



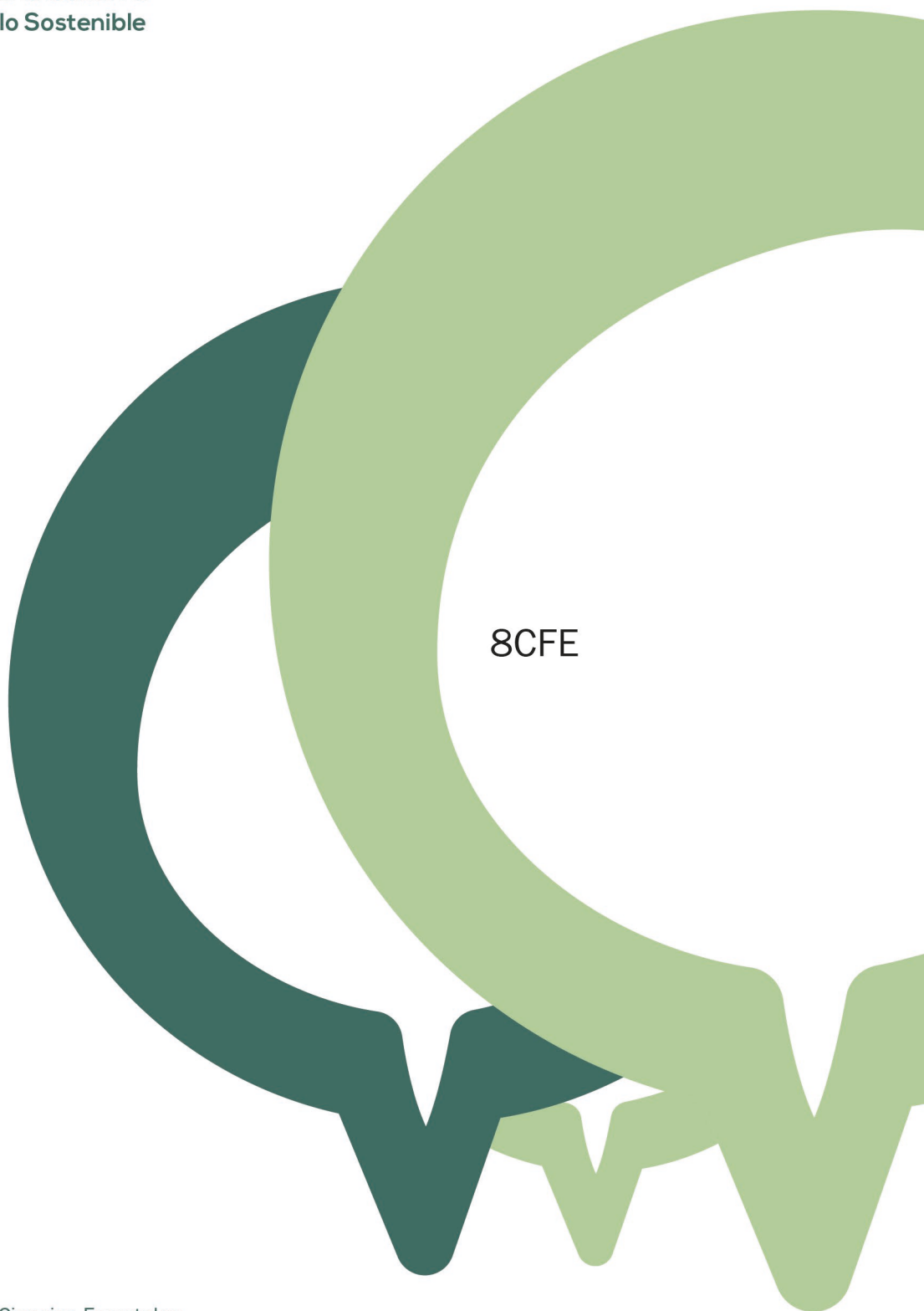
2022  
Lleida

27·1  
junio · juny  
julio · juliol

Cataluña  
Catalunya

## 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

**Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022**

**ISBN 978-84-941695-6-4**

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



## Las especies nativas de coleópteros en la red de alerta temprana de la Comunitat Valenciana: potenciales invasiones en países terceros

MAS, H.<sup>1\*</sup>, LENCINA, J.L.<sup>2</sup>, GALLEGRO, D.<sup>2,3</sup>, ETXEBESTE, I.<sup>4</sup>, PÉREZ-LAORGA, E.<sup>5</sup>, RASSATI, D.<sup>6</sup>

<sup>1</sup> Laboratori de Sanitat Forestal. CIEF. VAERSA-Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica (Generalitat Valenciana). Avda Comarques del País Valencià 114, 46930, Quart de Poblet (València).

<sup>2</sup> Sanidad Agrícola ECONEX, S.L., C/ Mayor, N° 15B - Edificio ECONEX - Apartado de Correos N° 167, 30149 Siscar (Murcia).

<sup>3</sup> Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Campus de Sant Vicent del Raspeig, 03690, Alicante.

<sup>4</sup> Errez, Kooperatiba elkarte txikia. Errotabarri 5, 01160 Aramaio, Araba.

<sup>5</sup> Dirección General de Gestión del Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Generalitat Valenciana. Ciutat Administrativa 9 d'Octubre -torre 1. C/ Castán Tobañas, 77. 46018 València.

<sup>6</sup> Department of Agronomy, Food, Natural Resources, Animals and Environment (DAFNAE), University of Padova, Viale dell'Università, 16 - 35020 Legnaro (PD), Italy.

### Resumen

Las especies invasoras son un elemento fundamental del cambio global y están contribuyendo definitivamente a la pérdida de biodiversidad y a la degradación de los ecosistemas en todo el mundo. Entre estas especies destacan por su importancia los escarabajos perforadores de la madera, que agrupan a las principales plagas forestales nativas y exóticas, y que son causantes de grandes pérdidas económicas y medioambientales en los bosques. La facilidad para ser transportados en embalajes de madera y la dificultad de su detección en tales situaciones los convierten en un grupo con alta capacidad invasora. Los puertos internacionales se consideran los puntos de entrada más probables para los escarabajos perforadores, y como consecuencia también los puntos de salida de los mismos hacia otros países. En este estudio se analiza la biodiversidad de entomofauna saproxílica capturada en el interior de los puertos internacionales de la Comunitat Valenciana durante los últimos 5 años y, por tanto, la existencia de especies invasoras con capacidad potencial de ser exportadas a países terceros.

### Palabras clave

Saproxílico, comercio internacional, PIF, organismos exóticos.

### 1. Introducción

Las especies invasoras son un elemento fundamental del cambio global y están contribuyendo definitivamente a la pérdida de biodiversidad y a la degradación de los ecosistemas en todo el mundo (PIMENTEL et al. 2005, PYŠEK y RICHARDSON 2010).

Entre estas especies destacan por su importancia los escarabajos saproxílicos, que agrupan a las principales plagas forestales, que son capaces de causar importantes pérdidas económicas y medioambientales en los bosques (BROCKERHOFF et al. 2006). De hecho, los insectos perforadores de la madera no nativos son considerados como una de las mayores amenazas ambientales en todo el mundo (HAACK 2001, WORK et al. 2005, KIRKENDALL y FACCOLI 2010).

La capacidad invasora de estas especies es muy alta, fundamentalmente por la facilidad para ser transportadas en embalajes de madera y por la dificultad de su detección en tales (HAACK 2001, MCCULLOUGH et al. 2006).

La globalización del mercado, el incremento del movimiento de materiales y personas entre continentes (LEVINE y D'ANTONIO 2003, HULME 2009, KENIS et al. 2009, MARINI et al. 2011) y el

calentamiento global que permitirá el establecimiento de especies tropicales en zonas templadas (ROQUES et al. 2010). son las principales causas de que la aparición de nuevas especies invasoras tenga una tendencia creciente durante los próximos años.

En este contexto, la rápida detección de especies exóticas es de fundamental importancia para implementar a tiempo las medidas fitosanitarias de los programas de erradicación pertinentes, así como para poder estimar las tasas de entrada de especies invasoras (BROCKERHOFF et al. 2006, RASSATI et al. 2014).

Diferentes países ya están implementando programas de trapeo de insectos saproxílicos en los puntos de inspección fronterizos (HAACK 2001, BROCKERHOFF et al. 2006, RABAGLIA et al. 2008, WYLIE et al. 2008, RASSATI et al. 2014) con el objetivo de aumentar la eficiencia en la detección temprana de las plagas exóticas identificando los lugares con mayor probabilidad de detección de especies exóticas invasoras, tanto en los puntos de entrada como en las zonas probables de establecimiento (BOGICH et al. 2008).

Los trabajos de RASSATI et al (2014, 2015b) muestran que las trampas de detección temprana deberían ser instaladas en los puntos de entrada fronterizos, así como en los bosques circundantes donde las especies recién llegadas podrían establecerse. Y, asumiendo la alta diversidad de organismos que deben ser detectados, tanto las trampas como los atrayentes deben ser tan generalistas como sea posible (RASSATI et al. 2014, RASSATI et al. 2015a).

En términos generales, el empleo de redes de seguimiento permanente y de trampas vigía para la detección temprana de organismos exóticos y especies de cuarentena, pueden llegar a representar una de las mejores herramientas actuales de la gestión integrada de plagas (RASSATI et al. 2014, RASSATI et al. 2015a).

La Red de Alerta Temprana de la Comunitat Valenciana (RAT) es un ejemplo de este tipo de redes. Fue instalada en 2017 con el objetivo de llevar a cabo un muestreo basado en el riesgo de la posible entrada y establecimiento de especies exóticas dentro del territorio valenciano. Esta red cubre los lugares con mayor probabilidad de entrada de dichos organismos alóctonos a través del comercio global: los Puntos de Inspección Fronterizos (PIF), las masas forestales más cercanas a estos y las zonas con especial concentración de industrias de primera transformación de la madera (por ser puntos de destino directo de madera importada).

## 2. Objetivos

Dentro del ámbito de la RAT, el objetivo concreto de este estudio es analizar la fauna nativa que es encontrada con mayor frecuencia en el interior de los puertos, puesto que estas especies son las que mostrarán mayor probabilidad de ser transportadas a otros países y ser potencialmente invasoras en otras regiones del planeta.

## 3. Metodología

Un total de 13 trampas opacas de intercepción de vuelo cebadas con atrayentes cairomonales y feromonales para la captura genérica de coleópteros saproxílicos fueron colocadas en los 5 puertos comerciales (puertos de entrada) de la Comunitat Valenciana y los 5 bosques más cercanos a cada uno de ellos (Tabla 1). Estas trampas forman parte de una red más amplia para la detección temprana de plagas exóticas, la Red de Alerta Temprana de la Comunitat Valenciana.

Tabla 1. Lista de los puntos de colocación de las trampas y la tipología del punto de muestreo.

ID	Ubicación	TIPUS	PROVÍNCIA	TERME MUNICIPAL	UTM GPS
----	-----------	-------	-----------	-----------------	---------

RAT03	Entorno Puerto Castelló	Entorno PIF	Castelló	Castelló de la Plana	31 S 245477 4430481
RAT04	Puerto Castelló	PIF	Castelló	Castelló de la Plana	31 S 245804 4429458
RAT06	Entorno Puerto Sagunt	Entorno PIF	València	Canet d'en Berenguer	30 S 739211 4395265
RAT07	Puerto Sagunt	PIF	València	Sagunt/Sagunto	30 S 738809 4393288
RAT08	Puerto Sagunt	PIF	València	Sagunt/Sagunto	30 S 738544 4392173
RAT09	Puerto València	PIF	València	València	30 S 730228 4370194
RAT10	Puerto València	PIF	València	València	30 S 730180 4369565
RAT11	Puerto València	PIF	València	València	30 S 729783 4369560
RAT12	Entorno Puerto València	Entorno PIF	València	València	30 S 729899 4363236
RAT13	Puerto Gandia	PIF	València	Gandia	30 S 746866 4320064
RAT14	Entorno Puerto Gandia	Entorno PIF	València	Gandia	30 S 743422 4319104
RAT15	Entorno Puerto Alacant	Entorno PIF	Alacant	Alacant/Alicante	30 S 720537 4247550
RAT16	Puerto Alacant	PIF	Alacant	Alacant/Alicante	30 S 718421 4245708

Las trampas utilizadas fueron trampas de bandas cruzadas, modelo “crosstrap®” (Sanidad Agrícola ECONEX S.L., Siscar, Murcia, España). Las trampas fueron cebadas con una mezcla de compuestos atractivos para una amplia variedad de escarabajos perforadores de la madera (RASSATI et al. 2014, RASSATI et al. 2015b). Este atrayente está compuesto por un dispensador de (-)- $\alpha$ -pineno (velocidad de emisión de 300 mg/día en estufa a 25°C y con circulación de aire), un dispensador de etanol (velocidad de emisión de 2000 mg/día en estufa a 25°C y con circulación de aire) y un dispensador de una mezcla de ipsdienol (95.24%), ipsenol (4.75%) y (s)-(+)-cis-verbenol (0.02%) con una velocidad de emisión de 3,71 mg/día en estufa a 25°C y con circulación de aire. Todos los atrayentes pertenecen a la marca comercial Sanidad Agrícola Econex S.L. La presión de muestreo fue mensual durante todo el periodo de estudio, que comprendió desde abril hasta octubre, periodo con mayor probabilidad de captura de insectos saproxílicos ya que la mayoría de ellos tienen curvas de emergencia y vuelo primaverales y estivales.

La captura de los insectos se realizó en colector húmedo para facilitar la identificación, utilizando etilenglicol como conservante en el bote recolector. La diana de este método de trampeo fue la comunidad de saproxílicos sensu lato, de acuerdo con la definición propuesta en NIETO y ALEXANDER (2010). Los individuos capturados son cribados e identificados en laboratorio hasta el máximo nivel posible.

#### 4. Resultados

Durante los muestreos realizados en los años 2019 y 2020 se han capturado un total de 22726 individuos pertenecientes a 168 especies de 43 familias de coleópteros (Tabla 2).

Teniendo en cuenta que en el interior de los puertos se colocaron un total de 8 trampas, mientras que en los entornos (masas forestales centinelas) se colocaron 5 trampas (Tabla 1): en términos generales se han capturado 5,3 veces más individuos en las masas forestales de los entornos portuarios que en los propios puertos. El porcentaje de individuos de especies nativas siempre es mayor que el porcentaje de capturas de individuos exóticos, tanto en los puertos como en los entornos (Tabla 2)

En conjunto: se han capturado más individuos pertenecientes a especies exóticas en los puertos que en los entornos. Se han capturado menos individuos pertenecientes a especies nativas en los puertos que en los entornos. Se han capturado más especies exóticas en los puertos que en los entornos, y se han capturado más especies nativas en los entornos que en los puertos. Se han capturado más de familias exóticas en los puertos que en los entornos, y sin embargo el número de familias capturadas tanto en puertos como en entornos es muy similar (Tabla 3).

Tabla 2: Capturas totales (individuos, especies y familias) discriminadas por tipo de especie (nativas/naturalizadas o exóticas) y por tipo de zona de muestreo (puertos comerciales o masas forestales ubicadas en entornos de puertos).

Individuos	Entorno	Puerto	Total
Nativas	17364	4961	22325
Exóticas	111	290	401
Total	17475	5251	22726

Familias	Entorno	Puerto	Total
Nativas	33	32	42
Exóticas	3	6	6
Total	33	33	43

Especies	Entorno	Puerto	Total
Nativas	114	96	158
Exóticas	6	8	10
Total	120	104	168

Tabla 3. Ratios de capturas por trampa en función del tipo de especie (nativas o exóticas) y del tipo de zona de muestreo (puertos comerciales o masas forestales ubicadas en entornos de puertos) y del tipo de punto de muestreo.

Capturas comparadas	Ratio
Individuos de especies exóticas Entorno/Puerto	0,6
Individuos de especies nativas Entorno/Puerto	5,6
Total individuos Entorno/Puerto	5,3
Individuos en entornos Nativas/Exóticas	156,4
Individuos en puertos Nativas/Exóticas	17,1

La familia con mayor número de individuos capturados es la familia Curculionidae, fundamentalmente por la reciente inclusión en esta familia de la subfamilia Scolytinae.

Las especies más capturadas en los entornos son *Hylurgus miklitzii* y *Orthotomicus erosus*. Entre ambas suponen un 85.5 % de las capturas en los entornos (Tabla 4).

Tabla 4. Número de capturas y contribución porcentual al total de las capturas de las 10 especies más abundantes en los entornos.

Especie	Nº de individuos	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>Hylurgus miklitzii</i>	10474	59,9	59,9
<i>Orthotomicus erosus</i>	4471	25,6	85,5
<i>Crypturgus sp.</i>	654	3,7	89,3
<i>Corticeus pini</i>	316	1,8	91,1
<i>Aulonium ruficorne</i>	269	1,5	92,6
Cossoninae	131	0,7	93,4
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	111	0,6	94,0
<i>Pityogenes calcaratus</i>	103	0,6	94,6
<i>Monochamus galloprovincialis</i>	96	0,5	95,1
<i>Tomicus destruens</i>	75	0,4	95,6

Las especies más capturadas en los puertos son *Tribolium castaneum* y *Palorus sp.*, que conforman el 55.2% de las capturas totales en puertos. *Hylurgus miklitzii* y *O. erosus* suponen juntas un 19.1 % de las capturas totales en los puertos (Tabla 5).

Tabla 5. Número de capturas y contribución porcentual al total de las capturas de las 10 especies más abundantes en los puertos.

Especie	Nº de individuos	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<i>Tribolium castaneum</i>	1796	34,2	34,2
<i>Palorus</i> sp.	1105	21,0	55,2
<i>Orthotomicus erosus</i>	726	13,8	69,1
<i>Hylurgus miklitzii</i>	279	5,3	74,4
<i>Rhyzopertha dominica</i>	230	4,4	78,8
<i>Coccotrypes dactyliperda</i> *	218	4,2	82,9
<i>Alphitobius laevigatus</i>	123	2,3	85,3
<i>Cryptolestes</i> sp.	104	2,0	87,2
<i>Crypturgus</i> sp.	102	1,9	89,2
Anobiidae	83	1,6	90,8

\*Especie exótica

Con respecto a la entomofauna nativa, se han capturado un total de 22325 individuos pertenecientes a especies nativas o naturalizadas. De ellas una total de 17364 han sido capturados en los entornos mientras que 4961 han sido capturados en los puertos (Tabla 6).

Con respecto a estas especies nativas o naturalizadas, preliminarmente se han analizado los rangos de abundancia de los grupos taxonómicos más relevantes para los objetivos de este estudio (Cerambycidae y Scolytinae) tanto para puertos como para entornos y se han analizado las diferencias (Tablas 6 y 7, Figuras 2, 3, 4 y 5). Un total de 49 especies han sido capturadas en ambos tipos de localización, tanto en los puertos como en las masas forestales de los entornos de los mismos (Tabla 7).

Tabla 6. Número de individuos de especies nativas de coleópteros saproxílicos capturados en los puertos y en las masas forestales de sus entornos durante el periodo 2017-2020.

Puerto	Capturas	Entorno	Capturas
<i>Tribolium castaneum</i>	1796	<i>Hylurgus miklitzii</i>	10474
<i>Palorus</i> sp.	1105	<i>Orthotomicus erosus</i>	4471
<i>Orthotomicus erosus</i>	726	<i>Crypturgus</i> sp.	654
<i>Hylurgus miklitzii</i>	279	<i>Corticus pini</i>	316
<i>Rhyzopertha dominica</i>	230	<i>Aulonium ruficorne</i>	269
<i>Alphitobius laevigatus</i>	123	Cossoninae	131
<i>Cryptolestes</i> sp.	104	<i>Xyleborinus saxesenii</i>	111
<i>Crypturgus</i> sp.	102	<i>Pityogenes calcaratus</i>	103
Anobiidae	83	<i>Monochamus galloprovincialis</i>	96
<i>Tribolium confusum</i>	34	<i>Tomicus destruens</i>	75
<i>Ips sexdentatus</i>	29	<i>Arhopalus syriacus</i>	58
Staphylinidae	20	<i>Arhopalus ferus</i>	55
<i>Anthrenus</i> sp.	17	<i>Scobicia chevrieri</i>	45
<i>Attagenus</i> sp.	16	<i>Ips sexdentatus</i>	43
<i>Corticus pini</i>	16	<i>Xyloperthella picea</i>	39
<i>Dermestes</i> sp.	16	<i>Hymenorus dublieri</i>	29
Histeridae	16	<i>Noxius curtirostris</i>	26
<i>Scobicia chevrieri</i>	15	Staphylinidae	21
<i>Trogoderma</i> sp.	14	<i>Acanthocinus griseus</i>	20
<i>Rodolia cardinalis</i>	12	Anobiidae	20
<i>Otiorhynchus cribricollis</i>	11	<i>Chaetoptelius vestitus</i>	20
<i>Xyloperthella picea</i>	10	<i>Cardiophorus</i> sp.	17
<i>Carpophilus</i> sp.	9	<i>Rhizotrogus</i> sp.	17

<b>Puerto</b>	<b>Capturas</b>	<b>Entorno</b>	<b>Capturas</b>
<i>Coccinella septempunctata</i>	9	Curculionidae	15
<i>Aulonium ruficorne</i>	8	<i>Rhizophagus depressus</i>	12
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	8	<i>Penichroa fasciata</i>	11
<i>Chaetoptelius vestitus</i>	7	<i>Pogonocherus perroudi</i>	11
Cossoninae	7	<i>Lagria grenieri</i>	9
Curculionidae	7	<i>Carphoborus pini</i>	8
<i>Mecinus</i> sp.	7	<i>Cryptolestes</i> sp.	8
Ciidae	6	<i>Nyctophila reichii</i>	8
<i>Hylotrupes bajulus</i>	6	<i>Protaetia morio</i>	8
<i>Litargus balteatus</i>	6	<i>Cryptophagus</i> sp.	7
<i>Notoxus</i> sp.	6	Elateridae	6
Bostrichidae	5	<i>Novius cruentatus</i>	6
<i>Trichoferus fasciculatus</i>	5	<i>Thanasimus formicarius</i>	6
Anthicidae	4	<i>Lagria hirta</i>	5
<i>Cryptophagus</i> sp.	4	<i>Niphona picticornis</i>	5
<i>Hypoborus ficus</i>	4	<i>Rhyzobius chrysomeloides</i>	5
<i>Anthrenus dorsatus</i>	3	<i>Anthrenus</i> sp.	4
<i>Arhopalus ferus</i>	3	<i>Isomira</i> sp.	4
<i>Arhopalus syriacus</i>	3	<i>Phonapate uncinata</i>	4
Dermeestidae	3	<i>Protaetia cuprea</i>	4
<i>Hylastes linearis</i>	3	<i>Ptinus</i> sp.	4
<i>Longitarsus</i> sp.	3	<i>Teretrius parasita</i>	4
<i>Melanotus</i> sp.	3	<i>Anobium</i> sp.	3
<b>Total Puerto</b>	<b>4961</b>	<i>Chrysobothris solieri</i>	3
		<i>Myrrha octodecimiguttata</i>	3
		<i>Oxypleurus nodieri</i>	3
		<i>Scobicia pustulata</i>	3
		<i>Trichoferus fasciculatus</i>	3
		<b>Total Entorno</b>	<b>17364</b>

Tabla 7. Número de capturas de las especies registradas en ambos tipos de localizaciones (puertos y masas forestales en los entornos portuarios) durante el periodo 2017-2020.

<b>Entorn</b>	<b>Capturas</b>	<b>Puerto</b>	<b>Capturas</b>
<i>Hylurgus miklitzii</i>	10474	<i>Hylurgus miklitzii</i>	279
<i>Orthotomicus erosus</i>	4471	<i>Orthotomicus erosus</i>	726
<i>Crypturgus</i> sp.	654	<i>Crypturgus</i> sp.	102
<i>Corticeus pini</i>	316	<i>Corticeus pini</i>	16
<i>Aulonium ruficorne</i>	269	<i>Aulonium ruficorne</i>	8
Cossoninae	131	Cossoninae	7
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	111	<i>Xyleborinus saxesenii</i>	8
<i>Pityogenes calcaratus</i>	103	<i>Pityogenes calcaratus</i>	1
<i>Tomicus destruens</i>	75	<i>Tomicus destruens</i>	2
<i>Arhopalus syriacus</i>	58	<i>Arhopalus syriacus</i>	3
<i>Arhopalus ferus</i>	55	<i>Arhopalus ferus</i>	3
<i>Scobicia chevrieri</i>	45	<i>Scobicia chevrieri</i>	15
<i>Ips sexdentatus</i>	43	<i>Ips sexdentatus</i>	29
<i>Xyloperthella picea</i>	39	<i>Xyloperthella picea</i>	10
<i>Hymenorus doublieri</i>	29	<i>Hymenorus doublieri</i>	1

Entorn	Capturas	Puerto	Capturas
Staphylinidae	21	Staphylinidae	20
<i>Chaetoptelius vestitus</i>	20	<i>Chaetoptelius vestitus</i>	7
Anobiidae	20	Anobiidae	83
Curculionidae	15	Curculionidae	7
<i>Rhizophagus depressus</i>	12	<i>Rhizophagus depressus</i>	1
<i>Nyctophila reichii</i>	8	<i>Nyctophila reichii</i>	1
<i>Carphoborus pini</i>	8	<i>Carphoborus pini</i>	2
<i>Protaetia morio</i>	8	<i>Protaetia morio</i>	2
<i>Cryptolestes</i> sp.	8	<i>Cryptolestes</i> sp.	104
<i>Cryptophagus</i> sp.	7	<i>Cryptophagus</i> sp.	4
<i>Thanasimus formicarius</i>	6	<i>Thanasimus formicarius</i>	1
<i>Lagria hirta</i>	5	<i>Lagria hirta</i>	1
<i>Rhyzobius chrysomeloides</i>	5	<i>Rhyzobius chrysomeloides</i>	1
<i>Ptinus</i> sp.	4	<i>Ptinus</i> sp.	1
<i>Anthrenus</i> sp.	4	<i>Anthrenus</i> sp.	17
<i>Trichoferus fasciculatus</i>	3	<i>Trichoferus fasciculatus</i>	5
<i>Harmonia quadripunctata</i>	2	<i>Harmonia quadripunctata</i>	1
<i>Paromalus parallelepipedus</i>	2	<i>Paromalus parallelepipedus</i>	1
<i>Temnoschelia coerulea</i>	2	<i>Temnoschelia coerulea</i>	1
<i>Xyleborus dispar</i>	2	<i>Xyleborus dispar</i>	1
Coccinellidae	2	Coccinellidae	2
<i>Hylastes linearis</i>	2	<i>Hylastes linearis</i>	3
<i>Carpophilus bipustulatus</i>	1	<i>Carpophilus bipustulatus</i>	1
<i>Chilocorus bipustulatus</i>	1	<i>Chilocorus bipustulatus</i>	1
<i>Diomus rubidus</i>	1	<i>Diomus rubidus</i>	1
<i>Nathrius brevipennis</i>	1	<i>Nathrius brevipennis</i>	1
<i>Plegaderus otti</i>	1	<i>Plegaderus otti</i>	1
<i>Typhaea stercorea</i>	1	<i>Typhaea stercorea</i>	2
Dermestidae	1	Dermestidae	3
<i>Melanotus</i> sp.	1	<i>Melanotus</i> sp.	3
Ciidae	1	Ciidae	6
<i>Litargus balteatus</i>	1	<i>Litargus balteatus</i>	6
<i>Otiorhynchus cribricollis</i>	1	<i>Otiorhynchus cribricollis</i>	11
<i>Dermestes</i> sp.	1	<i>Dermestes</i> sp.	16
<i>Rhyzopertha dominica</i>	1	<i>Rhyzopertha dominica</i>	230
<i>Palorus</i> sp.	1	<i>Palorus</i> sp.	1105
<i>Tribolium castaneum</i>	1	<i>Tribolium castaneum</i>	1796

Las especies de cerambícidos más capturadas en los entornos son *Monochamus galloprovincialis*, *Arhopalus syriacus* y *A. ferus* (Figura 2). Las especies de cerambícidos más capturadas en puertos son *Hylotrupes bajulus*, *Trichoferus fasciculatus* y *Xylotrechus stebbingi*. Tras estas especies, en cuarto y quinto respectivamente, lugar se han capturado *A. ferus* y *A. syriacus*.

Las especies de escolítidos más capturadas en los entornos son *H. micklitzii*, *O. erosus* y *Crypturgus* sp.. Similarmente, las especies de escolítidos más capturadas en los puertos son *H. micklitzii*, *O. erosus*, *Coccotrypes dactyliperda* y *Crypturgus* sp.

La comparación de la abundancia de las diferentes especies de escolítidos en los puertos frente a la abundancia de los escolítidos en los entornos (Figura 5) muestra una importante



correlación  $R^2=-0.675$ . La misma comparación realizada sobre las especies de ceramébidos (Figura 3) no muestra ninguna correlación ( $R^2=0.0355$ ).

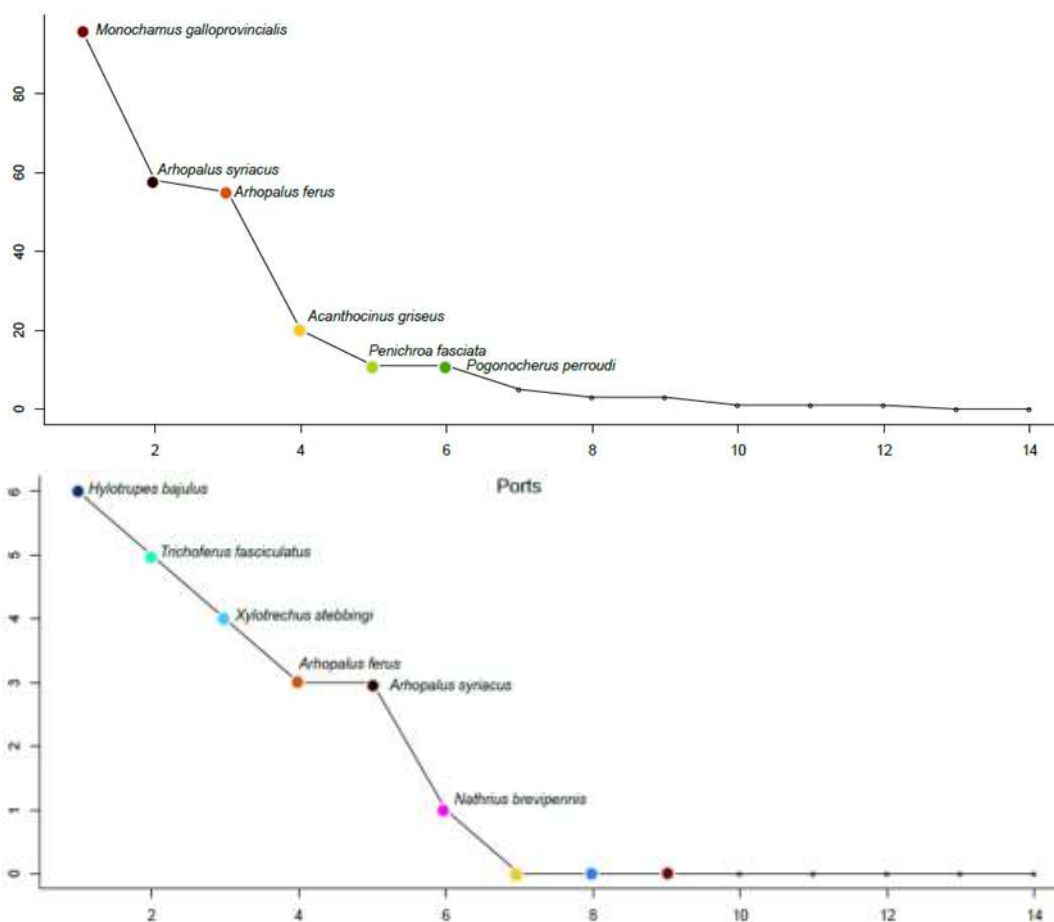


Figura 2. Rango de abundancias (número de individuos capturados en trampa) de especies de ceramébidos en las masas forestales en el entorno de los puertos (figura superior) y en el interior de los puertos (figura inferior). En el eje de las abscisas el número de capturas (abundancia), en el eje de ordenadas el número de especies capturadas, se indican las especies con mayor número de capturas.

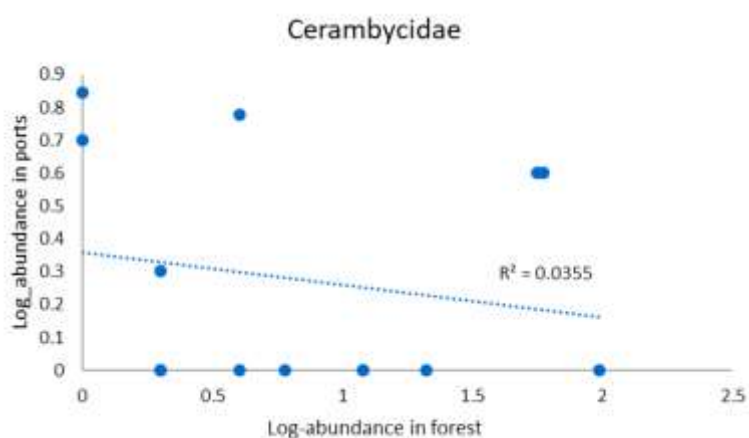


Figura 3. Comparativa de la abundancia de ceramébidos en puertos frente a la abundancia en masas forestales del entorno de los puertos. Cada punto representa a una especie de ceramébido.

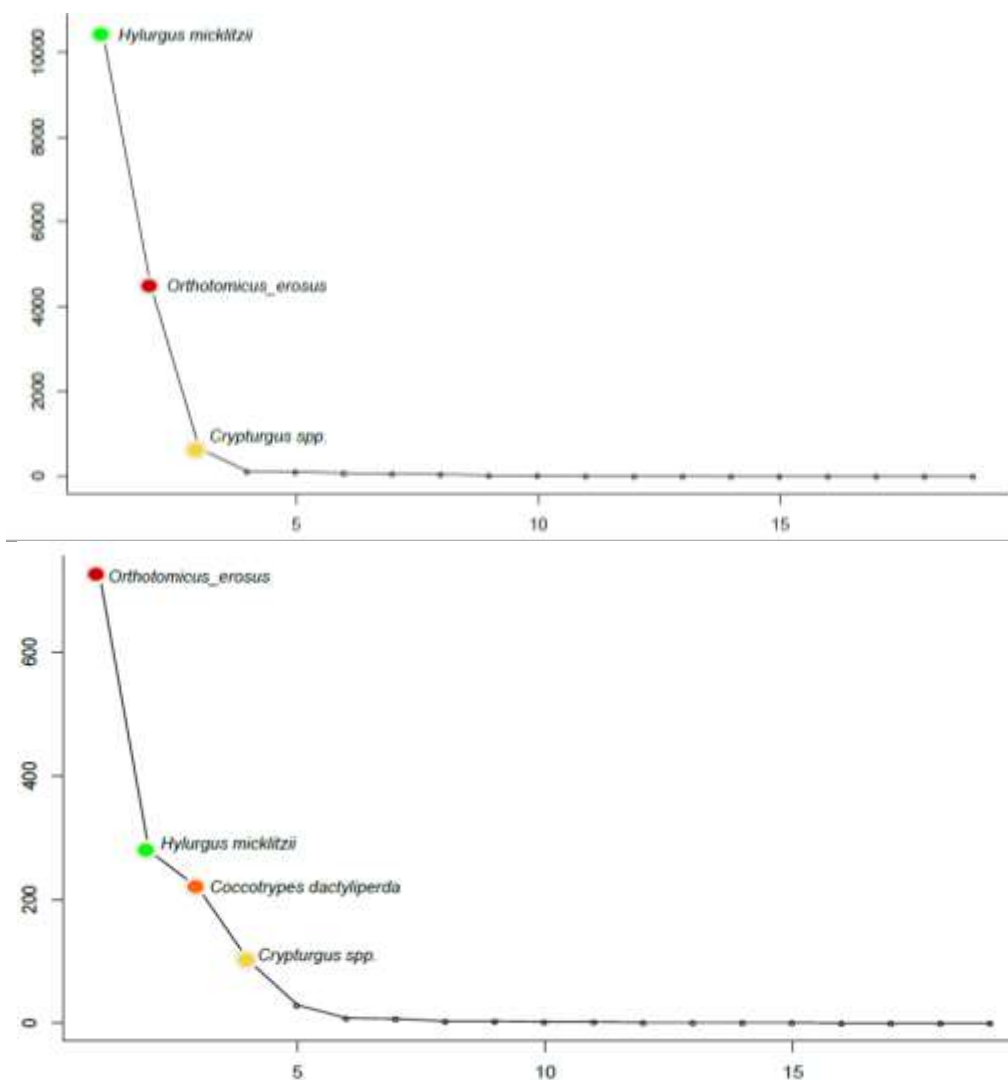


Figura 4. Rango de abundancias (número de individuos capturados en trampa) de especies de escolítidos en las masas forestales en el entorno de los puertos (figura superior) y en el interior de los puertos (figura inferior). En el eje de las abscisas el número de capturas (abundancia), en el eje de ordenadas el número de especies capturadas, se indican las especies con mayor número de capturas.

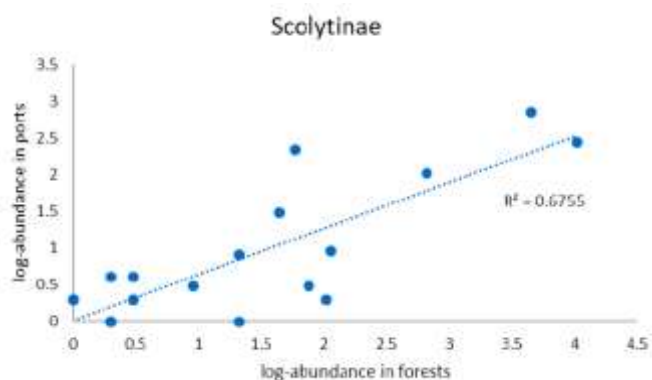


Figura 5. Comparativa de la abundancia de escolítidos en puertos frente a la abundancia en masas forestales del entorno de los puertos. Cada punto representa a una especie de escolítido.

## 5. Discusión

La mayoría de los estudios relacionados con el flujo global de especies invasoras a través de las vías comerciales se centra en las vías de entrada a nuevos territorios (RASSATI et al, 2014, 2015a, 2015b). Este estudio, en cambio, está enfocado en el análisis de posibles vías de salida de especies nativas potencialmente invasoras en otras regiones del planeta, en concreto a la dispersión a larga distancia de insectos saproxílicos desde los puertos de la Comunitat Valenciana (España) en el Mar Mediterráneo.

Nuestros resultados muestran que una gran cantidad de coleópteros saproxílicos nativos (en cantidad de individuos y en número de especies) transitan por los recintos portuarios, incluso cuando la presencia de vegetales hospedantes es mínima o incluso nula. Además, en consonancia con los estudios desarrollados por BROCKERHOFF et al (2006), muestran que muchas de las especies más capturadas pertenecen a los grupos taxonómicos con mayor capacidad invasiva (escolítidos y cerambícidos).

De estos dos grupos, como puede observarse en los análisis de las Figuras 4 y 5, hay una mayor correlación entre los escolítidos nativos presentes en los puertos y en los bosques más cercanos, lo que sugiere la existencia de un flujo desde las masas forestales de los entornos hacia los propios puertos. Esto no parece ocurrir en el caso de los cerambícidos, donde no hay correlación entre la abundancia de especies coincidentes en ambos lugares (Figuras 2 y 3). Una de las posibles causas de esta diferencia de correlaciones podría ser la influencia del viento en el vuelo de los escolítidos por su menor tamaño. El vuelo de los escolítidos, aun siendo su vuelo claramente activo, puede verse influido por los vientos dominantes de la región (fundamentalmente poniente y levante) de manera mucho más significativa que los cerambícidos.

Pero más allá de la mencionada correlación entre la presencia de escolítidos en el interior de los puertos y la de los bosques del entorno, el propio hecho de que su abundancia sea tan alta en el interior de los recintos portuarios (donde apenas se encuentran hospedantes) podría deberse también a la existencia en el interior de los puertos de material vegetal colonizado por estas diferentes especies, lo cual podría constituir el origen de la presencia de estos insectos (fundamentalmente material de embalaje o maderas de estiba no tratadas y con restos de corteza). Este material es muy abundante en los puertos comerciales.

No obstante, sea cual sea el origen de estas poblaciones del interior de los puertos, su mera presencia y su notable abundancia hacen de ellas las mejores candidatas a ser exportadas en los envíos comerciales de manera involuntaria, bien en el interior de la madera (es esta la vía de acceso más frecuente), bien en el interior de contenedores o en los propios barcos como polizones.

En este sentido de potencial invasión, las especies más susceptibles de ser exportadas serían las más capturadas en el interior de los puertos, fundamentalmente *H. micklitzi*, *O. erosus*, *Crypturgus* sp. o *I. sexdentatus* (Tabla 6). Y, en efecto, todas estas especies son consideradas plagas de cuarentena o especies invasoras en diferentes regiones del planeta (FACCOLI et al, 2020; HAACK, 2001; 2013; LEE et al, 2007, RASSATI et al, 2018).

*Ips sexdentatus* es plaga de cuarentena en Irlanda y el Reino Unido (Reg 2019/2072, XXXX UK), *O. erosus* se ha introducido en Fiyi, Sudáfrica, Suazilandia (WOOD Y BRIGHT, 1992) y Estados Unidos (HAACK, 2004), donde es considerada una plaga invasora. *Hylurgus micklitzi* no parece tener una capacidad invasiva muy grande, seguramente por su alta preferencia por *Pinus halapensis* y *P. brutia* como hospedantes (FACCOLI et al, 2020) mientras que la especie congénero *H. ligniperda*,

muy similar taxonómicamente, sí es considerada como una plaga invasora peligrosa en diferentes regiones del planeta (Faccoli et al, 2020, Hack, 2001, 2004). Respecto a *Crypturgus* sp, aunque la mayor parte de los individuos pertenecían a la especie *C. mediterraneus*, no se ha realizado un exhaustivo análisis hasta el nivel de especie en todos los individuos, por lo que se ha optado por considerarla a nivel de género. En cualquier caso, las especies ibéricas del género son también consideradas potenciales invasoras en otras regiones del planeta (HACK, 2001, 2004; HACK et al, 2013).

Existe otro grupo de escolítidos también capturados en el interior de los puertos, aunque en menores cantidades. No obstante, estas especies también deben ser tenidas en cuenta en posteriores estudios y como especies potencialmente invasoras: *Xyleborinus saxesenii*, *Pityogenes calcaratus*, *Tomicus destruens*, *Scobicia chevrieri*, *Xyloperthella picea* y *Chaetoptelius vestitus*. Por último, algunos predadores de huevos de escolítidos han sido capturados en el interior de los puertos, es el caso de *Corticeus pini* y *Aulonium ruficorne*, muy presentes en los pinares valencianos.

El resto de especies de coleópteros capturadas en el interior de los puertos (*Tribolium castaneum*, *T. confusum*, *Palorus* sp., *Rhyzopertha dominica*, *Alphitobius laevigatus* o *Cryptolestes* sp., etc.) son esencialmente plagas de productos almacenados, que afectan principalmente a granos y a harinas, por lo que su presencia en los puertos está ligada al comercio de estos productos, y son especies ampliamente distribuidas por todo el planeta por esta misma razón. Sin embargo, su presencia en los ecosistemas forestales es muy reducida precisamente por su especialización como plagas de productos almacenados. Consecuentemente, nuestros resultados muestran que no han sido encontrados en las masas forestales de los entornos de los puertos, o en caso de encontrarse sus abundancias han sido mínimas (Tabla 7).

## 6. Conclusiones

Nuestros resultados muestran que la colocación de trampas cebadas con atrayentes generalistas para la captura de perforadores de la madera en el interior de los puertos de entrada (PIF) y en las masas forestales en los alrededores (bosques centinela) de los mismos es de gran utilidad para la evaluación del riesgo de la exportación/importación involuntaria de especies invasoras.

En concreto, este estudio muestra la evidencia de una mayor presencia de escolítidos nativos en el interior de los puertos que de otros grupos taxonómicos relevantes, lo cual refuerza la idea del comportamiento potencialmente invasor de esta subfamilia de coleópteros. Además, pone de manifiesto que existe una alta correlación entre la abundancia de estos insectos y su abundancia en los bosques más cercanos a los puertos.

Por el contrario, no existe correlación entre la fauna nativa de cerambícidos en los bosques centinela y la encontrada en los puertos. Por ello es esperable que, aunque también son considerados un grupo potencialmente invasor, no tengan el potencial de los escolítidos.

Por último, se muestran que las siguientes especies son especialmente susceptibles de ser exportadas a otras regiones del planeta mediante el comercio internacional desde los puertos valencianos: *H. micklitzi*, *O. erosus*, *Crypturgus* sp. *I. sexdentatus*. Y en una posible menor medida pero en absoluto despreciable: *X. saxesenii*, *P. calcaratus*, *T. destruens*, *S. chevrieri*, *X. picea* y *C. vestitus*.

## 7. Agradecimientos

Especial agradecimiento a Andrés Martínez, Jacobo Peñalver, Luis Marco, Pedro Piqueras, Celia de Rueda, Leticia Redondo, Eduardo Lázaro, Manuel Sabater, Blanca Candela, Carmen Saiz, Sandra Castro y a Javier Jerez Escolano.

## 8. Bibliografía

BOGICH, T. L., A. M. LIEBHOLD y K. SHEA; 2008. To sample or eradicate? A cost minimization model for monitoring and managing an invasive species. *Journal of Applied Ecology* 45(4): 1134-1142.

BROCKERHOFF, E. G., A. M. LIEBHOLD y H. JACTEL; 2006. The ecology of forest insect invasions and advances in their management. *Canadian Journal of Forest Research* 36(2): 263-268.

FACCOLI M., GALLEGU D., BRANCO M., BROCKERHOFF E.G., CORLEY J., COYLE D.R., HURLEY B.P., JACTEL H., LAKATOS F., LANTSCHNER V., LAWSON S.; 2020. A first worldwide multispecies survey of invasive Mediterranean pine bark beetles (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). *Biological Invasions*. Feb 14:1-5.

HAACK R.A.; 2001. Intercepted Scolytidae (Coleoptera) at U.S. ports of entry: 1985-2000. Bark Beetles and Reforestation Pests: Facing a Crisis. Proceedings of a meeting of IUFRO Working Parties S7.03.03 (Integrated control of scolytid beetles) and S7.03.03 (Insects affecting reforestation), Velaine-en-Haye, France, 5-7 September. *Integrated Pest Management Reviews*, 6(3/4)253-282.

HAACK R.A.; 2004. *Orthotomicus erosus*: a new pine-infesting bark beetle in the United States. Newsletter of the Michigan Entomological Society. 3. <http://insects.umz.umich.edu/mes/>

HAACK, R.A.; RABAGLIA, R. J.; PEÑA, J. E.; 2013. Exotic bark and ambrosia beetles in the USA: potential and current invaders. *Potential invasive pests of agricultural crops*. CAB International, Boston, MA, p. 48-74.

HULME, P. E.; 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 10-18.

KENIS, M.; AUGER-ROZENBERG, M. A.; ROQUES, A.; TIMMS, L.; PÉRE, M. J. COCK, C.; SETTELE, J.; AUGUSTIN, S & LOPEZ-VAAMONDE, C.; (2009). Ecological effects of invasive alien insects. *Ecological Impacts of Non-Native Invertebrates and Fungi on Terrestrial Ecosystems*, Springer: 21-45.

KIRKENDALL, L. R. & M. FACCOLI; 2010. Bark beetles and pinhole borers (Curculionidae, Scolytinae, Platypodinae) alien to Europe. *ZooKeys*(56): 227.

LEE J. C.; HAACK R. A.; NEGRÓN J. F.; WITCOSKY J. J.; SEYBOLD S. J.; 2007. Invasive bark beetles. US Department of Agriculture, US Forest Service, Forest Insect and Disease Leaflet. 176.

LEVINE, J. M. & C. M. D'ANTONIO; 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17(1): 322-326.

MARINI, L.; HAACK, R. A.; RABAGLIA, R. J. ; TOFFOLO, E. P ; BATTISTI A. & FACCOLI, M.; 2011. Exploring associations between international trade and environmental factors with establishment patterns of exotic Scolytinae. *Biological Invasions* 13(10): 2275-2288.

MCCULLOUGH, D. G.; WORK, T. T.; CAVEY, J. F.; LIEBHOLD, A. M. & MARSHALL, D.>; 2006. Interceptions of nonindigenous plant pests at US ports of entry and border crossings over a 17-year period. *Biological Invasions* 8(4): 611-630.

NIETO, A. & K. ALEXANDER; 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Luxemburg, Publications Office of the European Union: 45 p, ISBN 978-92-79-14152-2.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R. & MORRISON, D.; 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52(3): 273-288.

PYŠEK, P. & RICHARDSON D. M.; 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25-55.

RABAGLIA, R.; DUERR, D.; ACCIAVATTI, R. & RAGENOVICH, I.; 2008. Early detection and rapid response for non-native bark and ambrosia beetles. *US Department of Agriculture Forest Service, Forest Health Protection*.

RASSATI, HAACK, D.; KNÍŽEK, R. A. & FACCOLI, M.; 2018. National trade can drive range expansion of bark-and wood-boring beetles. *Journal of economic entomology*, 111(1), 260-268.

RASSATI, D.; TOFFOLO, E. P.; ROQUES, A.; BATTISTI, A. & FACCOLI, M. ; 2014. Trapping wood boring beetles in Italian ports: a pilot study. *Journal of Pest Science* 87(1): 61-69.

RASSATI, D., FACCOLI, M.; MARINI, L.; HAACK, R. A.; BATTISTI, A. & TOFFOLO, E. P.; 2015a. Exploring the role of wood waste landfills in early detection of non-native wood-boring beetles. *Journal of Pest Science*: 1-10.

RASSATI, D., FACCOLI, M.; TOFFOLO, E.P.; BATTISTI, A. & MARINI, L.; 2015b. Improving the early detection of alien wood-boring beetles in ports and surrounding forests. *Journal of Applied Ecology* 52(1): 50-58.

ROQUES, A., RICHARDSON, B. & HOOD, I.; 2010. Alien forest insects in a warmer world and a globalised economy: impacts of changes in trade, tourism and climate on forest biosecurity. *New Zealand Journal of Forestry Science*, New Zealand Forest Research Institute.

WOOD S. L. & BRIGHT D. E.; 1992. A catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera), Part 2: Taxonomic index. In: *Great Basin Naturalist Memoirs*, 13 1-1553.

WORK, T. T.; MCCULLOUGH, D. G.; CAVEY, J. F. & KOMSA, R.; 2005. Arrival rate of nonindigenous insect species into the United States through foreign trade. *Biological Invasions* 7(2): 323-332.

WYLIE, F., GRIFFITHS, M. & KING, J.; 2008. Development of hazard site surveillance programs for forest invasive species: a case study from Brisbane, Australia. *Australian forestry* 71(3): 229-235.