament amb aquestes dues espècies es troben fins a altres nou espècies amb comportament invasor, algunes de les quals com ara *Arctotheca calendula* (L.) Levyns, són d'aparició recent. Les alteracions contínues a què ha estat sotmès aquest hàbitat i la seva antropització són responsables de l'elevat nombre d'espècies exòtiques que podem trobar-hi (Vilà i Pujadas, 2001). El mateix pot dir-se de les conques baixes dels rius o dels marjals, un altre hàbitat sensible a la proliferació d'invasores (Les i Mehrhoff, 1999; King i Buckney, 2000; Zedler i Kercher, 2004; Campos i Herrera, 2009). Als trams baixos dels rius valencians la vegetació de les vores exhibeix denses poblacions de canya (*Arundo donax* L.) i, més recentment, la planta d'ús ornamental *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter et Burdet ha colonitzat ràpidament tot el tram baix del Xúquer, formant grans poblacions impossibles d'eliminar. El mateix podria haver ocorregut amb altra planta freqüentment venuda als centres de jardineria com és el jacint d'aigua (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) si les tres poblacions que es coneixien a les tres províncies valencianes no hagueren estat eliminades gràcies a l'actuació coordinada de les administracions local, regional i nacional. D'altra banda, també a les marjals trobem plantes habituals als nostres jardins públics i privats com ara *Cortaderia selloana* (Schult. et Schult. f.) Asch. et Graebn., que ha començat a envair de manera molt agressiva les zones humides del sud de la província de València, com passa en altres regions (p. ex. Okada *et al.*, 2007). Plantes d'ús en aquaris com *Egeria densa* Planch. també han estat introduïdes i les seves poblacions al parc de Pego han hagut de ser controlades mecànicament. És, doncs, evident que les plantes d'ús ornamental, com a font principal de la flora exòtica naturalitzada, suposen un greu problema de conservació a la Comunitat Valenciana com a la resta de regions europees (Esler, 1988; Reichard i White, 2001; Sullivan *et al.*, 2005; Dehnen-Schmutz *et al.*, 2007; Milbau i Stout, 2008) (Fig.2).

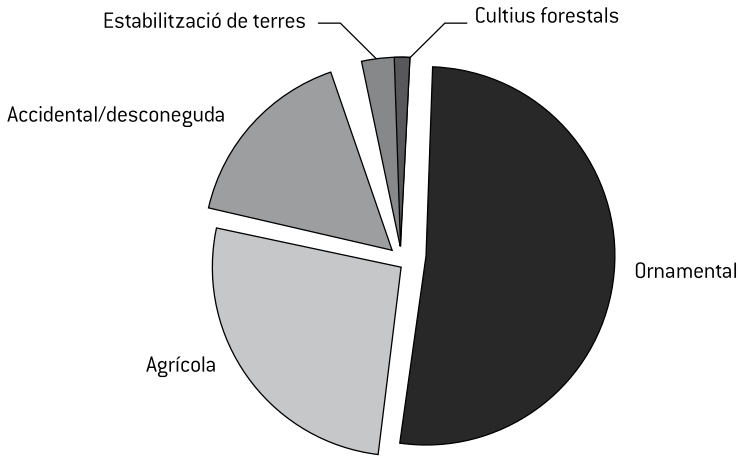


Fig. 2. Vies d'introducció d'espècies vegetals exòtiques naturalitzades a la Comunitat Valenciana.

Davant aquesta situació s'ha elaborat una nova eina legal, el Decret 213/2009 de 20 de novembre de la Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme y Habitatge de la Generalitat Valenciana pel que s'aproven mesures pel control de las espècies vegetals exòtiques invasores (Comunitat Valenciana, 2009), que té com a objectiu prevenir la introducció de plantes i animals exòtics al territori valencià, en compliment del punt 6 de l'article 61 de la Llei 42/2007 de 13 de desembre, del Patrimoni Natural i la Biodiversitat (Espanya, 2007), que contempla la possibilitat de que les diferents comunitats autònomes estableixin els seus propis catàlegs d'espècies exòtiques invasores.

Així doncs el primer annex inclou tant espècies de fauna com de flora, amb vuit espècies de plantes i quatre gèneres complets. Per a totes aquestes espècies es prohibeix la seva alliberació en el cas d'animals o la plantació, sembra o dispersió en el cas de les plantes. També es prohibeix el seu comerç, tràfic o cessió i el seu transport, excepte el necessari per a les tasques d'eliminació. Dins d'aquest annex s'inclouen plantes altament invasores com són les moltes espècies aquàtiques comercialitzades en centres de jardineria i utilitzades com a ornamentals tant en basses de jardins públics com privats a la Comunitat Valenciana o d'ús freqüent en aquaris, com ara *Caulerpa racemosa* (Forssk.) J. Agardh., *C. taxifolia* (Vahl.) C. Agardh., *Egeria densa* o *Elodea canadensis* Michx., el jacint d'aigua (*Eichhornia crassipes*), la lletuga d'aigua (*Pistia stratiotes* L., Fig. 3), algunes espècies de *Salvinia* o les espècies del gènere *Azolla* –que apareixen sovint com a acompanyants d'altres plantes ornamentals aquàtiques–. Altres espècies, l'interès per les quals s'ha incrementat en els darrers temps, com són les gespes kikuiu (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.), també han estat incloses. Finalment s'inclouen també en aquest annex totes les espècies de *Ludwigia* i de *Cylindropuntia*.



Fig. 3. *Pistia stratiotes* una planta aquàtica de comercialització freqüent i amb un elevat potencial invasor.

Pel que fa a l'annex II conté cinc gèneres complets i 31 espècies, moltes de les quals són freqüentment utilitzades en jardins. La seva comercialització no es prohibeix però s'estableixen limitacions pel que fa al seu ús: no es poden plantar o dispersar en terrenys forestals ni en zones humides ni tampoc es poden plantar en vies de comunicació que travessen sòl no urbanitzable. Poden plantar-se en jardins, amb la condició que aquests tinguin límits ben definits i que no es dispersi fora d'aquests límits.

El decret també prohibeix costums molt arrelats com ara l'abocament de restes de jardineria al medi natural i la possibilitat d'immobilitzar mercaderies que siguin portadores de les espècies incloses a l'annex I, encara que eixes espècies no siguin objecte de comercialització per sí mateixes.

3. L'EXOTISME EN LA JARDINERIA

L'ús de plantes exòtiques en el jardí és un debat, que lluny de ser actual, ha estat present en el disseny de jardins des de fa molts d'anys (p. ex. Brook i Brady, 2003; Van Sittert, 2003). Segons Rubió i Tudurí (1934) el jardí és un oasi, una excepció en el paisatge creada i mantinguda per l'home, i a aquest li correspon la decisió d'incorporar-hi o no plantes que es diferenciïn d'aquelles del seu entorn amb la intenció de donar més intensitat a aquesta diferenciació. Tanmateix, també és cert que un grau de diferenciació es pot obtenir sense haver d'emprar espècies exòtiques. Per exemple, es pot aconseguir aquest efecte amb altres recursos o tècniques com ara la disposició de les espècies, el control del seu hàbit de creixement, modificant la seva estructura, etc. Si açò és així també es pot pensar que l'ús predominant de les exòtiques en jardineria obeeix a altres tendències

o comportaments de l'espècie humana, entre aquestes hi ha l'atracció per la novetat o allò que no tenim i és poc vist (Brook, 2003; Cooper, 2003; Hall, 2003; Hughes, 2003). No s'ha d'oblidar que precisament aquest comportament és un dels principals motors de la societat humana (McNeill, 2003; Protopopova *et al.*, 2006) i també dels sectors relacionats amb la producció de planta (Vartanian, 2006).

En els darrers anys la problemàtica originada per les plantes invasores ha originat també un renaixement del debat sobre la conveniència d'emprar o no espècies exòtiques en la jardineria i el paisatgisme (Kendle i Rose, 2000; Hall, 2003; Simberloff, 2003). En general, en aquests debats s'observa una preocupació generalitzada per una criminalització excessiva de les plantes exòtiques, fins i tot es compara aquesta tendència amb certs polítics radicals de mitjans del segle XX (Kendle i Rose, 2000; Gröning i Wolschke-Bulmahn, 2003; Simberloff, 2003; Uekötter, 2007).

4. LA PLANTA AUTÒCTONA LA SOLUCIÓ?

Davant les evidents conseqüències negatives de les plantes invasores (p. ex. Mack *et al.*, 2000; Simberloff, 2000; Pyöek *et al.*, 2006; Lambdon *et al.*, 2008), fruit en bona part de la introducció continuada d'espècies exòtiques, una de les solucions proposades de forma més unànime ha estat l'ús preferent, o fins i tot exclusiu, de les espècies autòctones (Kendle i Forbes, 1997). Però, encara que pugui semblar una paradoxa, aquesta possible solució tampoc està lliure d'altres riscos per la conservació de la biodiversitat en el significat més ample.

Per una banda no sempre és clara ni precisa la separació entre espècies autòctones i espècies al·lòctones o exòtiques (Kendle i Rose, 2000; Cooper, 2003; Gröning i Wolschke-Bulmahn, 2003). Aquesta dificultat encara és més palesa en el món vegetal on el moviment dels individus és més fàcil i senzill a causa de característiques intrínseques com les tècniques de cultiu, la facilitat de reproducció, la possibilitat de fer millores en un espai de temps relativament curt, la facilitat del transport o, senzillament, per processos naturals (Watson, 1983; Les i Mehrhoff, 1999; Kendle i Rose, 2000; Brook, 2003; Thompson, 2005). Per altra banda, el significat i delimitació geogràfiques de les espècies també té la seva importància. A banda de l'entitat taxonòmica que es pugui establir, aquesta no sempre és coincident amb la seva diversitat genètica o les característiques pròpies d'un àmbit geogràfic concret. Obviar aquest fet pot provocar la pèrdua d'importants patrimonis genètics característics de territoris concrets.

5. LA PLANTA EXÒTICA NO SEMPRE ÉS INVASORA

Tot i l'ús evident de la planta exòtica en jardineria i el potencial invasor que es dedueix per les característiques desitjables per a aquest ús, en realitat la proporció que arriba a desenvolupar un comportament invasor és realment baixa (Williamson, 1996; Reichard i Hamilton, 1997; Esler, 1998; Kowarik, 2003; Mandon-Dalger, 2008). Per comprovar-ho basta fer una senzilla comparació entre les llistes de plantes considerades invasores per a una regió i el nombre de plantes exòtiques de cultiu més habitual en ella. Aquest fet es pot explicar per diferents raons, per una banda aquelles relatives al comportament que ha de tenir una planta exòtica per esdevenir invasora (Mack, 1996; Rejmánek, 1996; Rejmánek i Richardson, 1996; Williamson i Fitter, 1996; Reichard i Hamilton, 1997; Esler, 1998; Rejmánek, 2000; Meyer i Lavergne, 2004; Martínez-Ghersa i Ghersa, 2006), però també hi contribueixen algunes característiques que tenen en comú les plantes amb ús ornamental: origen híbrid, flors estèrils, incapacitat de produir llavors viables, selecció artificial intensa, etc. (Reichard i Hamilton, 1997; Anderson *et al.*, 2006a, 2006b). Aquesta afirmació pot semblar contradictòria pel que s'ha dit a la introducció, però és especialment certa per aquelles plantes d'ús ornamental que fa més temps que es cultiven, les que de vegades s'anomenen varietats tradicionals. En aquestes la discriminació i selecció de caràcters específics amb valor ornamental o pràctic són encara més intenses. Entre aquests destaquen, per ser precisament oposats a un possible comportament invasor, la dependència d'un cultiu artificial, la pèrdua de capacitat de dispersió a llarga distància, la vida limitada de les llavors (Martínez-Ghersa i Ghersa, 2006). És així com aquelles plantes de jardí cultivades des d'antic i amb un elevat índex de domesticació rarament tenen més probabilitats de comportar-se com a invasores.

A la vegada, tampoc es pot oblidar que les plantes de jardí de cultiu tradicional formen per elles mateixes un patrimoni etnobotànic, sovint propi i característic de cada regió que tampoc seria bo que es perdés (Nelson, 1986; Leszczynska-Borys, 1995; Zhou, 1995; Kendle i Rose, 2000; Martin, 2000; Brook, 2003; Costa *et al.*, 2007; Criley, 2008).

6. LA PARADOXA DE LA JARDINERIA MEDITERRÀNIA

Si la jardineria tradicional fa servir principalment espècies exòtiques amb un comportament invasor baix per les raons exposades a l'apartat anterior, no es pot dir el mateix amb algunes de les tendències que predominen en la jardineria actual. Possiblement un dels exemples més clars sigui el cas de la jardineria mediterrània.

La necessitat de fer una jardineria més sostenible pel que fa al consum de recursos naturals i econòmics ha provocat la introducció d'una quantitat sense precedents de plantes mediterrànies al·lòctones (Widrechner, 2007; Filippi, 2008). Com es pot suposar la seva capacitat de naturalització és més elevada que les procedents d'altres climes, ja que el factor geogràfic és un dels determinants en el comportament invasor d'una planta exòtica (Mack, 1996; Rejmánek, 1996; Williamson i Fitter, 1996; Reichard i Hamilton, 1997; Esler, 1998; Rejmánek, 2000; Wu *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2006; Hejda *et al.*, 2009). A més, en la majoria dels casos, especialment pel que fa a les primeres introduccions com a novetat i amb motiu de cercar la naturalitat, s'han emprat directament les espècies naturals amb tota la seva diversitat genètica, sense cap tipus de selecció clonal o varietal. Aquest fet podria ser un dels que més ha contribuït al paper predominant de la jardineria com a vector d'introducció de plantes invasores.

Ens trobam així davant una paradoxa. Un jardí d'exòtiques tradicionals com *Hibiscus*, *Bougainvillea*, *Pelargonium*, etc., pot tenir un risc significativament menor de contribuir a la proliferació d'invasores (Zagorski *et al.*, 2004), que no un de més actual amb un aspecte natural però amb plantes mediterrànies procedents de Califòrnia, Àfrica del Sud o Austràlia, regions geogràfiques més afins pel que fa a les condicions del creixement de les plantes i, per tant, més favorables a la seva adaptació (Mack, 1996; Rejmánek, 1996; Williamson i Fitter, 1996; Reichard i Hamilton, 1997; Esler, 1998; Rejmánek, 2000; Harris *et al.*, 2007; Richardson i Thuiller, 2007; Schlaepfer *et al.*, 2009).

7. CAP A UNA JARDINERIA SOSTENIBLE SENSE INVASORES

La jardineria se seguirà practicant i els jardins, d'un o altre estil, sempre hi seran presents. Els beneficis que tenen per a l'existència i el benestar de l'home són clars i evidents (Lewis, 1995; Bhatti i Church, 2004; Brook, 2003; Hitchings, 2003; Head i Muir, 2006). A la vegada, també és evident que és necessària una pràctica sostenible d'aquesta activitat tant en l'aplicació de les tècniques com en l'ús dels seus components principals, entre d'ells i com a principals les plantes. Aquesta sostenibilitat no ha de ser només en el consum de recursos, sinó també en evitar que tenguin un impacte negatiu en la biodiversitat. Per tant, evitar l'ús de plantes invasores hauria de ser també un dels objectius principals de la jardineria sostenible. Amb tot el que s'ha exposat en els apartats anteriors està clar que és relativament fàcil minimitzar l'ús d'aquesta amenaça en la jardineria tenint en compte una sèrie de consideracions:

- Ús preferent, però no exclusiu, de la planta autòctona procurant que aquesta sempre sigui originària de la regió on es troba el jardí (Kendle i Rose, 2000; Simberloff, 2003; Di Tomaso, 2006; Vartanian, 2006; Weisstein, 2006; Widrechner, 2007).

- Evitar l'ús de plantes mediterrànies al·lòctones, especialment d'aquelles que tinguin una certa facilitat de reproducció espontània, ja sigui per via sexual o vegetativa (Vartanian, 2006; Heywood i Brunel, 2009).
- Ús preferent de les varietats tradicionals, amb un elevat grau de domesticació, per la seva millor adaptació a les característiques particulars de cada zona i pel seu valor patrimonial.
- Ús preferent de varietats de jardí caracteritzades per limitacions en la producció de llavors fèrtils o propàguls de fàcil dispersió (Ellstrand i Schierenbeck, 2006; Vartanian, 2006).
- Reduir al mínim imprescindible aquells elements o components del jardí que tenen un major risc d'ús d'invasores o bé posar un esment especial en les plantes que s'empren en ells: gespes, parets vegetals, jardins aquàtics, zones arbustives de plantes mediterrànies, rocalles de plantes suculentes.
- Evitar els abocaments de restes de poda i altres restes vegetals en llocs incontrolats (Sullivan *et al.*, 2005; Heywood i Brunel, 2009).
- Establir una delimitació clara entre el jardí i la vegetació natural que l'envolta per evitar els processos de naturalització de les plantes exòtiques (Vartanian, 2006; Heywood i Brunel, 2009).
- Considerar les característiques i el valor ecològic de l'entorn on es situa el jardí (Vartanian, 2006; Roberts *et al.*, 2007; Heywood i Brunel, 2009).
- Durant la realització del jardí, evitar alteracions de l'entorn (eliminació de la vegetació natural, moviments de terres) que puguin afavorir la naturalització d'espècies exòtiques.
- Valorar el potencial invasor de les plantes que s'hagin d'emprar en un jardí (Mandon-Dalger, 2008).
- Aprofitar el recursos locals en la realització i manteniment del jardí.
- Considerar sempre el possible ús d'alternatives a les plantes que potencialment siguin invasores (Di Tomaso, 2006; Vartanian, 2006; Widrlechner, 2007; Mandon-Dalger, 2008).
- Plantejar una jardineria a llarg termini per evitar la introducció reiterada de noves espècies.
- Afavorir l'equilibri ecològic dins el jardí.

A la vegada, per part de les autoritats i les institucions, també és necessari i urgent emprendre actuacions de sensibilització social per aconseguir capgirar aquesta tendència actual de la proliferació de plantes invasores des de la jardineria (Reichard i Hamilton,

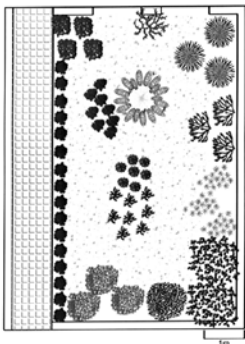
1997; Reichard i White, 2001; Sullivan *et al.*, 2005; Di Tomaso, 2006; Vartanian, 2006; Peters *et al.*, 2006).

8. EL PRODUCTE FINAL

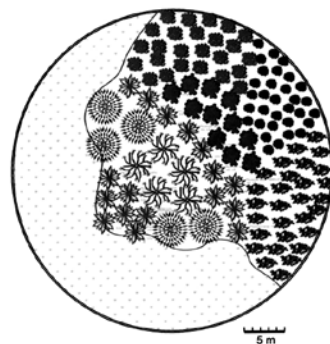
Atenent tots els antecedents exposats en els apartats anteriors, des de la Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana es va idear elaborar un producte amb finalitat pràctica i vocació d'eina útil que tenia com a objectiu general fomentar una jardineria sostenible sense haver d'emprar plantes invasores. En canvi, es volia evitar una publicació voluminosa amb un excés de text i de tecnicismes aliens als àmbits del paisatgisme o de la jardineria. Encara que es contemplava la possibilitat que fos un producte assequible a amplis sectors de la societat, el destinatari més desitjat era el col·lectiu professional més important per la quantitat de planta de jardí que arriba a distribuir al llarg de l'any, açò és, els jardiniers, tant els dedicats a la construcció de jardins com al seu manteniment. També es pretenia que fos una eina amb una visió més positiva que no negativa de la flora ornamental, i per aquest motiu es volia donar importància tant a la flora autòctona com a l'exòtica, especialment la d'ús més tradicional.

Partint d'aquestes premisses es va realitzar un producte (Fraga, 2009) amb una primera part formada per uns continguts teòrics inicials molt senzills, de poques pàgines, on s'exposen, de manera esquemàtica, les característiques de les plantes invasores, com discriminar-les i uns criteris bàsics de com evitar el seu ús en el jardí.

La segona part, la més important per la seva utilitat pràctica de la publicació, es dedica a l'exposició de casos pràctics en forma de diferents tipus de jardins i situacions d'ús de la planta ornamental i en cada un d'ells es proposaven alternatives assequibles a les possibles invasores d'ús més freqüent (Fig. 4).



Jardí amb àrids d'un pati davanter



Rotonda viària

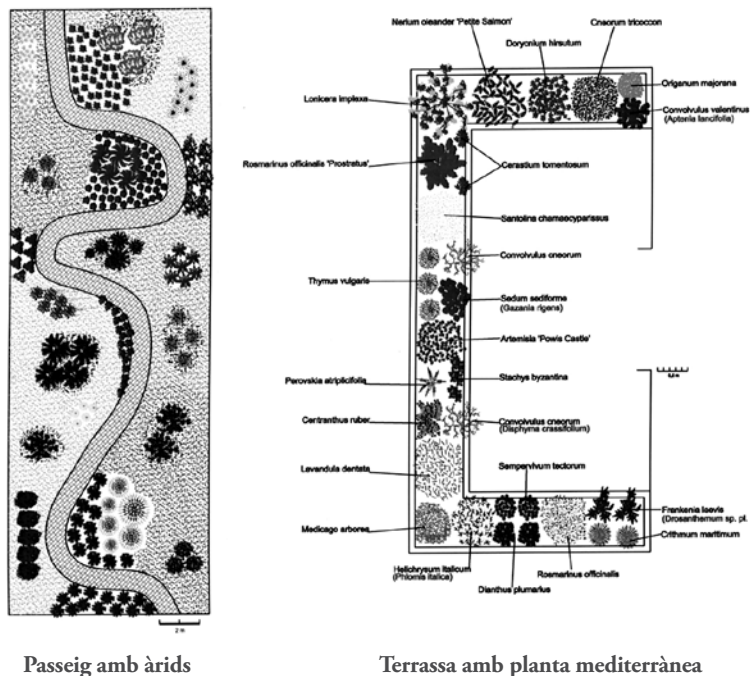


Fig. 4. Exemple d'alguns models de disseny de jardí que figuren en la publicació.

Una tercera part és informació detallada de les plantes no invasores emprades en els diferents casos pràctics en forma d'un catàleg il·lustrat, amb l'objectiu de poder reconèixer-les millor. Finalment, la darrera part són llistes de classificació de les mateixes plantes per facilitar encara més el seu ús en altres casos no recollits en la publicació, així com una llista ampliada de les alternatives a les invasores.

En el plantejament d'aquesta publicació dos aspectes s'han considerat fonamentals perquè acomplís els seus objectius: seleccionar i dissenyar casos pràctics que siguin fàcilment identificables i assumibles pel col·lectiu de jardiniers i una selecció acurada de les plantes recomanades.

Els casos pràctics s'han seleccionat a partir dels diferents espais més habituals per ser enjardinats, des de les parcel·les amb una casa unifamiliar i un jardí relativament extens, passant per d'altres habituals en la jardineria urbana (rotondes, illetes, etc.) fins als més concrets o reduïts com per exemple les jardineres, mòbils i fixes, de les terrasses.

La selecció de la planta no només pretén evitar un increment en l'ús d'invasores, sinó també generar un catàleg de plantes útil en diferents situacions, fàcils de trobar en el comerç i que a la vegada fossin compatibles en la pràctica d'una jardineria sostenible.

Per açò en aquest procés es van considerar tant les llistes de plantes disponibles en el comerç com les recomanacions i recopilacions de diferents autors especialitzats en la jardineria mediterrània. Així, aquest catàleg recull un total de 323 tàxons amb un comportament no invasor a la Comunitat Valenciana, que cobreixen un ampli espectre de característiques de les plantes ornamentals, però posant especial interès en les que puguin ser més útils en els casos pràctics. Així, hi predominen les plantes de clima mediterrani o temperat (Fig. 5), les de creixement arbustiu (Fig. 6), per ser aquesta forma una de les més útils i característiques de la vegetació mediterrània, aquelles que presenten un índex de tolerància a la sequera més elevat (Fig. 7) segons el criteri establert per Filippi (2007) i les de floració primaveral o estival (Fig. 8), per ser aquestes èpoques quan els jardins són més viscuts per part de l'home.

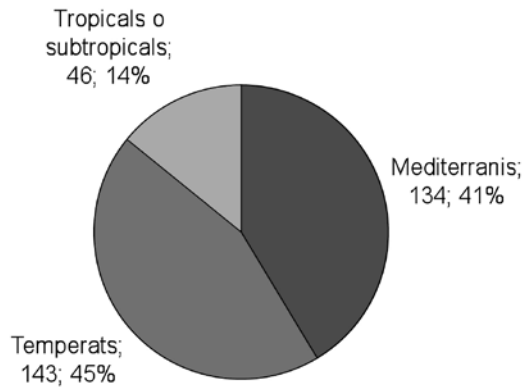


Fig. 5. Representació gràfica de l'origen geogràfic de les plantes proposades com alternatives a les invasores.

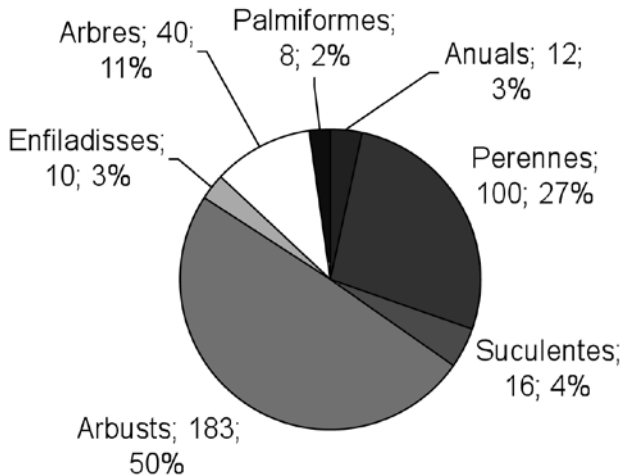


Fig. 6. Representació gràfica de l'hàbit de creixement de les plantes proposades com alternatives a les invasores.

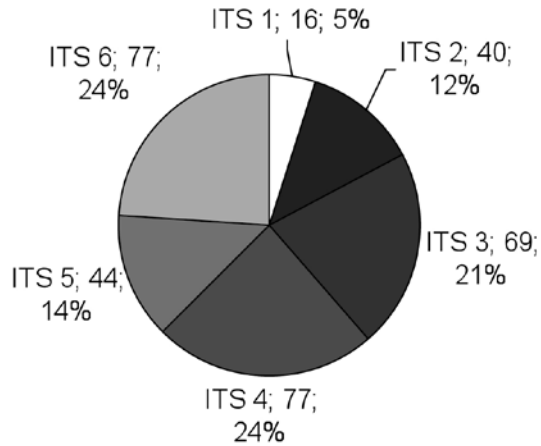


Fig. 7. Representació gràfica de la classificació segons la tolerància a la sequera de les plantes proposades com alternatives a les invasores.

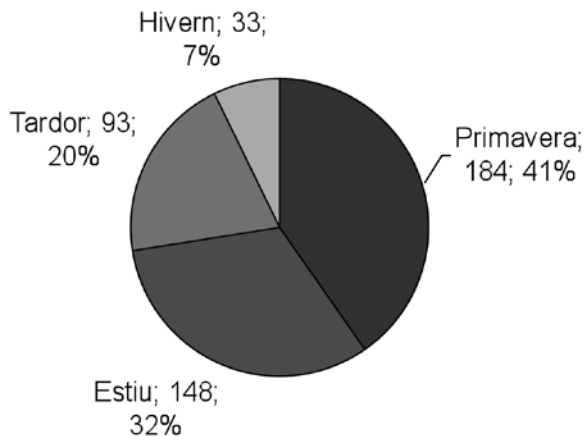


Fig. 8. Representació gràfica de la classificació segons l'època de floració de les plantes proposades com alternatives a les invasores.

BIBLIOGRAFIA

Anderson, N.O., Galatowitsch, S.M. i Gómez, N. 2006a. Selection strategies to reduce invasive potential of introduced plants. *Euphytica*, 148: 203-216.

Anderson, N.O., Gómez, N. i Galatowitsch, S.M. 2006b. A non-invasive crop ideotype to reduce invasive potential. *Euphytica*, 148: 185-202.

- Barbier, E. i Knowler, D. 2006. Commercialization decisions and the economics of introduction. *Euphytica*, 148: 151-164.
- Baridon, M. 2004. *Los jardines. Paisajistas, jardineros, poetas*. Abada Editores. Madrid.
- Bass, D.A., Crossman, N.D., Lawrie, S.L. i Lethbridge, M.R. 2006. The importance of population growth, seed dispersal and habitat suitability in determining plant invasiveness. *Euphytica*, 148: 97-109.
- Bhatti, M. i Church, A. 2004. Home, the culture of nature and meanings of gardens in late modernity. *Housing Studies*, 19: 37-51.
- Bornstein, C., Fross, D. i O'Brien, B. 2005. *California native plants for the garden*. Cachuma Press. Los Olivos, California.
- Brook, I. 2003. Making here like there: place attachment, displacement and the urge to garden. *Ethics, Place and Environment*, 6: 227-234.
- Brook, I. i Brady, E. 2003. *Ethics and aesthetics of the topiary*. *Ethics & the Environment*, 8: 127-142.
- Brookes, J. 1987. *Gardens of paradise. The history and design of the great Islamic gardens*. Wiedenfeld and Nicolson. Londres.
- Brunzel, S., Fischer, S.F., Schneider, J., Jetzkowitz, J. i Brandl, R. 2009. Neo- and archaeophytes respond more strongly than natives to socio-economic mobility and disturbance patterns along an urban-rural gradient. *Journal of Biogeography*, 36: 835-844.
- Campos, J.A. i Herrera, M. 2009. Análisis de la flora alóctona de Bizkaia (País Vasco, España). *Lazaroa*, 30: 7-33.
- Comunitat Valenciana, 2009. Decreto 213/2009, de 20 de noviembre de 2009, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana. *Diari Oficial de la Comunitat Valenciana*, 24 de noviembre de 2009, núm. 6151: 42326-42332.
- Conan, M. i Whangheng, C. (eds.). 2008. *Gardens, city life and culture*. Harvard University Press.
- Cooper, A. 2003. The indigenous versus the exotic: debating natural origins in early modern Europe. *Landscape Research*, 28: 51-60.
- Costa, E., Scariot, V. i Beruto, M. 2007. The development of new products through the collection of old cultivars and wild species of *Ranunculus* genus. *Acta Horticulturae*, 743: 45-49.
- Criley, R.A. 2008. Ornamentals - more than just beautiful. *Acta Horticulturae*, 788:23-28.
- DíAntonio, C.M. i Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global chance. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63-87.

Daehler, C.C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 183-211.

Dehnen-Schmutz, K.J., Touza, J., Perrings, C. I Williamson, M. 2007. The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology*, 21: 224-231.

Di Tomaso, J.M. 2006. ¿Don't plant a pest? initiative. In: Brunel, S. (ed.). *Invasive plants in Mediterranean type regions of the world. Mèze (France), 25-27 May 2005. Proceedings*: 167-172. Environmental Encounters Series, 59. Council of Europe Publishing. Estrasbourg

Dlugosch, K.M. i Parker, I.M. 2008. Invading populations of an ornamental shrub show rapid life history evolution despite genetic bottlenecks. *Ecology Letters*, 11: 701-709.

Ellstrand, N.C. i Schierenbeck, K.A. 2006. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants?, *Euphytica*, 148: 35-46.

Esler, A.E. 1998. The naturalisation of plants in urban Auckland, New Zealand. 5. Success of the alien species. *New Zealand Journal of Botany*, 26: 565-584.

Espanya, 2007. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado*, 14 de diciembre de 2007, núm. 299: 51275-51327.

Fariello, F. 1967. *Architettura dei giardini*. Edizioni dell'Ateneo. Roma.

Fasham, M. i Trumper, K. 2001. *Review of non-native species legislation and guidance*. Department for Environment, Food and Rural Affairs. Londres.

Filippi, O. 2007. *Pour un jardin sans arrosage*. Actes Sud. Arles.

Filippi, O. 2008. Invasive plants: the view from the nursery. *The Mediterranean Garden*, 54: 21-23.

Forestier, J.C.N. 1985. *Jardines, cuaderno de dibujos y planos*. Editorial Stylos. Barcelona.

Fraga i Arguimbau, P. 2009. *Jardineria mediterrànea sin especies invasoras*. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Generalitat Valenciana. València.

Fraga i Arguimbau, P., Mascaró Sintes, C., Carreras Martí, D., Garcia Febrero, O., Pallicer Allés, X., Pons Gomila, M., Seoane Barber, M. I Truyol Olives, M. 2004. *Catàleg de la flora vascular de Menorca*. Institut Menorquí d'Estudis. Maó.

Geng, Y.-P., Pan, X.-Y., Xu, C.-Y., Zhang, W.-J., Li, B., Chen, J.-K., Lu, B.-R. i Song, Z.-P. 2007. Phenotypic plasticity rather than locally adapted ecotypes allows the invasive alligator weed to colonize a wide range of habitats. *Biological Invasions*, 9: 245-256.

Gröning, G. i Wolschke-Bulmahn, J. 2003. The native plant enthusiasm: ecological panacea or xenophobia?, *Landscape Research*, 28: 75-88.

Hall, M. 2003. Editorial: The native, naturalized and exotic-plants and animals in human history. *Landscape Research*, 28: 5-9.

Harris, C.J., Murray, B.R., Hose, G.C. i Hamilton, M.A. 2007. Introduction history and invasion success in exotic vines introduced to Australia. *Diversity and Distributions*, 13: 467-475.

Head, L. i Muir, P. 2006. Suburban life and the boundaries of nature: resilience and rupture in Australian backyard gardens. *Transactions of the Institute of British Geographers*, New Series 31: 505-524.

Hejda, M., Pysek, P., Pergl, J., Sádlo, J., Chytrý, M. i Jarosik, V. 2009. Invasion success of alien plants: do habitat affinities in the native distribution range matter? *Global Ecology and Biogeography*, 18: 372-382.

Heywood, V. i Brunel, S. 2009. *Código de conducta sobre horticultura y plantas invasoras*. Naturaleza y Medio Ambiente, 155. Consejo de Europa. Estrasburg.

Hitchings, R. 2003. People, plants and performance: on actor network theory and the material pleasures of the private garden. *Social & Cultural Geography*, 4: 99-113.

Hughes, J.D. 2003. Europe as consumer of exotic biodiversity: Greek and Roman times. *Landscape Research*, 28: 21-31.

Keaton, G. i Middlebrook, A. 2007. *Designing California native gardens. The plant community to artful, ecological gardens*. University of California Press. Berkely, Los Angeles i Londres.

Keller, R.P., Zu Ermagassen, P.S.E. i Aldridge, D.C. 2009. Vectors and timing of freshwater invasions in Great Britain. *Conservation Biology*, 23: 1526-1534.

Kendle, A.D. i Forbes, J.E. 1997. *Urban nature conservation*. E & FN Spon. Londres.

Kendle, A.D. i Rose, J.E. The aliens have landed! What are the justifications for native only policies in landscape plantings?, *Landscape and Urban Planning*, 47: 19-31.

King, S.A. i Buckney, R.T. 2000. Urbanization and exotic plants in northern Sidney streams. *Austral Ecology*, 25: 455-461.

Kitajima, K., Fox, A.M., Sato, T. i Nagamatsu, D. 2006. Cultivar selection prior to introduction may increase invasiveness: evidence from *Ardisia crenata*. *Biological Invasions*, 8: 1471-1482.

Kowarik, I. 2003. Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalization and population expansion of alien plant species. *Biological Invasions*, 5: 293-312.

Lambdon, P.W. i Hulme, P.E. 2006. Predicting the invasion success of Mediterranean alien plants from their introduction characteristics. *Ecography*, 29: 853-865.

Lambdon, P.W., Pysek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarosík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grappow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglová, I., Pino, J., Vilà, M., Zikos, A., Roy, D. i Hulme, P. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80: 101-148.

Les, D.H. i Mehrhoff, L.J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern New England: a historical perspective. *Biological Invasions*, 1: 281-300.

Leszczynska-Borys, H. 1995. Ornamental plants in the customs of the Sierra Norte of Puebla. *Acta Horticulturae*, 391:251-260.

Lewis, C.A. 1995. Human health and well-being: the psychological, physiological, and sociological effects of plants on people. *Acta Horticulturae*, 391: 31-40.

Li, Y., Cheng, Z., Smith, W.A., Ellis, D.R., Chen, Y., Zheng, X., Pei, Y., Luo, K., Zhao, D., Yao, Q., Duan, H. i Li, Q. Invasive ornamental plants: problems, challenges, and molecular tools to neutralize their invasiveness. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23: 381-389.

Liu, J., Dong, M., Miao, S.L., Li, Z.Y., Song, M.H. i Wang, R.Q. 2006. Invasive alien plants in China: role of clonality and geographical origin. *Biological Invasions*, 8: 1461-1470.

Lockwood, J.L., Cassey, P. i Blackburn, T. 2005. The role of propagules pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 223-228.

Mack, R.N. 1996. Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biological Conservation*, 78: 107-121.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, M., Evans, H., Clout, M. i Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.

Mandon-Dalger, I. 2008. Invasive plants: a working group in France. *The Mediterranean Garden*, 54: 7-13

Marinelli, J. i Harper-Lore, B. (eds.). 2006. *Native alternatives to invasive plants*. Brooklyn Botanic Garden All-region Guides, 185. Brooklyn Botanic Garden. New York.

Martin, T. 2000. *Old-fashioned flowers. Classic blossoms to grow in your garden*. 21st-Century Gardening Series, 162. Brooklyn Botanic Garden. New York.

Martínez-Ghersa, M.A. i Ghersa, C.M. 2006. The relationship of propagules pressure to invasion potential in plants. *Euphytica*, 148: 87-96.

McNeill, J.R. 2003. Europe's place in the global history of biological exchange. *Landscape Research*, 28: 33-39.

- Meyer, J.-Y. i Lavergne, C. 2004. Beautés fatales: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions*, 10: 333-347.
- Milbau, A. i Stout, J.C. 2008. Factors associated with alien plants transitioning from casual, to naturalized, to invasive. *Conservation Biology*, 22: 308-317.
- Moragues, E. i Rita, J. 2005. *Els vegetals introduïts a les Illes Balears*. Documents tècnics de conservació. 2a època, 11. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. Palma.
- Nelson, E.C. 1986. Towards an historical inventory of Irish cultivars. *Acta Horticulturae*, 182: 301-308.
- Orsenna, É. 2001. *André Le Nôtre. Gardener to the Sun King*. George Braziller. Nova York.
- Okada, M., Ahmad, R. i Jasieniuk, M. 2007. Microsatellite variation points to local landscape plantings as sources of invasives pampas grass (*Cortaderia selloana*) in California. *Molecular Ecology*, 16: 4956-4971.
- Páez de la Cadena, F. 1982. *Historia de los estilos en jardinería*. Ediciones Istmo. Madrid.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. i Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1: 3-19.
- Pautasso, M. i McKinney, M.L. 2007. The botanist effect revisited: plant species richness, county area, and human population size in the United States. *Conservation Biology*, 21: 1333-1340.
- Peters, W.L., Meyer, M.H. i Anderson, N.O. 2006. Minnesota horticultural industry survey on invasive plants. *Euphytica*, 148: 75-86.
- Pimentel, D., Lach, I., Zuniga, R. i Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *Bioscience*, 50: 53-64.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. i Tsomondo, T. Economic and environmental threats to alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 1-20.
- Protopopova, V.V., Shevera, M.V. i Mosyakin, S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica*, 148: 17-33.
- Pysek, P., Richardson, D.M. i Jarosík, V. 2006. Who cites who in the invasion zoo: insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia*, 78: 437-468.

Randall, J.M. i Marinelli, J. (eds.). 1996. *Invasive plants. Weeds of the global garden*. 21st Century Gardening Series Handbook, 149. Brooklyn Botanic Garden. New York.

Reichard, S.H. i Hamilton, C.W. 1997. Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11: 193-203.

Reichard, S.H. i White, P. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience*, 51: 103-113.

Rejmánek, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation*, 78: 171-181.

Rejmánek, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25: 497-506.

Rejmánek, M. i Richardson, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive?, *Ecology*, 77: 1655-1661.

Richardson, D.M. i Pyöek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30: 409-431.

Richardson, D.M. i Thuiller, W. 2007. Home away from home ñ objective mapping of high-risk source of areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13: 299-312.

Roberts, D.G., Ayre, D.J. i Whelan, R.J. 2007. Urban plants as genetic reservoirs or threats to the integrity of bushland plant populations. *Conservation Biology*, 21: 842-852.

Rubió i Tudurí, N.M. 1934. *El jardín meridional. Estudio de su trazado y plantación*. Salvat Editores, S.A. Barcelona.

Rubió i Tudurí, N.M. 1960. *El jardí obra d'art*. Gráficas Layetana. Barcelona.

Rubió i Tudurí, N.M. 1981. *Del paraíso al jardín latino*. Tusquets Editores. Barcelona.

Sanz, M., Dana, E., Sobrino, E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Schlaepfer, D.R., Glättli, M., Fischer, M. i van Kleunen, M. 2009. A multi-species experiment in their native range indicates pre-adaptation of invasive alien plant species. *New Phytologist*, 185: 1087-1099.

Simberloff, D. 2000. Nonindigenous species: a global threat to biodiversity and stability. In: Raven, P. i Williams, T. (eds.). *Nature and human society: the quest for a sustainable world*: 325-334. National Academy Press. Washington.

Simberloff, D. 2003. Confronting introduced species a form of xenophobia?, *Biological Invasions*, 5: 179-192.

- Smith, R.M., Baker, R.H.A., Malumphy, C.P., Hockland, S., Hammon, R.P., Ostojá-Starzewski, J.C. i Collins, D.W. 2007. Recent non-native invertebrate plant pest establishments in Great Britain: origins, pathways, and trends. *Agricultural and Forest Entomology*, 9: 307-326.
- Standish, R.J., Robertson, A.W. i Williams, P.A. 2001. The impact of an invasive weed *Tradescantia fluminensis* on native forest regeneration. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1253-1263.
- Sullivan, J.J., Timmins, S.M. i Williams, P.A. 2005. Movement of extoic plants into coastal native forest from gardens in northern New Zealan. *New Zealan Journal of Ecology*, 29: 1-10.
- Sullivan, J.J., Williams, P.A., Timmins, S.M. i Smale, M.C. 2009. Distribution and spread of environmental weeds along New Zealand roadsides. *New Zealan Journal of Ecology*, 33: 190-204.
- Sullivan, J.J., Williams, P.A., Cameron, E.K. i Timmins, S.M. 2004. People and time explain the distribution of naturalized plants in New Zealand. *Weed Technology*, 18: 1330-1333.
- Thompson, J.D. 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press. Oxford.
- Uekötter, F. 2007. Native plants: A nazi obsession?, *Landscape Research*, 32: 379-383.
- Van Sittert, L. 2003. Making the Cape Floral Kingdom: the discovery and defence of indigenous flora at the Cape ca. 1890-1939. *Landscape Research*, 28: 113-129.
- Vartanian, V. 2006. Engaging the horticulture industry in the processo f reducing invasions by exotic plants in wildlands. In: Brunel, S. (ed.). *Invasive plants in Mediterranean type regions of the world. Mèze (France), 25-27 May 2005. Proceedings*: 157-166. Environmental Encounters Series, 59. Council of Europe Publishing. Estrasburg.
- Vilà, M. i Pujadas, J. 2001. Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation*, 100: 397-401.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M. i Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21: 1-16.
- Von Buttlar, A. 1993. *Jardines del clasicismo y del romanticismo*. Editorial Nerea, S.A. Madrid.
- Watson, A.M. 1983. *Agricultural innovation in the early Islamic world*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Weisntein, G. 2006. Xeric for mesic. *American Nurseryman*, 204: 36-38.

- Widrechner, M.P. 2007. Old and new trends influencing the introduction of new nursery crops. In: Janick, J. i Whipkey, A. (eds.). *Issues in new crops and new uses*: 237-245.. ASHS Press. Alexandria.
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. i Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, 48: 607-615.
- Williams, P.A., Nicol, E. i Newfield, M. 2000. *Assessing the risk to indigenous New Zealand biota from new exotica plant taxa and genetic material*. Science for conservation, 143. Department of Conservation. Wellington, Nova Zelanda.
- Williams, P.A. i Newfield, M. 2002. *A weed risk assessment system fo new conservation weeds in New Zealand*. Science for conservation, 209. Department of Conservation. Wellington, Nova Zelanda.
- Williams, P.A. i Cameron, E.K. 2006. Creating gardens: the diversity and progression of European plant introductions. In: Allen, R.B. i Lee, W.G. (eds.). *Biological invasions in New Zealand*: 33-47. Springer-Verlag. Londres.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. Londres.
- Williamson, M.H. i Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163-170.
- Xu, H., Qiang, S., Han, Z., Guo, J., Huang, Z., Sun, H., He, S., Ding, H., Wu, H. i Wan, F. 2006. The status and causes of alien species invasion in China. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2893-2904.
- Zagorski, T., Kirkpatrick, J.B. i Stratford, E. 2004. Gardens and the bush: gardener's attitudes, garden types and invasives. *Australian Geographical Studies*, 42: 207-220.
- Zedler, J.B. i Kercher, S. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23: 431-452.
- Zhou, W.Z. 1995. The role of horticulture in human history and culture. *Acta Horticulturae*, 391: 41-52.

INTRODUCCIONS DE MAMÍFERS A LES BALEARS: L'ESTABLIMENT D'UN NOU ORDRE

Josep Antoni Alcover¹, Departament de Biodiversitat i Conservació. Institut Mediterrani d'Estudis Avançats. Cta de Valldemossa km 7,5. 07122 Palma de Mallorca

INTRODUCCIÓ

La fauna actual de les Balears és el reflex d'una història de colonitzacions i extincions que té unes arrels fondes, però que sobre tot està molt condicionada per fets esdevinguts els darrers mil·lennis, d'ençà que les Balears varen ser colonitzades pels humans, ara fa probablement entre 4150 i 4350 anys (Alcover, 2008).

Hi ha alguns conceptes bàsics que cal tenir en compte quan es tracta del tema de les introduccions o de les invasions d'espècies. Així, cal diferenciar entre el que és la invasibilitat d'un territori/ecosistema (una característica extrínseca als éssers vius, pròpia dels territoris/ecosistemes) i el que és la capacitat invasiva de les espècies (una característica intrínseca). No tots els territoris tenen la mateixa invasibilitat, i s'ha de tenir en compte que la invasibilitat pot canviar al llarg del temps. Les illes solen ser territoris que presenten unes fronteres poc permeables per a una sèrie d'essers vius (mals colonitzadors), i més permeables per a d'altres. Mentre les fronteres són eficients, els territoris són difícilment envaïts pels primers. Quan aquestes fronteres es trenquen, els territoris insulars sovint són altament invasibles. Això es deu a que les illes, per la seva pròpia naturalesa, contenen ecosistemes amb un nombre reduït d'espècies autòctones els quals s'estructuren d'una forma peculiar (que es coneix com a disharmònica respecte el que són els ecosistemes continentals). Es considera que la pobresa en espècies confereix una elevada invasibilitat als ecosistemes. La manca de diferents tipus ecològics, característica de la disharmonia ecològica dels ecosistemes insulars (per exemple, els depredadors terrestres), també facilita les invasions. Pel que fa a les espècies potencialment colonitzadores, no totes tenen la mateixa capacitat invasora. També s'ha de recordar que no totes les espècies tenen el mateix impacte sobre els ecosistemes. Hi ha espècies (tant entre els animals com entre les plantes)

que són clau per al funcionament dels ecosistemes, mentre que n'hi ha d'altres que no afecten gaire el funcionament global dels mateixos. Aquestes espècies claus són de gran importància, ja que la seva presència o absència condiciona en bona part el funcionament global d'un ecosistema.

El balanç entre la invasibilitat dels ecosistemes i les capacitats invasores de les espècies condiciona els impactes que tenen les espècies sobre els ecosistemes. La distribució de les espècies és dinàmica, però la dinàmica natural s'ha vist condicionada per les activitats humanes. El mateix *Homo sapiens* s'ha de considerar com a una espècie altament invasora.

Sovint es diferencia entre espècies "introduïdes" i espècies "invasores". Alguns autors consideren que una espècie "invasora" és una espècie al·lòctona d'un territori, que s'ha adaptat a les condicions ecològiques que es troben a aquest territori i que s'ha escampat (o es pot escampar) aviat des del seu focus d'introducció (e.g., Vilà et al., 2008). Seguint aquest criteri totes les espècies de mamífers terrestres que es troben actualment a les Balears es poden considerar com a espècies invasores. Altres autors només consideren com a invasores les espècies que no sols tenen aquesta capacitat sinó que a més poden alterar els ecosistemes que envaeixen, causant danys ambientals o a la salut humana, animal o vegetal. Aquest criteri és més ambigu, perquè la valoració dels danys causats sovint depèn de la sensibilitat dels observadors respecte les possibles alteracions ocasionades. Seguint aquest criteri, moltes de les espècies de mamífers introduïdes a les Balears també es poden considerar com a invasores, mentre que d'altres no ho serien tan clarament. Aquest article tracta de les espècies de mamífers introduïdes, i no s'ha enfocat com un estudi de les espècies invasores.

Al llarg del temps a les Balears hi ha hagut diferents espècies clau per al funcionament dels ecosistemes. Se considera que *Myotragus balearicus* era una espècie clau en el funcionament dels ecosistemes prehumans de les Gimnèsies. La seva extinció, esdevingué molt probablement com a conseqüència de l'arribada dels humans, degué produir un efecte d'extincions en cascada d'altres espècies autòctones. Els ecosistemes de les Balears no foren els mateixos després de l'extinció d'aquesta espècie clau. Probablement hauríem de considerar que, d'ençà de l'arribada dels humans, el factor clau en la transformació dels ecosistemes han estat els propis humans, amb efectes directes sobre els mateixos (efectes que inclourien incendis recurrents de la vegetació, explotació de tota casta de recursos naturals, ocupació creixent del territori, transport voluntari o involuntari de sediment d'unes bandes a unes altres, etc.) i efectes indirectes (entre els que es troben les introduccions, voluntàries o no, d'espècies i la transformació dels ecosistemes que ha permès la seva colonització per espècies invasores que no podien prosperar als ecosistemes naturals de les Balears). Dintre d'aquest treball pretenc no centrar l'anàlisi en la consideració fonamental que són els humans una espècie introduïda a les Balears, amb una capacitat tan ampla de transformació del territori i dels seus ecosistemes que fan que s'hagi de considerar com l'espècie clau actual, sinó en

un grup d'espècies que s'han pogut escampar a les Balears rere l'acció dels humans, els mamífers terrestres actuals. Degut a l'arribada dels humans, la fauna de les Balears és com és. Totes les espècies de mamífers terrestres (no voladors) presents actualment a les Balears hi han estat introduïdes pels humans (Alcover, 1979, 1980; Vigne i Alcover, 1985). Igualment, l'extinció de la fauna autòctona de mamífers terrestres s'ha relacionat amb l'arribada dels humans (Bover i Alcover, 2003, 2008).

Espècies claus al llarg de la història recent de les Balears

Ja s'ha indicat que fins l'arribada dels humans *Myotragus balearicus* era una espècie clau per entendre el funcionament dels ecosistemes de les Balears. La vegetació del Pleistocè superior i Holocè de les Balears estava altament condicionada per la presència d'aquesta espècie, que era un consumidor molt eficient de plantes. Segurament la presència abundant de boix (*Buxus*), de savines/ginebrons (*Juniperus*) i de ginesta borda (*Ephedra*) a Mallorca i Menorca en molt bona part es devia a la presència de *Myotragus*.

L'arribada dels humans a les Balears va implicar la introducció de diferents espècies de mamífers. A més de les espècies domèstiques, dues espècies de micromamífers varen ser introduïdes des dels inicis de la prehistòria de les Balears: el ratolí de bosc (*Apodemus sylvaticus*) i la rata cellarda (*Eliomys quercinus*). Es creu que aquestes espècies al continent eren, en aquella època, més peridomèstiques (per no dir comensals) que ho són a l'actualitat, i que l'escampament dels ratolins domèstics produït a l'època dels romans hauria restringit aquestes espècies a una forma de vida totalment silvestre (Cucchi et al., 2005; Alcover, 2008). Abans que aquesta restricció es produís, però, ratolins de bosc i rates cellardes tant degueren escampar-se als ecosistemes naturals com ocupar els àmbits peridomèstics. En absència de depredadors terrestres, hi ha documentació que suggereix que eren molt abundants a les Balears, sobretot a Menorca, assolint densitats elevades i adquirint una gran mida corporal. De rebot, les òlibes sembla que foren també més abundants que a l'actualitat. A Eivissa i Formentera, on abans de l'arribada dels humans no hi havia mamífers, l'efecte dels ratolins de bosc i les rates cellardes sobre els ecosistemes naturals degué ser molt important. Fins aleshores el consum de llavors i de fruits a les Pitiüses estava monopolitzat per ocells i sargantanes, mentre que a partir de la introducció de micromamífers, l'oferta de fruits i llavors degué ser més consumida per aquests. Així com *Myotragus balearicus* fou una espècie clau en el funcionament dels ecosistemes de Mallorca i Menorca fins l'arribada dels humans, les rates cellardes i ratolins de bosc ho degueren ser per al funcionament dels ecosistemes de totes les Balears d'ençà de la seva introducció fins l'arribada dels romans.

Amb l'arribada dels romans s'assisteix a un important esdeveniment d'introduccions fau-

nístiques. Dintre d'aquest apartat sobre espècies clau, és important indicar que fou a l'època dels romans que s'introdueixen els mostels. La seva introducció probablement es va deure a un intent de controlar les poblacions de conills, una altra espècie invasora introduïda anteriorment i que ocasionava problemes a les collites de cereals. El mostel va prosperar de tal manera que va incrementar la seva densitat ràpidament i es va transformar en la nova espècie clau dels ecosistemes insulars. Les poblacions de ratolins de bosc i de rates cellardes minvaren, així com també ho va fer la seva mida corporal. Es produeix un declivi de la població d'òlibes, que ja no semblen tan abundants com a la prehistòria anterior. El ferreret va desaparèixer de Menorca i es va veure restringit als torrents de muntanya a Mallorca. Les sargantanes desaparegueren també de Mallorca i Menorca, sobrevivint només als illots. Segurament a hores d'ara encara s'ha de considerar el mostel com l'espècie clau dels ecosistemes de les Balears.

Els mamífers actuals de les Balears, espècies introduïdes

La fauna autòctona pre-humana de mamífers de les Balears es reduïa a tres espècies de mamífers terrestres que vivien a les Gimnèsies, així com a un nombre indeterminat d'espècies de quiròpters que vivien a totes les Balears. Tots els mamífers terrestres actuals han estat introduïts pels humans. En aquest apartat es presentarà simplement un llistat d'espècies amb alguns comentaris sobre la seva distribució i sobre el que se sap o se suposa sobre la cronologia de la seva arribada.

***Crocidura pachyura* (Küster 1835)**

Musaranya present a Eivissa, probablement introduïda pels cartaginesos. La relació de la musaranya eivissenca amb les musaranyes del nord d'Àfrica i de Sardenya que actualment es coneixen sota el nom de *Crocidura pachyura* fou establerta per Beaucournu i Alcover (1984) en base a la puça que les parasita (una puça present a Tunísia i a Sardenya, i diferent de la puça que parasita les musaranyes de la Península Ibèrica), i ha estat corroborada per estudis genètics (e.g., Cosson et al., 2005). Molt probablement la població eivissenca d'aquesta musaranya procedeix de Tunísia (menys probablement, de Sardenya). L'època d'introducció més probable és entre el 645 i el 123 aC. Veure Turni et al. (2007) per a la seva designació específica.

***Crocidura suaveolens* (Pallas 1811)**

La rata aranyera de Menorca fou introduïda pels romans. Es troba en densitats baixes. Aparentment és de procedència oriental, tot i que encara no s'ha pogut esbrinar d'on

procedeix amb precisió, degut a que els seus haplotipus diagnòstics encara no s'han obtingut al continent (Dubey et al., 2007). L'època d'arribada se situa aparentment entre el 123 aC i el 100 AD, tot i que la datació dels materials més antics, trobats a Torralba d'en Salort (Reumer i Sanders, 1984) s'hauria de confirmar.

***Suncus etruscus* Savi 1822**

La musaranya nana és present a Mallorca, segons s'ha pogut confirmar els darrers anys. És una espècie d'introducció probablement recent. No se sap d'on prové. L'època més probable d'arribada és de fa més de 50 anys. No es pot descartar que hagi pogut arribar fa més de 150 anys. Aquesta espècie havia estat citada a Mallorca per Kahmann i Altner (1956), en base als ossos d'un únic exemplar trobats a unes egagròpiles d'òliba. Alcover (1979) va qüestionar aquesta citació, en base a l'anàlisi de d'un gran nombre de restes de micromamífers (més de 10.000) obtinguts a diferents localitats mallorquines. A partir de 2006 s'han anat acaramullant evidències de la presència d'aquesta espècie a Mallorca. El 2006 se'n filmaren dos exemplars a la marina de Lluçmajor. El 2008 se'n capturaren cinc exemplars i se'n fotografiaren d'altres (Pinya et al., 2008; dades addicionals no publicades aparegudes al Fòrum de Fauna del GOB). Posteriorment se n'han trobat més. L'espècie sembla ben escampada, cosa que suggereix que fa anys que ja es trobava a Mallorca, i que fa pensar que la citació de Kahmann i Altner (1956) corresponia a un exemplar mallorquí. La seva actual visibilitat després de 50 anys de manca de troballes resulta molt interessant. No es pot descartar que la citació antiga de *Crocidura balearica* a Andratx feta per Barceló (1876) correspongui també a aquesta espècie.

***Atelerix algirus* (Lereboullet 1842)**

L'eriçó africà és present a totes les Balears. Es tracta d'una espècie introduïda probablement pels àrabs. La regió d'origen és Àfrica del Nord. La data d'arribada més probable és d'abans de 1229. Les restes més antigues trobades a les Balears procedeixen del jaciment de Biniat Nou. Tot i haver-s'hi trobat a un jaciment prehistòric, la datació directa dels seus ossos documenta que s'hi varen incorporar al depòsit en època històrica. S'ha suggerit que fou introduïda pels almohades (Morales i Rofes, 2008), que desplaçaren als almoràvids a Mallorca a partir del 1203.

***Lepus granatensis* Rosenhauer 1856**

La llebre, aparentment, fou introduïda a Mallorca pels romans. Els testimonis fiables

més antics de la seva presència procedeixen de Pol·lèntia. La regió d'origen més probable és desconeguda. L'època d'arribada més probable se situa entre el 123 aC i el 100 AD.

***Oryctolagus cuniculus* Linnaeus 1758**

El conill fou introduït a les Balears o bé pels romans, o bé a les darreries de la prehistòria de les Balears per talaiòtics que tornaven del continent. La seva regió d'origen és desconeguda, tot i que molt probablement fou la Península Ibèrica. L'època d'arribada més probable se situa entre el 123 aC i el 100 AD. L'evidència més antiga disponible procedeix de Torralba den Salort (Reumer i Sanders, 1984). La introducció de conills i llebres a Mallorca i Menorca pot no haver estat sincrònica.

***Eliomys quercinus* (Linnaeus 1766)**

La rata cellarda va ser introduïda a les Balears pels primers pobladors. Segurament procedeix de prop del delta del Roina. L'època d'arribada més probable se situa entre el 2200 i el 2300 aC. L'evidència més antiga disponible és del coval Simó. Va arribar a les Balears juntament amb el ratolí de bosc.

***Rattus rattus* (Linnaeus 1758)**

La rata negra fou introduïda a les Balears pels romans. Es desconeix quina fou la regió d'origen des d'on vengué. Tal volta fou d'Itàlia. L'època d'arribada més probable se situa entre el 123 aC i el 100 AD. L'evidència més antiga disponible procedeix de Torralba den Salort (Reumer i Sanders, 1984).

***Rattus norvegicus* (Berkenhout 1769)**

L'espècie fou introduïda a les Balears a l'Edat Moderna. Es desconeix quina fou la seva regió d'origen. L'època d'arribada més probable és el segle XVIII.

***Apodemus sylvaticus* Linnaeus 1758**

El ratolí de bosc va ser introduït a les Balears pels primers pobladors. Segurament procedeix de prop del delta del Roina. L'època d'arribada més probable se situa entre el 2200 i el 2300 aC. L'evidència més antiga disponible és del coval Simó. Va arribar a les Balears juntament amb la rata cellarda.

***Mus spretus* Lataste 1883**

Aquesta espècie fou probablement introduïda a les Balears pels cartaginesos. És de procedència nordafricana. L'època d'arribada més probable se situa entre el 645 i el 123 aC i és possible que s'escampàs a les Balears amb el comerç cartaginès.

***Mus musculus* Linnaeus 1758**

El ratolí domèstic fou introduït a les Balears pels romans. La seva regió d'origen és desconeguda, tot i que molt probablement procedeix de l'Est. L'època d'arribada més probable se situa entre el 123 aC i el 100 AD. L'evidència més antiga disponible procedeix de Torralba den Salort (Reumer i Sanders, 1984).

***Martes martes* (Linnaeus 1758)**

Tot i que no disposam de cap evidència sobre quan va ser introduït el mart a les Balears, sembla que fou en època històrica (tal volta l'Edat Moderna). No sabem tampoc d'on procedeix.

***Martes foina* (Erxleben 1777)**

No disposam tampoc cap evidència sobre quan va ser introduït el mart a les Pitiüses. Probablement ha estat en època històrica (tal volta l'Edat Moderna). No sabem tampoc d'on procedeix, tot i que la regió d'origen més probable és la Península Ibèrica. La seva presència fou documentada per Köller (1931), qui va recol·lectar diferents espècimens a l'illa. Alcover (1979) considera que es va extingir degut a la pressió de caça. Mayol (2001) i Samblás i Martínez (2003) recullen la troballa d'un exemplar atropellat el 1998 a Portinatx, el qual documenta que l'espècie sobreviu encara a l'illa, bé que se sospita que amb uns efectius demogràfics febles.

Mustela nivalis

El mostel fou introduït a les Balears pels romans. La seva regió d'origen concreta és desconeguda, si bé els mostels de les Balears semblen relacionar-se amb poblacions més orientals (Alcover i Jaume, 1983, Lebarbenchon et al., 2010). L'època d'arribada més probable se situa entre el 123 aC i el 100 AD. L'evidència més antiga disponible procedeix de Torralba d'en Salort (Reumer i Sanders, 1984).

Genetta genetta

Molt probablement la geneta va ser introduïda a les Balears pels àrabs. Es tracta d'una espècie que procedeix del nord d'Àfrica (e.g., Gaubert, 2009). Degué arribar, per tant, abans del 1229 AD. Hi ha referències històriques sobre la presència de geneta a Mallorca el segle XIII (J. Mayol, com. pers.). Les restes de geneta més antigues trobades a la Península Ibèrica procedeixen del jaciment de Mértola (Baixo Alentejo, Portugal) i s'ha trobat a nivells d'ocupació almohades, anteriors al 1238 AD (Morales, 1994).

Nasua nasua

Recentment s'ha constatat la presència d'exemplars aïllats i de grups familiars de coatis a l'illa de Mallorca (Álvarez i Mayol, 2007). Alguns exemplars capturats són juvenils, i estan canviant la dentició de llet per la definitiva. Aquest fet és una prova de que l'espècie cria actualment a l'illa. S'estan realitzant esforços per exterminar aquesta població. El coati ha estat introduït a través de l'alliberament d'exemplars comprats a botigues de venda d'animals.

Procyon lotor

Recentment s'ha constatat la presència d'exemplars aïllats d'ós rentador a l'illa de Mallorca (Pinya et al., 2009). A diferència del que passa amb els coatis, ara per ara no s'ha constatat inequívocament la cria d'aquesta espècie en estat silvestre. S'estan realitzant esforços per exterminar aquesta població. Aquesta espècie ha estat introduïda a través de l'alliberament d'exemplars comprats a botigues de venda d'animals.

Capra hircus

Les cabres assilvestrades de Mallorca han estat objecte de diferents interpretacions. La presència de *Capra hircus* a Mallorca data de fa més de 4000 anys. Aquesta cabra ha estat considerada com a *Capra aegagrus* per diferents autors (e.g., Seguí et al., 2006, Seguí i Payeras, 2002, Massetti 2009a i b). *Capra aegagrus* és el nom que se dona a la forma ancestral silvestre de *Capra hircus*. Gentry et al. (2004) accepten l'ús de la denominació *Capra aegagrus* per a la forma silvestre, i *Capra hircus* per a la domèstica. En realitat, sota aquestes dues denominacions es troba la mateixa espècie, i el nom de *Capra hircus* té prioritat. L'ús d'una nomenclatura específica diferent per a les formes silvestre i domèstica pot conduir a anàlisis biogeogràfiques errònies. Massetti (2009b) relaciona les cabres salvatges mallorquines amb les cabres orientals, mostrant un mapa de distribució de l'espècie *C. aegagrus*, tant a l'actualitat com en el passat, que té com

a implicació que les cabres silvestres mallorquines provindrien directament de l'Est. Se sap, però, que la procedència més probable dels primers pobladors de les Balears, que són els primers que dugueren cabres domèstiques que s'assilvestraren a Mallorca, se situa a la zona del delta del Roina, un indret on no està reconeguda la presència de *Capra aegagrus* en el passat (Massetti, 2009b). Per tant, com a mínim des d'un punt de vista evolutiu i biogeogràfic, pareix preferible i sense cap dubte aclaridor fer servir el nom de *Capra hircus* per designar la població de cabres assilvestrades de Mallorca.

Cervus elaphus

El cérvol ha estat introduït a Mallorca almenys en època medieval. Hi ha documentació sobre la seva caça. Se sap que va viure fins a les darreries del segle XVIII. No se sap, però, si les poblacions de cérvols silvestres de Mallorca foren molt abundants. Ha estat esmentat a jaciments arqueològics de les darreries de la prehistòria - inicis de la història de Mallorca.

Dama dama

La daina ha estat introduïda a Mallorca en diferents ocasions. Els romans foren els primers en introduir aquesta espècie, si bé no se sap si la tenien assilvestrada o en condicions de captivitat o semi-captivitat. Actualment es troba a algunes possessions de Mallorca en condicions de captivitat. Ocasionalment s'han escapat exemplars que s'han assilvestrat, tot i que sembla que cap població assilvestrada ha prosperat.

Altres espècies

Hi ha registres d'altres espècies que han estat capturades a Mallorca en estat silvestre, tals com *Vulpes vulpes*, *Canis lupus*, *Mustela putorius*, *Nycterectes procyonides*, *Puma concolor*, *Sciurus vulgaris*, *Cavia sp.*, *Boselaphus tragocamelus*. Ara per ara les citacions d'aquestes espècies han estat molt limitades, i cap sembla haver-s'hi establert a Mallorca per un temps considerable.

Discussió

La fauna actual de les Balears conté un nombre elevat d'espècies de mamífers terrestres introduïts, i no conté cap de les espècies que s'hi trobaven originàriament. El canvi faunístic esdevingut a les Balears rere l'arribada dels humans ha estat enorme. Es

pot dir que pràcticament res és com era abans de l'arribada dels humans. A les Balears han desaparegut alguns dels depredadors autòctons (com l'àguila real, caçadora de *Myotragus* i, posteriorment, de cabres). Altres espècies depredadores s'han vist afavorides (com les òlibes a les Pitiüses). Hi ha hagut canvis a quasi tots els ecosistemes, inclosos els ecosistemes marins i les illes petites.

Els canvis esdevinguts han estat tan grossos, i moltes de les accions que els han provocat han estat tan recurrents, que les intervencions destinades a gestionar la naturalesa semblen adequades. S'ha de dir, però, que és important saber quina naturalesa volem. Sembla que hauria de ser prioritària una gestió que prioritzés la conservació del que encara ens resta de les faunes del passat (que és poc). La protecció d'aquest element faunístic inclou no sols la protecció dels endemismes, sinó d'espècies autòctones no endèmiques (e.g., les ratapinyades). La fauna de mamífers de les Balears, altament endèmica en el passat, és ara molt similar a la d'altres illes mediterrànies o d'ecosistemes secundaris de les àrees continentals més properes. El coneixement de la història biogeogràfica de la fauna actual il·lustra com al llarg de poc més de 4000 anys s'ha anat produint una globalització (i banalització) cada vegada major de la fauna. Amb els primers habitants de les Balears es van introduir només molt poques espècies i totes procedien de l'entorn mediterrani més proper (inicialment, aparentment de la zona del Llenguadoc). Amb els cartaginesos es van introduir les primeres espècies procedents d'Àfrica (el rat grill d'Eivissa). Amb els romans hi va haver un gran canvi faunístic, i espècies procedents de l'Est, algunes –com la rata negra– originàries d'Àsia, arribaren i s'escamparen per les Balears. Amb els musulmans, noves espècies d'origen africà (genetes, eriçons) s'hi estengueren. Més endavant han arribat més espècies d'origen asiàtic (*Rattus norvegicus* i segurament *Suncus etruscus*). Ara (a les darreries del segle XX i inicis del XXI) comencen a arribar espècies originàries del Nou Món. Si es vol evitar una globalització encara major, seria convenient que es tractés d'evitar noves introduccions, i sobretot s'hauria de tractar d'evitar la introducció d'espècies d'altres regions biogeogràfiques.

Agraïments

L'autor vol manifestar la seva gratitud a en Joan Mayol i na Carmen Maria Álvarez, pels seus comentaris sobre una versió inicial d'aquest text i per haver-me facilitat algunes dades sobre mamífers introduïts.

BIBLIOGRAFIA

Alcover J. A. 1979. Els mamífers de les Illes Balears. *Manuale d'Introducció a la Naturalista*, 3. Editorial Moll. Palma de Mallorca, 179 pàgines.

Alcover J.A. 1980. Note on the origin of the present mammalian fauna from the Balearic and Pityusic islands. *Misc. Zool.*, 6: 141–149.

Alcover, J.A. 2008. The First Mallorcans: Prehistoric Colonization in the Western Mediterranean. *J. World Prehistory*, 21:19–84.

Alcover J. A. i Jaume, D. 1983. Sobre el mostel *Mustela nivalis* Linnaeus 1758 de les Balears (Carnivora, Mustelidae). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 27: 145–164.

Álvarez, C.M. i Mayol, J. 2007. El coati *Nasua nasua* (L. 1766), especie invasora naturalizada en Mallorca. Resúmenes VIII Jornadas de la SECEM, Huelva: 7.

Beaucournu, J.C. & Alcover, J.A. 1984. Siphonaptera from small terrestrial mammals in the Pityusic Islands. Biogeography and Ecology of the Pityusic Islands, *Monographiae Biologicae*, 52: 377–392

Bover, P., & Alcover, J. A. 2003. Understanding Late Quaternary extinctions: The case of *Myotragus balearicus* (Bate 1909.). *Journal of Biogeography*, 30: 771–781.

Bover, P., & Alcover, J. A. 2008. Extinction of the autochthonous small mammals of Mallorca (Gymnesic Islands, Western Mediterranean) and its ecological consequences. *Journal of Biogeography*, 35: 1112–1122.

Cosson, J.F., Hutterer, R., Libois, R., Sarà, M., Taberlet, P. i Vogel, P. 2005. Phylogeographical footprints of the Strait of Gibraltar and Quaternary climatic fluctuations in the western Mediterranean: a case study with the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula* (Mammalia: Soricidae). *Molecular Ecology*, 14: 1151–1162

Cucchi, T., Vigne, J. D., & Auffray, J. C. 2005. First occurrence of the house mouse (*Mus musculus domesticus* Schwarz and Schwarz 1943) in the Western Mediterranean: A zooarchaeological revision of subfossil occurrences. *Biological Journal of the Linnean Society*, 84: 429–445.

Dubey, S., Cosson, J.F., Magnanou, E., Vohralík, V., Benda, P., Frynta, D., Hutterer, R., Vogel, V. i Vogel, P. 2007. Mediterranean populations of the lesser white-toothed shrew (*Crocidura suaveolens* group): an unexpected puzzle of Pleistocene survivors and prehistoric introductions. *Molecular Ecology*, 16: 3438–3452.

Gaubert, P., Godoy, J., delCerro, I., Palomares, F. 2009. Early phases of a successful invasion: mitochondrial phylogeography of the common genet (*Genetta genetta*) within the Mediterranean Basin. *Biological Invasions*, 11: 523–546.

Gentry, A., Clutton-Brock, J. I Groves, C. 2004. The naming of wild animal species and their domestic derivatives. *J. Archaeol. Sci.*, 31: 645–651.

- Kahmann, H. i Altner, H. 1956. Die Wimperspitzmaus *Suncus etruscus* (Savi, 1822) auf der Insel Korsika und ihre circummediterrane Verbreitung. *Säugetierkundliche Mitteilungen*, 4: 72-81.
- Lebarbenchon, C., Poitevin, F., Arnal, V. and Montgelard, C. 2010. Phylogeography of the weasel (*Mustela nivalis*) in the western-Palaeartic region: combined effects of glacial events and human movements. *Heredity*, 1–14. doi: 10.1038/hdy. 2009.186
- Masseti, M. 2009a. Mammals of the Mediterranean islands: homogenisation and the loss of biodiversity. *Mammalia*, 73: 169–202.
- Morales, A. 1994. Earliest genets in Europe. *Nature*, 370: 512– 513
- Morales A., Rofes J. 2008. Early evidence for the Algerian hedgehog in Europe. *J. Zool.*, 274: 9–12.
- Pinya, S., Canyelles, X. i López-Fuster, M.J. 2008. Sobre la presencia de *Suncus etruscus* (Savi, 1822) en las Islas Baleares. *Orsis*, 23: 133-135.
- Pinya, S., Perelló, E. & Álvarez, C. 2009. Sobre la presencia del mapache *Procyon lotor* (Linnaeus 1758) en la isla de Mallorca. *Galemys*, 21: 61-64.
- Reumer, J. W. F., & Sanders, E. A. C. 1984. Changes in the vertebrate fauna of Menorca in prehistoric and classical times. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 49: 321–325.
- Samblás, F. J., Martínez, O. 2003. Hallazgo de un ejemplar de garduña de Ibiza (*Martes foina* ssp.). *Galemys*, 15: 69-71.
- Seguí, B. & Payeras, L. 2002. *Capra aegagrus Erxleben, 1777*, Cabra mallorquina. In Palomo L. J. & J. Gisbert (eds.), Atlas de los Mamíferos terrestres de España, DGCN-SECEM-SECEMU: 330-333.
- Seguí, B., Payeras, Ll., Ramis, D., Martínez, A., Delgado, J.V. i Quiroz, J. 2006 (figura 2005). La cabra salvaje mallorquina: origen, genética, morfología, notas ecológicas e implicaciones taxonómicas. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 48: 121-152
- Turni, H., Hutterer, R. & Asher, R. 2007. Type specimens of “insectivoran” mammals at the Museum für Naturkunde, Berlin. *Zootaxa*, 1470: 1–33.
- Vigne J., i Alcover J. 1985. Incidence des relations historiques entre l’homme et l’animal dans la composition actuelle du peuplement amphibien reptilien et mammalien des îles de Méditerranée occidentale. Actes Du 110ème Congrès National Des Sociétés Savantes (Montpellier, 1985), Section Sciences, fasc. II. *Comité des Travaux Historiques et Scientifiques, Paris*: 79–91.
- Vilà, M., Castro, P. i García-Berthou, E. 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? In Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L. i Castro, P. (coord.) “Invasiones biológicas”: 21-28. *Colección divulgación*, 7. CSIC.

Aquesta publicació reuneix els articles
i notes científiques de les ponències presentades
al **Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears**.
Aquest esdeveniment va ser organitzat pel Servei de Protecció d'Espècies
de la Conselleria de Medi Ambient, en col·laboració amb
el Museu de Ciències Naturals de Sóller, on es va celebrar
el 25 de setembre de 2009



Govern de les Illes Balears
Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat