

**EL CHORLITEJO PATINEGRO
(*CHARADRIUS ALEXANDRINUS*) EN
GALICIA ANTES Y DESPUÉS DE LA
CATÁSTROFE DEL *PRESTIGE***

María Vidal Malde

ZOOLOXÍA E ANTROPOLOXÍA FÍSICA/BIODIVERSIDADE E
CONSERVACIÓN DO MEDIO NATURAL

FACULTADE DE BIOLOXÍA



SANTIAGO DE COMPOSTELA

2014



TESE DE DOUTORAMENTO

**EL CHORLITEJO PATINEGRO
(*CHARADRIUS ALEXANDRINUS*) EN
GALICIA ANTES Y DESPUÉS DE LA
CATÁSTROFE DEL *PRESTIGE***

Asdo.....

María Vidal Malde

ZOOLOXÍA E ANTROPOLOXÍA FÍSICA/BIODIVERSIDADE E
CONSERVACIÓN DO MEDIO NATURAL

FACULTADE DE BIOLOXÍA

SANTIAGO DE COMPOSTELA

2014



Prof. Dr. D. Jesús Domínguez Conde, como Director da tese titulada: “El Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia antes y después de la catástrofe del *Prestige*”

Pola presente **DECLARO:**

Que a tese presentada por Dna. María Vidal Malde

é idónea para ser presentada, de acordo co artigo 41 do Regulamento de Estudos de Doutoramento, pola modalidade de compendio de ARTIGOS, nos que a doutoranda tivo participación no peso da investigación e a súa contribución foi decisiva para levar a cabo este traballo.

E que está en coñecemento dos coautores, tanto doutores como non doutores, participantes nos artigos, que ningún dos traballos reunidos nesta tese serán presentados por ningún deles noutra tese de Doutoramento, o que asino baixo a miña responsabilidade.

Santiago de Compostela, 1 de setembro de 2014



Agradecimientos

INTRODUCCIÓN

La especie	1
Vertidos petrolíferos y su incidencia en la avifauna marina y acuática	4
El desastre del <i>Prestige</i>	6

CAPÍTULO 1. Influence of researchers on the breeding success of Kentish Plover <i>Charadrius alexandrinus</i>	19
---	----

CAPÍTULO 2. Lack of genetic structure in Kentish Plover <i>Charadrius alexandrinus</i> from the Iberian coast. What´s wrong with the endangered north-western population?	21
---	----

CAPÍTULO 3. Long-term population trends of breeding Kentish Plovers <i>Charadrius alexandrinus</i> in north-west Spain under the effects of a major oil spill	23
---	----

CAPÍTULO 4. Factors affecting plumage oiling levels in a Kentish Plover <i>Charadrius alexandrinus</i> population after a major oil spill	25
---	----

CAPÍTULO 5. Spatial and temporal patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in eggs of a coastal bird from northwestern Iberia after a major oil spill	27
---	----

CAPÍTULO 6. Long-term data on NW Iberian breeding Kentish Plover <i>Charadrius alexandrinus</i> , did <i>Prestige</i> oil spill compromise reproductive performance?	29
--	----

DISCUSIÓN GENERAL	53
-------------------	----

CONCLUSIONES GENERALES	61
------------------------	----

Agradecimientos.

Después de tantos años son muchas las personas con las que he vivido y compartido experiencias de trabajo de campo y de gabinete, y que por lo tanto merecen mi más sincero agradecimiento.

En primer lugar, como no podía ser de otra manera, quiero dar las gracias a Jesús Domínguez, porque esta memoria es en esencia el resultado de un trabajo compartido. Con él a Martina, que con muy pocos meses de edad aprendió que el Chorlitejo patinegro era un miembro más de la familia y que, por lo tanto, requería una parte importante de nuestro tiempo y dedicación. A ambos, GRACIAS.

Agradezco a mis compañeros de departamento los incontables buenos momentos que pasamos juntos a lo largo de todos estos años, porque además de trabajo hemos compartido una amistad que, estoy segura, permanecerá para siempre.

Teniendo en cuenta la amplitud espacial y temporal de este trabajo y los requisitos legales para el manejo de la especie quiero agradecer:

A la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia por haber financiado parte de este estudio y facilitar los permisos pertinentes para su adecuado desarrollo.

Al Parque Natural de Corrubedo, en las personas de su directora África Núñez y su técnico Miguel Hermida, por las facilidades dadas para los muestreos en este espacio protegido y su permanente cordialidad.

Al Parque Nacional das Illas Atlánticas, en las personas de su director José Antonio Fernández y su técnico Vicente Piorno, por su permanente disposición y facilidades para el acceso a las diferentes islas y a las zonas de acceso restringido.

A los responsables de los Servicios de Medio Ambiente/Medio Natural de las Comunidades de Cataluña, Valencia, Murcia y Andalucía y al presidente del ICNB, João C. Rosmaninho de Menezes, por su amabilidad y por facilitar los permisos pertinentes para la obtención de muestras.

Fueron muchas jornadas de playa y no pocos los incidentes registrados en un área tan sensible como amenazada. Así, mi más sincero agradecimiento a guardas y vigilantes de la Consellería de Medio Ambiente, especialmente a Juan, Eladio y Ramón, del Parque Natural de Corrubedo, y a Veiras y Xan, del distrito de Noia, por su sensibilidad, implicación, amabilidad y su excelente disposición para proporcionarnos ayuda siempre que se lo requerimos.

Al Concello de Carnota, a sus vecinos que tan amablemente nos acogieron durante tantos años y al gobierno local, en las personas de los distintos alcaldes que se han ido sucediendo, pero en especial a Ramón Noceda, por su enorme sensibilidad y respeto por los valores naturales de su comarca.

Por último, quiero agradecer a los, desgraciadamente, pocos usuarios de las playas que comprenden y aceptan un uso responsable de los arenales para compatibilizar su presencia con la del Chorlitejo.

GRACIAS en especial a mis familiares y amigos, que comparten conmigo trabajo y pasiones, sonrisas y lágrimas, y que aún así me siguen soportando.

Esta Tesis está dedicada a mi Padre, que vivió con mi mismo entusiasmo los inicios de este proyecto.



INTRODUCCIÓN

LA ESPECIE

El Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758) es un ave limícola incluida en el orden Charadriiformes, suborden Charadrii^[64]. Tradicionalmente esta especie incluía 5 subespecies^[83], pero estudios moleculares y morfológicos recientes^[55; 69] han dado rango específico a las poblaciones neárticas, denominadas ahora como Chorlitejo nivoso (*Charadrius nivosus* (Cassin, 1858)). Por otra parte, las poblaciones de Asia oriental, incluidas tradicionalmente en la subespecie *dealbatus*, han sido objeto de un reciente reanálisis, en el que no se encontraron diferencias genotípicas pero sí fenotípicas marcadas entre *alexandrinus* y *dealbatus*^[67]. Así, la especie tradicional *Charadrius alexandrinus*^[24; 83] queda dividida en tres *taxa* con rango específico^[31]: *Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758, con tres subespecies descritas, de las cuales la nominal es la presente en el Paleártico occidental, el Chorlitejo cariblanco (*Charadrius dealbatus* (Swinhoe, 1870)), monoespecífico y presente en el extremo Oriente, y *Charadrius nivosus* (Cassin, 1858), con dos subespecies y distribuida desde Norteamérica a Sudamérica.

Distribución y tamaños poblacionales en Europa y España.

En Europa es predominantemente costera, y sólo en el centro y sur de España y Portugal, este de Austria y Serbia ocupa humedales interiores^[60; 37; 32]. También nidificó en Hungría, aunque esta población se considera ahora extinta^[32]. La población europea, incluida la de Turquía, ha sido cifrada en 25.100-34.000 parejas^[77], de las cuales alrededor de un 20% se encuentra en España (5.202-5.739 parejas). Otros países con poblaciones relevantes son Turquía (6.000-10.000 parejas), Ucrania (4.000-5.000) e Italia (1.556-1.979)^[77]. La población portuguesa fue cifrada en unas 1.500 parejas en la década de 1990^[60], pero la estima más reciente la sitúa en el rango de 1.750-2.500^[77], localizadas tanto en la extensa red de playas atlánticas como en salinas costeras y puntos concretos del interior^[37].

La población española se ubica preferentemente en la costa mediterránea y Andalucía (86% de los efectivos nidificantes estimados en 2007), mientras que en la costa cántabro-atlántica del norte la población es exigua (Figura 1), ya que únicamente se encuentra en Galicia^[61; 3]. El censo español más reciente, realizado en 2007, arrojó una estima mínima de 4.322 – 4.645 parejas, si bien la cobertura censal no fue completa^[61]. Las tres principales regiones de cría son, por orden decreciente, Cataluña, Andalucía y Comunidad Valenciana, albergando conjuntamente alrededor del 80% de los efectivos españoles^[77; 61].

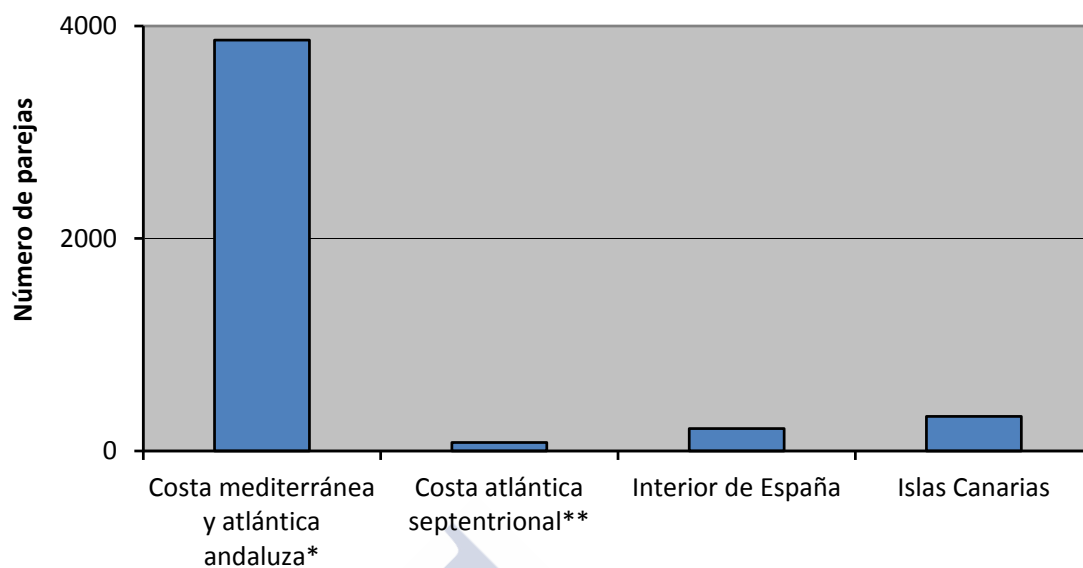


FIGURA 1. Efectivos reproductores de Chorlito patinegro en tramos del litoral e interior de España. *, incluye las Comunidades Autónomas de Cataluña, Valencia, Murcia, Baleares y Andalucía; **, incluye las Comunidades Autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco. Fuente: (Molina, 2009).

La población invernante en la costa europea, africana y mediterránea occidental ha sido cifrada en 67.000 ejemplares^[83]. La población media invernante en España para el periodo 1990-2009 fue de 4.971 ejemplares (rango 988-9.532), con mayoría de efectivos localizados en Andalucía^[46]. En Portugal la población media invernante en el trienio 2005-07 fue de 3.344 individuos^[23]. En ambos países se han señalado incrementos de sus poblaciones invernantes en los años finales del siglo XX e inicios del XXI^[23; 46].

La población invernante en la costa gallega se estimó en la década de 1990 comprendida entre 150-200 ejemplares^[30] evidenciando un proceso regresivo que condujo al abandono o disminución de varios estacionamientos a lo largo de década de 1980^[30]. Más recientemente fueron censados 121 ejemplares en enero de 2006^[35] y cantidades anuales comprendidas entre 149 y 174 ejemplares desde 2006 (datos propios).

Apuntes sobre la biología reproductiva.

El sistema de apareamiento de esta especie ha sido descrito como de poligamia secuencial^[3], tendiendo ambos sexos a emparejarse con otros coespecíficos tras un evento reproductivo. En las poblaciones españolas, un número elevado de individuos parece retornar para criar a la misma localidad de marcaje^[10; 11; 3]. En Galicia la tasa de retorno a las playas de marcaje de adultos incubantes fue de 0,592 en Baldaio y Ponteceso^[28] y es también frecuente en otras playas gallegas (datos propios). Sin embargo, esta filopatría es menos marcada en pollos^[28].

Se trata de una limícola territorial, con nidos usualmente distanciados más de 20 m. Se han señalado densidades de hasta 96 parejas/ha, aunque los valores habituales oscilan entre 0,5-2 parejas/ha^[83]. En playas del norte de Portugal se registraron densidades entre 1,54 y 3,6 nidos/ha^[62] y entre 5 y 16 parejas/ha en distintas localidades del país^[60]. En el litoral catalán se han citado valores de 2,3-11 parejas/ha^[70]. La moda en el tamaño de puesta es de 3 huevos, siendo el periodo de incubación de 23-29 días^[83]. Dentro de una puesta, los huevos depositados en segundo lugar suelen ser de mayor tamaño que los otros dos huevos^[5]. Los huevos son incubados por ambos progenitores, generalmente la hembra en horas diurnas y el macho en horas nocturnas^[42]. Alrededor de 6 días después de la eclosión uno de los adultos, más frecuentemente la hembra, suele desertar del cuidado de los pollos^[4]. El desarrollo del pollo hasta la adquisición de la capacidad de vuelo se extiende entre 27 y 31 días^[83].

Demografía.

El Chorlito patinegro se reproduce desde el primer año de vida^[83]. En el Wadden Sea se encontraron tasas de supervivencia aparente de 0,28 en juveniles, 0,65 en machos adultos y de 0,73 – 0,91 en hembras de clases de edad superiores a un año^[41]. La máxima longevidad registrada ha sido de 18 años^[83], aunque en un estudio realizado en la población norteamericana la esperanza media de vida en aves marcadas fue sólo de 2,7 años^[63].

Ecología trófica.

En el litoral se alimenta preferentemente de poliquetos, crustáceos y moluscos^[22; 3], mostrando preferencia por la búsqueda en horario diurno y menor actividad trófica de noche.

Movimientos.

En algunas localidades se comporta como migrante estricto, en tanto que en otras se puede considerar como migrador parcial, desplazándose sólo una parte de la población^[3]. En la costa atlántica ibérica invernan mayoritariamente individuos nativos, pero también llegan efectivos extraibéricos^[33], aunque en cantidad desconocida. En Galicia la población presente en otoño e invierno parece constituida fundamentalmente por aves nativas, con predominio de hembras y una tendencia a la utilización de determinadas localidades^[30].

Estatus de conservación y amenazas.

A pesar de que no es una especie globalmente amenazada, en distintas partes del mundo presenta problemas de conservación. A nivel europeo está catalogada como SPEC 3^[14], categoría referida a las especies cuyas poblaciones no están concentradas en Europa pero tienen un Estado de Conservación Desfavorable en nuestro continente. De acuerdo con las categorías IUCN, a nivel español se considera “Vulnerable”^[40] y en Portugal continental en la categoría de “Preocupación menor”^[66]. Legislativamente ha sido

incluida en el Anexo I de la Directiva Comunitaria 2007/147/CE y en la categoría de Vulnerable en el Catálogo Galego de Especies Ameazadas (DOGA, 88/2007 de 19 de abril).

A nivel europeo la tendencia en las últimas décadas parece caracterizada por un declive en la mayor parte de las poblaciones, acompañado por una contracción en el área de distribución en Europa central y noroccidental^[32], zonas donde la población nidificante declinó entre un 25-50% desde 1950^[83]. No obstante, se ha señalado que la mayoría de estos declives afectaron a pequeñas poblaciones, cuantitativamente poco importantes en el contexto global europeo^[77].

La población española se consideró estable en las décadas de 1980 e inicios de 1990, aunque con disminuciones moderadas en zonas del litoral^[21]. En los últimos años la tendencia regional ha sido dispar, con estabilidad en algunas localidades importantes, como el Delta del Ebro, y disminuciones en distintas zonas litorales^[39; 61], si bien para el conjunto de España no es posible conocer en detalle la evolución de su población en los últimos años^[40]. Para Portugal continental no hay información precisa relativa a la evolución de su población nidificante, aunque se ha señalado una colonización reciente de localidades continentales^[37] y un probable incremento de efectivos invernantes en el final del siglo XX^[23].

Las principales amenazas mencionadas para la población española han sido los usos recreativos de las playas, destrucción de la vegetación dunar, abandono de explotaciones salineras tradicionales y regresión costera^[39; 40; 3]. A nivel europeo se han señalado como principales causas del declive poblacional las actividades humanas, tales como perturbaciones en zonas de reproducción litorales y destrucción del hábitat de cría^[76; 32].

Los escasos datos históricos existentes sugieren una disminución poblacional y del número de playas ocupadas en Galicia^[78], principalmente durante la segunda mitad del siglo XX^[27; 29], señalándose como principales problemas el creciente uso turístico y la transformación de muchas playas de cría^[27; 12; 35].

VERTIDOS PETROLÍFEROS Y SU INCIDENCIA EN LA AVIFAUNA MARINA Y ACUÁTICA

Los vertidos petrolíferos han sido una causa de contaminación marina de enorme importancia en los últimos 43 años. Entre 1970 y 2013 hubo anualmente entre 4 y 96 vertidos de 7 a 700 Tm (media anual \pm e.t. = $30,7 \pm 3,4$ vertidos) y entre 0 y 32 de magnitud superior a 700 Tm (media \pm e.t. = $10,4 \pm 1,3$ vertidos)^[50]. A esta lista de grandes vertidos se añaden las limpiezas de tanques de petroleros y los derrames inferiores a 7 Tm, mayoritarios en el contexto actual pero para los que no existen estadísticas fiables^[50]. A pesar de que la cantidad anual de toneladas aportadas al mar en derrames ha ido en disminución desde 1970, en el periodo 2000-2013 supusieron un total de 235.000 Tm^[50], de ellas un 27% procedentes del vertido del *Prestige*. En Europa, desde 1970 se produjeron 19 accidentes de petroleros de magnitud superior a

10.000 Tm, de ellos 5 en la costa gallega^[45]: *Polycommader* (año 1970), *Urquiola* (1976), *Andros Patria* (1979), *Aegean Sea* (1992) y *Prestige* (2002). De estos, *Urquiola*, *Aegean Sea* y *Prestige* se encuentran entre los 20 mayores accidentes petrolíferos habidos en el mundo desde 1967^[50].

Las aves son a menudo las víctimas más visibles de los vertidos petrolíferos y, dentro de esta Clase, las marinas y determinadas limícolas por su estrecha vinculación con el ecosistema marino. El primer grupo incluye más de 300 especies a nivel mundial, mientras que bajo la denominación de limícolas se incluyen 214 especies de aves acuáticas, distribuidas en 11 familias, ligadas mayoritariamente a humedales litorales e interiores de aguas someras^[47].

El vertido en el mar del crudo y sus derivados puede tener efectos letales en las aves, ocasionando la muerte de ejemplares en plazos de horas a pocos días, o efectos subletales, de más laboriosa cuantificación y que pueden incidir negativamente en la supervivencia de los ejemplares en periodos estimados de semanas a meses, así como en su éxito reproductivo.

La letalidad inmediata del petróleo se manifiesta fundamentalmente en aves acuáticas y marinas, pelágicas y costeras, las cuales obtienen su alimento mediante buceos (pingüinos, alcatraces, cormoranes, patos marinos y álcidos), aunque también incide en otros grupos que capturan su alimento en la lámina de agua o el borde costero, como falaropos y láridos^[38]. Otras especies, como la mayoría de limícolas, aparentemente sufren escasa mortalidad directa^[65; 38], con excepciones, como en la primera guerra del Golfo en 1991, donde se documentó la muerte de cientos de ejemplares^[36].

Los efectos letales del petróleo son consecuencia de la impregnación de las plumas, que ocasiona hipotermia por colapso físico de las bolsas de aire aislantes del plumaje^[38], y de la ingestión de petróleo, con muerte por envenenamiento^[38]. En aves marinas, impregnaciones con petróleo superiores al 10% de la superficie del cuerpo implican una nula supervivencia, mientras que pequeñas manchas de extensión total inferior al 10% pueden cuestionar severamente dicha supervivencia^[20]. Durante la época de nidificación, pequeñas cantidades de petróleo en plumas de ejemplares adultos, alimento o material en el nido pueden ser rápidamente transferidas a los huevos^[68; 57], provocando efectos adversos en su calidad y estructura, en el desarrollo del embrión y en su éxito de eclosión^[54; 57; 73].

Los efectos subletales del petróleo, de más difícil cuantificación, incluyen la interrupción en la reproducción durante uno o varios años después del derrame^[82], cambios en el comportamiento^[17; 18], efectos patológicos como anemia e inmunodepresión^[6], desórdenes fisiológicos^[2; 81] y disminución en el éxito reproductivo^[9; 17; 44; 80; 13]. Además, las labores de limpieza del petróleo en la línea de costa constituyen una fuente de perturbaciones sobre las aves reproductoras, entre ellas limícolas, ocasionando la pérdida de nidos y pollos y cambios en el comportamiento de adultos incubantes^[58; 9].

Los hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs) son, en gran medida, los responsables de la toxicidad en embriones. Debido a su carácter lipofílico son fácilmente detectables en huevos^[59] y, aunque las concentraciones suelen ser bajas, estos se consideran buenos biomonitores de la contaminación por PAHs en aves^[59]. Varios PAHs han demostrado tener efectos tóxicos en huevos de aves^[48; 15; 16], pero hay pocos estudios sobre niveles de contaminación de estos compuestos en huevos de aves marinas y, particularmente, limícolas^[75; 56; 73; 59]. Hasta la fecha, los estudios sobre contaminantes en huevos de Chorlitejo patinegro se han centrado en metales pesados y pesticidas^[49; 71], sin que exista información sobre niveles de PAHs de fondo o presentes tras un derrame o marea negra. Cabe también señalar que, al menos en un caso, los contaminantes originados como consecuencia de la combustión de derivados del petróleo se han relacionado con la presencia de anomalías en embriones de Chorlitejo patinegro^[74].

EL DESASTRE DEL *PRESTIGE*

El petrolero *Prestige*, con bandera de Bahamas y carga de 77.000 Tm de hidrocarburo, sufrió un accidente el 13 de noviembre de 2002 frente a la Costa da Morte (Figura 2). A partir de la mañana del 14 de noviembre de 2003 fue remolcado, inicialmente en dirección noroeste y posteriormente suroeste, hasta finalmente romperse en dos y hundirse el 19 de noviembre (Figura 2). La cantidad de fuel vertida se estimó en unas 63.000 Tm, permaneciendo en los tanques del pecio alrededor de 14.000 Tm, las cuales fueron en su gran mayoría extraídas durante el verano de 2004. El combustible transportado correspondía a un fuel número 2 en la escala francesa (bunker oil C en la denominación inglesa e internacional), siendo un producto muy viscoso, casi insoluble en agua, con olor típico de petróleo y muy bajas concentraciones de productos carcinógenos^[25]. El fuel pesado (tipo M-100) tuvo una viscosidad de 100.000 cSt a 15 °C, una densidad de 0,992 kg L⁻¹ a 15 °C (11,04° API), 2,28% de azufre, y una composición química de 22% de hidrocarburos alifáticos, 50% de hidrocarburos aromáticos y 28% de resinas y asfaltenos^[1].

En el conjunto de playas de cría del Chorlitejo patinegro para las que se obtuvo información directa del Comisionado de Medio Ambiente para las actuaciones derivadas de la catástrofe del *Prestige* ($n = 5$), la presencia de fuel visible osciló entre un mínimo de 9 y un máximo de 193 días (Tabla 1).

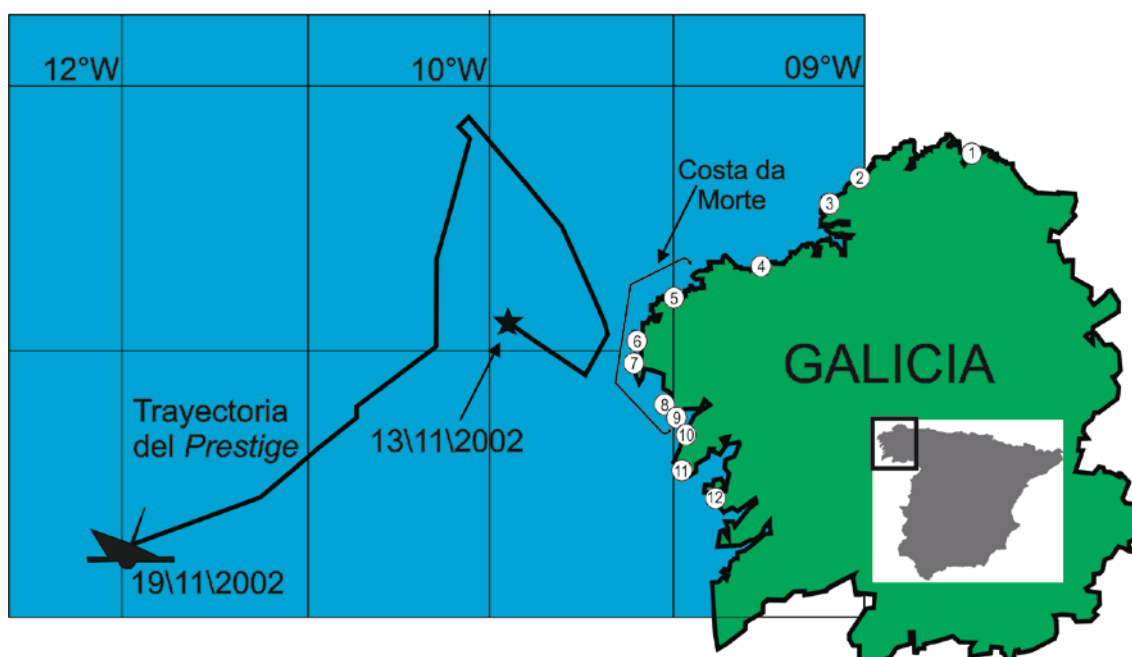


FIGURA 2. Itinerario del buque *Prestige* desde su rotura inicial (13/11/2002) hasta el hundimiento definitivo (19/11/2002). Playas de cría mencionadas en la Introducción: 1, Altar; 2, A Frouxeira; 3, Doniños; 4, Baldaio; 5, Traba; 6, Nemiña; 7, Rostro; 8, Caldebarcos-Carnota; 9, Louro; 10, Xuño-Muro; 11, Corrubedo; 12, A Lanzada.

En otras 6 playas de cría para las que se dispuso de información adicional^[52], el número de días de afección entre el 18 de noviembre de 2002 y 19 de mayo de 2003 osciló entre 110 y 175 (Tabla 1). Aunque no se obtuvo información cuantitativa propia en los muestreos realizados a lo largo de la primavera de 2003^[34], las observaciones efectuadas sugirieron la necesidad de valorar con cautela algunos datos proporcionados por el Comisionado. Buen ejemplo de ello fue el menor porcentaje de días de afección que se otorgó a la playa de Rostro en relación a otras como Doniños o Xuño-Muro, a pesar de que aquella mantuvo durante toda la primavera de 2003 una presencia constante de fuel en superficie.

Posiblemente por su proximidad al origen del vertido, tanto el grado de afección como la duración de la presencia de fuel fueron mayores en las playas ubicadas en la Costa da Morte (ver Figura 2). Esta apreciación se correspondió con la clasificación en playas con alta y baja contaminación en función de la información aportada por el Comisionado de Medio Ambiente^[52]. Del conjunto de playas analizadas se clasificaron como altamente contaminadas las siguientes de cría del chorlitejo: A Frouxeira, Doniños, Baldaio, Traba, Rostro, Carnota, Louro, Xuño-Muro y Corrubedo, mientras que Altar y A Lanzada presentaron baja contaminación^[52].






PLAYA	Totalmente afectada		Presencia de fuel en superficie		Aparentemente limpia		*PERIODO	FUENTE
	Nº días	% días	Nº días	% días	Nº días	% días		
A Frouxeira	0	0	138	76,7	42	23,3	A	2
Doniños	4	2,2	171	95,0	5	2,8	A	2
Baldaio	3	1,7	147	81,7	30	16,6	A	2
Traba	15	5,23	178	62,0	94	32,7	B	1
Nemiña	10	3,5	179	62,4	98	34,1	B	1
Rostro	23	12,8	146	81,1	11	6,1	A	2
Caldebarcos	0	0	167	58,2	120	41,8	B	1
Lagoon de Caldebarcos	0	0	170	59,2	117	40,8	B	1
Carnota	1	0,4	153	53,3	133	46,3	B	1
Marisma de Carnota	0	0	138	48,1	149	51,9	B	1
Louro	5	2,8	105	58,3	70	38,9	A	2
Xuño-Muro	3	1,7	163	90,5	14	17,8	A	2
Corrubedo	0	0	177	61,7	110	38,3	B	1
A Lanzada	0	0	9	3,1	278	96,9	B	1

TABLA 1. Grado de afección en diferentes playas de cría de Chorlitejo patinegro en los meses posteriores a la catástrofe del *Prestige*. *Periodo de seguimiento: **A**, 18 de noviembre de 2002 a 19 de mayo de 2003; **B**, 18 de noviembre de 2002 a 31 de agosto de 2003. Fuente: 1, Dirección General de Costas, Demarcación de Costas de Galicia; 2,^[52]. La ubicación de las playas se muestra en la figura 2.

En los complejos playa-barrera-lagoon el grado de afección del intermareal del lagoon interior fue en líneas generales reducido (Tabla 2), en buena parte debido a la ubicación de barreras de interdicción que minimizaron la entrada de fuel^[19]. En el lagoon de Caldebarcos la dependencia del nivel de inundación con el flujo mareal propició la entrada de fuel, afectando a la mayor parte de las cinturas eulitoral-superior y supralitoral, mientras que la eulitoral-inferior apenas sufrió la entrada de restos de fuel. Por el contrario, en la parte interna de Carnota la afección quedó limitada mayoritariamente al área de Boca do Río^[19]. A finales de febrero de 2003 se procedió a la limpieza de los medios afectados en ambas lagunas, cortándose y eliminándose los vástagos de las cinturas de vegetación afectadas por el vertido^[19].

Los sedimentos de marismas costeras afectadas por la llegada del fuel mostraron elevadas concentraciones de metales pesados (Cr, Cu, Ni, Pb, V), entre 2 y 2.500 veces mayores que las encontradas en sedimentos no afectados^[7; 8]. En sedimentos de la plataforma continental de la Costa da Morte, las concentraciones de PAHs oscilaron entre 14,8-89,6 µg/kg, aunque la toxicidad fue aparentemente reducida^[43].

LAGOON	2002			2003																		
	NOV/DIC			ENERO			FEBRERO			MARZO			ABRIL			MAYO			JUNIO			
	A	S	V	A	S	V	A	S	V	A	S	V	A	S	V	A	S	V	A	S	V	
A Frouxeira																						
Baldaio																						
Caldebarcos																						
Carnota																						
Louro																						
Muro																						
Carregal																						

TABLA 2. Grado de afección, tras el vertido del *Prestige*, del lagoon interior en complejos playa-barrera-lagoon de la costa de Galicia. Abreviatura sustratos: **A**, columna de agua; **S**, sedimento; **V**, vegetación. Grado de afección: , nulo; , leve; , leve (limitado a presencia muy dispersa de partículas de fuel en canal de desagüe y tramos lacunares próximos a éste); , moderado; , grave; **R**, restaurado. Fuente: ^[19].

Muestreos de macrozoobentos realizados en la primavera de 2003 en 18 playas de la costa gallega, entre ellas 11 de nidificación del Chorlitejo patinegro, mostraron disminuciones significativas respecto a muestreos anteriores al *Prestige*, en las densidades del isópodo *Eurydice* sp. y del poliqueto *Scolecipis squamata*^[52]. Se observó asimismo una disminución en la riqueza específica en todas las playas estudiadas, aunque esta disminución no fue homogénea en todos los grupos. Poliquetos, insectos y crustáceos semi-terrestres sufrieron pérdida de especies, mientras que los crustáceos marinos no mostraron esta tendencia^[26]. Las playas más afectadas por la disminución de la riqueza específica fueron las de Rostro (-66,7%), A Lanzada (-46,7%), Llas (-44,4%) y Doniños (-43,8%)^[26], en tres de las cuales nidifica regularmente el chorlitejo. Un seguimiento efectuado en la macroinfauna de la playa de Corrubedo entre 2003 y 2009 mostró que el vertido del *Prestige* afectó escasamente a su estructura y que el efecto sólo fue evidente en los 6 primeros meses tras el vertido^[51]. Un resultado similar fue descrito para la playa de Rostro entre 2003 y 2007, con efectos negativos localizados en los primeros meses y recuperación marcada de la macroinfauna entre 2004 y 2007^[53].

Con relación a la ornitofauna, se documentó una elevada mortalidad de aves marinas en los meses posteriores a la marea negra, aunque la mortalidad directa de limícolas fue mínima y no afectó, aparentemente, a ejemplares de Chorlitejo patinegro^[34; 72]. En la primavera de 2003 se observó un descenso del número de parejas de Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) nidificantes en las islas Cíes^[79] así como efectos en sus parámetros reproductivos^[80]. Incluso en falconiformes, caso del Halcón peregrino

(*Falco peregrinus*), se encontraron concentraciones de PAHs en huevos suficientes para ocasionar mortalidad en el embrión y envenenamiento de aves adultas^[84].

Con relación al Chorlitejo patinegro, los resultados principales obtenidos en el estudio de la población gallega durante la temporada de cría de 2003 fueron los siguientes^[34]:

- 1) El uso humano de las playas de cría durante el periodo abril-julio de 2003 estuvo caracterizado por la presencia de personal de limpieza y maquinaria, más intensa en las playas de la Costa da Morte. No obstante, los censos realizados mostraron el mantenimiento de uso turístico masivo en determinadas playas de cría tradicionalmente turísticas, caso de A Lanzada, Corrubedo y A Frouxeira.
- 2) En Caldebarcos-Carnota hubo significativamente más personas en 2003 que en el año precedente. Esto se debió a la masiva presencia de limpiadores, obviamente inexistentes en 2002, y al mantenimiento de un uso mayoritariamente turístico en junio y julio. En este sentido, la presencia de fuel no disuadió de forma significativa la entrada de personas relacionadas con actividades lúdicas. En Rostro, durante toda la primavera predominó la presencia de limpiadores, cuyo número no decreció significativamente con el avance de la temporada. El uso turístico fue minoritario, incluso en meses estivales.
- 3) La utilización de tamizadoras autopropulsadas en muchas playas de cría supuso la recogida, no sólo de restos de fuel y objetos impregnados por él, sino también de muchos invertebrados y algas presentes en el sustrato. Esto pudo tener efectos sobre la disponibilidad de especies-presa para la limícola.
- 4) La presencia de manchas de fuel en partes del plumaje de los ejemplares adultos fue visible desde pocas semanas después de la llegada del fuel a la costa. Las partes afectadas fueron fundamentalmente las zonas ventral y, en menor medida, pectoral del cuerpo. Las patas muy probablemente también fueron afectadas por el fuel, aunque en este caso, debido a la coloración natural de las mismas, fue imposible apreciarlo a distancia.
- 5) No fue posible evidenciar consecuencias de la impregnación del plumaje con fuel sobre la supervivencia o éxito reproductivo de la especie. Aunque la concentración de compuestos carcinógenos fue baja en el fuel del *Prestige*^[25], la presencia de PAHs en el sustrato, especies-presa y plumas pudo ocasionar su ingestión o transmisión al embrión.
- 6) El número de parejas censado en Galicia en la primavera de 2003 fue de 65 en 18 playas, cuatro más que en el año precedente, si bien en 2003 se incluyeron dos playas no censadas en 2002. En este sentido, el desastre del *Prestige* no tuvo incidencia, al menos inmediata, en el tamaño de la población reproductora.
- 7) En la playa de Caldebarcos-Carnota los parámetros relacionados con el éxito de cría (% de nidos eclosionados, número de pollos/pareja, éxito de nido y éxito

neto de cría) así como la probabilidad de supervivencia diaria mostraron valores similares a los de años precedentes.

- 8) Globalmente, el número de volantones/pareja en la temporada de 2003 fue de 0,31-0,54/pareja. Las playas más exitosas en términos de productividad fueron las de Corrubedo, Louro y A Lanzada, ya que entre las tres presentaron el 65% de todos los volantones observados.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

El cuerpo de la Tesis Doctoral se compone de 6 capítulos, 5 de ellos publicados, y uno inédito, más una discusión general y conclusiones.

En el **capítulo 1** (Ardeola 50 (1): 15-19) se aborda un problema potencial inherente al estudio de la biología reproductiva de las aves, que es el de la repercusión del investigador en el comportamiento o incluso supervivencia de los ejemplares estudiados. Así, durante años ha existido la opinión generalizada de que la perturbación provocada por el investigador ejercía un efecto negativo sobre el éxito reproductivo, aumentando las tasas de depredación de los nidos monitorizados. Se aborda un estudio experimental destinado a evaluar la influencia del observador sobre el destino de los nidos de chorlitejo en la playa de Caldebarcos-Carnota, la principal playa de cría de la especie en Galicia.

En el **capítulo 2** (Bird Conservation International, doi: 10.1017/S0959270914000239) se analiza la estructura genética del Chorlitejo patinegro en las costas de la península Ibérica. El conocimiento de la variación genética entre poblaciones y en cada una de ellas resulta necesario para evaluar la vulnerabilidad de la población nidificante en el noroeste ibérico.

En el **capítulo 3** (Bird Conservation International 23: 386-397) se evalúa la tendencia poblacional de la especie en Galicia entre 1988 y 2010, tratando de dilucidar potenciales efectos del *Prestige* en su abundancia y distribución.

La presencia de manchas de fuel en partes del plumaje de los ejemplares adultos de Chorlitejo patinegro fue visible desde pocas semanas después de la rotura del petrolero. En el **capítulo 4** (Acta Ornithologica 44: 119-126) se evalúa el grado de manchado del plumaje en función de las características y ubicación de las playas y del mes de observación.

Durante el periodo reproductivo, una pequeña cantidad de fuel en el plumaje de adultos reproductores, en el nido, o en las especies presa, puede ser transferida a los huevos. Los vertidos petrolíferos constituyen una fuente de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs), compuestos químicos contaminantes con gran potencial embriotóxico en aves. En el **capítulo 5** (Science of the Total Environment 409: 2668-2703) se analiza la concentración de PAHs en huevos de chorlitejos nidificantes en el

sector cántabro-atlántico peninsular entre 2004 y 2007, con el objetivo de dilucidar el patrón espacio temporal de la contaminación provocada por el vertido.

En el **capítulo 6** (manuscrito inédito) se analizan los parámetros reproductivos obtenidos durante más de una década de monitorización de la especie, con el objetivo de dilucidar las posibles consecuencias del vertido y, en su caso, el alcance y duración de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

1. Albaigés, J., Morales-Nin, B. & Vilas, F. 2006. The *Prestige* oil spill: A scientific response. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 205-207.
2. Alonso-Álvarez, C., Munilla, I., López-Alonso, M. & Velando, A. 2007. Sublethal toxicity of the *Prestige* oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International*, 33: 773-781.
3. Amat, J. A. 2012. Chorlitejo patinegro. En, L. M. Carrascal & A. Salvador (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
4. Amat, J. A., Fraga, R. M. & Arroyo, G. M. 1999. Brood desertion and polygamous breeding in the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Ibis*, 141 (4): 596-607.
5. Amat, J. A., Fraga, R. M. & Arroyo, G. M. 2001. Intraclutch egg-size variation and offspring survival in the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Ibis*, 143 (1): 17-23.
6. Anderson, D. W., Newman, S. H., Kelly, P. R., Herzog, S. K. & Lewis, K. P. 2000. An experimental soft-release of oil-spill rehabilitated America coots (*Fulica americana*): I. Lingering effects on survival, condition and behavior. *Environmental Pollution*, 107 (3): 285-294.
7. Andrade, M. L., Covelo, E. F., Vega, F. A. & Marcet, P. 2004. Effect of the *Prestige* oil spill on salt marsh soils on the coast of Galicia (northwestern Spain). *Journal of Environmental Quality*, 33 (6): 2103-2110.
8. Andrade, M. L., Marcet, P., Fernández-Feal, L., Fernández-Feal, C., Covelo, E. F. & Vega, F. A. 2004. Impact of the *Prestige* oil spill on marsh soils: Relationship between heavy metal, sulfide and total petroleum hydrocarbon contents at the Villarrube and Lires marshes (Galicia, Spain). *Ciencias marinas*, 30 (3): 477-487.
9. Andres, B. A. 1997. The Exxon Valdez oil spill disrupted the breeding of black oystercatchers. *Journal of Wildlife Management*, 61 (4): 1322-1328.
10. Ballesteros, T. & Santaefemia, F. J. 1990. Recapturas de Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* en el delta del Llobregat (Barcelona, NE Spain). *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 7: 43-44.
11. Barbosa, A. 1993. Ringing recoveries of Kentish Plovers in Spain. *Wader Study Group Kentish Plover Project Newsletter*, 2: 5-6.

12. Bárcena, F. & Domínguez, J. 1995. *Charadrius alexandrinus*. En, S.G.H.N. (Ed.): *Atlas de Vertebrados de Galicia, Tomo II.*, p 411. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
13. Barros, A., Álvarez, D. & Velando, A. 2014. Prestige oil spill Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. *Biology Letters*, 10: 20131041.
14. Birdlife International 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. Birdlife International. Wageningen.
15. Brunström, B., Broman, D. & Näf, C. 1990. Embryotoxicity of Polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs in three domestic avian species and of PAHs and coplanar polychlorinated biphenyls PCBS in the Common Eider. *Environmental Pollution*, 67 (2): 133-144.
16. Brunström, B., Broman, D. & Näf, C. 1991. Toxicity and EROD-inducing potency of 24 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in chick embryos. *Archives of Toxicology*, 65: 485-489.
17. Burger, J. 1997. Effects of oiling on feeding behavior of Sanderlings and Semipalmated Plovers in New Jersey. *Condor*, 99: 290-298.
18. Burger, J. & Tsipoura, N. 1998. Experimental oiling of Sanderlings (*Calidris alba*): behavior and weight changes. *Environmental Toxicology Chemistry*, 17 (6): 1154-1158.
19. C.M.A. 2003. *Informe sobre las actuaciones realizadas por la Dirección Xeral de Conservación da Natureza a consecuencia del vertido del buque Prestige*. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela
20. Camphuysen, C. J. 2006. Seabirds and oil. The Impact of oil spills on seabirds, A Coruña.
21. Castro, H., Nevado, J. C. & López, E. 1997. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 188-189. Lynx. Barcelona.
22. Castro, M., Masero, J. A., Perez-Hurtado, A., Amat, J. A. & Megina, C. 2009. Sex-related seasonal differences in the foraging strategy of the Kentish plover. *Condor*, 111 (4): 624-632.
23. Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matías, R. 2010. *Aves de Portugal. Ornitología do território continental*. Assirio & Alvim. Lisboa.
24. Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (Eds.) 1982. *The Birds of the Western Palearctic, vol. III*. Oxford University Press. Oxford.
25. Csic 2003. *Caracterización del vertido y evolución preliminar en el medio*. Informe Técnico CSIC "Prestige" 01. Madrid.
26. De La Huz, R., Lastra, M., Junoy, J., Castellanos, C. & Viéitez, J. M. 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the "Prestige" oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 19-29.
27. De Souza, J. A. & Domínguez, J. 1989. Efectivos y distribución del Chorlitejo Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia. *Ecología*, 3: 305-311.

28. De Souza, J. A., Caeiro, M. L., Rosende, F. & Monteagudo, A. 1996. El Chorlitejo patinegro durante el invierno: efectivos, distribución y movimientos entre zonas. En, J. A. D. Souza (Ed.): *Biología y Conservación de las Poblaciones de Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) y Alcaraván (Burhinus oedicephalus) en la provincia de A Coruña (Galicia)*, pp. 63-69. Informe Grupo Naturalista Hábitat para la Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural-Servicio de Medio Ambiente Natural de A Coruña. A Coruña.
29. De Souza, J. A., Caeiro, M. L., Monteagudo, A. & Rosende, F. 1996. La población nidificante de Chorlitejo patinegro en la provincia de A Coruña: Censo, Distribución, Variaciones Numéricas y Movimientos. En, J. A. D. Souza (Ed.): *Biología y Conservación de las Poblaciones de Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) y Alcaraván (Burhinus oedicephalus) en la provincia de A Coruña (Galicia)*, pp. 6-15. Informe Grupo Naturalista Hábitat para la Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural-Servicio de Medio Ambiente Natural de A Coruña. A Coruña.
30. De Souza, J. A., Caeiro, M. L., Rosende, F., Monteagudo, A. & Fafián, J. M. 1999. Estacionamientos, estructura y patrones de residencia de la población invernante del Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia: un análisis preliminar. *Chioglossa*, 1: 23-45.
31. Del Hoyo, J. & Collar, N. J. 2014. *Illustrated Checklist of the Birds of the World. Volume 1: Non-passerines*. Lynx Edicions. Barcelona.
32. Delany, S., Scott, D. A., Dodman, T. & Stroud, D. A. (Eds.) 2009. *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International
33. Díaz, M., Asensio, B. & Tellería, J. L. 1996. *Aves Ibéricas. Vol. I. No Paseriformes*. J.M. Reyero. Madrid.
34. Domínguez, J. & Vidal, M. 2003. *Evaluación de la población gallega de Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) tras la catástrofe del Prestige. Año 2003*. Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela
35. Domínguez, J. & Vidal, M. 2008. *Plan de Conservación del Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela.
36. Evans, M. I., Symens, P. & Pilcher, C. W. T. 1993. Short-term Damage to Coastal Bird Populations in Saudi Arabia and Kuwait Following the 1991 Gulf War marine Pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 27: 157-161.
37. Felgueiras, M. 2008. *Charadrius alexandrinus*. En, Equipa Atlas (Ed.): *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*, pp. 216-217. Assirio & Alvim. Lisboa.
38. Ferns, P. 1992. *Bird life of coasts and estuaries*. Cambridge University Press. Cambridge.
39. Figuerola, J. & Amat, J. A. 2003. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, R. Martí & J. C. d. Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 252-253. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
40. Figuerola, J., Amat, J. A. & Díaz, J. A. 2004. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, A. Madroño, C. González & J. C. Atienza (Eds.): *Libro Rojo*

- de las Aves de España, pp. 228-230. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
41. Foppen, R. R., Majoor, F. A., Willems, F. J., Meininger, P. L., Van Houwelingen, G. C. & Wolf, P. A. 2006. Survival and emigration rates in Kentish *Charadrius alexandrinus* and Ringed plovers *Ch. hiaticula* in the Delta area, SW-Netherlands. *Ardea*, 94 (2): 159-173.
 42. Fraga, R. M. & Amat, J. A. 1996. Breeding biology of a Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) population in a inland saline lake. *Ardeola*, 43 (1): 69-85.
 43. Franco, M. A., Viñas, L., Soriano, J. A., De Armas, D., González, J. J., Beiras, R., Salas, N., Bayona, J. M. & Albaigés, J. 2006. Spatial distribution and ecotoxicity of petroleum hydrocarbons in sediments from the Galicia continental shelf (NW Spain) after the *Prestige* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 260-271.
 44. Golet, G. H., Seiser, P. E., Mcguire, A. D., Roby, D. D., Fischer, J. B., Kuletz, K. J., Irons, D. B., Dean, T. A., Jewett, S. C. & Newman, S. H. 2002. Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 241: 287-304.
 45. González, F., Prado, J. & Dopico, J. A. 2003. Implicaciones jurídico-económicas de las catástrofes ecológicas en el medio marino. En, F. González (Ed.): *El impacto del Prestige. Análisis y evaluación de los daños causados por el accidente del Prestige y dispositivos para la regeneración medioambiental y recuperación económica de Galicia.*, pp. 17-40. Fundación Pedro Barrié de la Maza. La Coruña.
 46. González, R. & Pérez-Aranda, D. 2011. *Las aves acuáticas en España, 1980-2009*. SEO/BirdLife. Madrid.
 47. Hayman, P., Marchant, J. & Prater, T. 1986. *Shorebirds. An identification guide to the waders of the world*. Christopher Helm. London.
 48. Hoffman, D. J. & Gay, M. L. 1981. Embryotoxic effects of Benzo(a)pyrene, Chrysene, and 7,12-Dimethylbenz(a)anthracene in petroleum hydrocarbon mixtures in Mallard Ducks. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 7: 775-787.
 49. Hothem, R. L. & Powell, A. N. 2000. Habitat characteristics and nest success of snowy plovers and California least terns: Is there a Link to Population Decline?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65 (1): 42-50.
 50. Itopf 2014. *Oil tanker spill statistics 2013*. The International Tanker Owners Pollution Federation Ltd
 51. Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M. & Riera, R. 2013. Seven years of macroinfauna monitoring at Ladeira beach (Corrubedo Bay, NW Spain) after the *Prestige* oil spill. *Oceanologia*, 55 (2): 393-407.
 52. Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M., De La Huz, M. R. & Lastra, M. 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the *Prestige* oil-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 526-536.

53. Junoy, J., Castellanos, C., Bernardo-Madrid, R., Riera, R. & Viéitez, J. M. 2014. Macroinfaunal recovery on the beach most severely affected by the 'Prestige' oil spill (O Rostro, Galicia, north-west Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94 (1): 17-24.
54. King, K. A. & Lefever, C. A. 1979. Effects of oil Transferred from Incubating Gulls to their Eggs. *Marine Pollution Bulletin*, 10: 319-321.
55. Küpper, C., Augustin, J., Kosztolanyi, A., Burke, T., Figuerola, J. & Szekely, T. 2009. Kentish versus Snowy Plover: phenotypic and genetic analyses of *Charadrius alexandrinus* reveal divergence of Eurasian and American subspecies. *Auk*, 126 (4): 839-852.
56. Lebedev, A. T., Poliakova, O. V., Karakhanova, N. K., Petrosyan, V. S. & Renzoni, A. 1998. The contamination of birds with organic pollutants in the Lake Baikal region. *Science of Total Environment*, 212: 153-162.
57. Lewis, S. J. & Malecki, R. A. 1984. Effects of egg oiling on larid productivity and population dynamics. *Auk*, 101: 584-592.
58. Maccarone, A. D. & Bizerad, J. N. 1994. Gull and waterfowl populations in the Arthur Kill. En, J. Burger (Ed.): *Before and after an oil spill*, pp. 201-214. Rutgers Univ. Press. New Brunswick.
59. Malcolm, H. M. & Shore, R. F. 2003. Effects of PAHs on Terrestrial and Freshwater Birds, Mammals and Amphibians. En, P. E. T. Douben (Ed.): *PAHs: An ecotoxicological perspective*, pp. 225-241. Wiley. Chichester.
60. Meininger, P. L. & Székely, T. 1997. *Charadrius alexandrinus*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*, pp. 260-261. T & AD Poyser. London.
61. Molina, B. 2009. Chorlitojeo Patinegro. En, D. Palomino & B. Molina (Eds.): *Aves acuáticas reproductoras. Población en 2007 y método de censo.*, pp. 115-125. SEO/BirdLife. Madrid.
62. Norte, A. C. & Ramos, J. A. 2004. Nest-site selection and breeding biology of Kentish plover *Charadrius alexandrinus* on sandy beaches of the Portuguese west coast. *Ardeola*, 51 (2): 255-268.
63. Paton, P. W. C. 1994. Survival estimates for Snowy Plovers breeding at Great Salt Lake, Utah. *Condor*, 96: 1106-1109.
64. Piersma, T. 1996. Family Charadriidae (Plovers). En, J. d. Hoyo, A. Elliot & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks.*, pp. 384-443. Lynx Edicions. Barcelona.
65. Prater, A. J. 1981. *Estuary Birds of Britain and Ireland*. T & A.D. Poyser. Calton.
66. Raposo De Almeida, P., Almeida, J., Ferrand De Almeida, N., Cabral, M. J., Dellinger, T., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queiroz, A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (Eds.) 2008. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Assirio & Alvim. Lisboa.
67. Rheindt, F. E., Szekely, T., Edwards, S. V., Lee, P. L. M., Burke, T., Kennerley, P. R., Bakewell, D. N., Alrashidi, M., Kosztolanyi, A., Weston, M. A., Liu, W.-T., Lei, W.-P., Shigeta, Y., Javed, S., Zefania, S. & Kuepper, C. 2011.

- Conflict between Genetic and Phenotypic Differentiation: The Evolutionary History of a 'Lost and Rediscovered' Shorebird. *Plos One*, 6 (11): e26995.
68. Rittinghaus, H. 1956. Etwas über die "indirekte" Verbreitung des Ölpest in einem Seevogelschutzgebiet. *Ornithology Mitteilungen*, 8 (3): 43-46.
69. Sangster, G., Collinson, J. M., Crochet, P.-M., Knox, A. G., Parkin, D. T., Svensson, L. & Votier, S. C. 2011. Taxonomic recommendations for British birds: seventh report. *Ibis*, 153: 883-892.
70. Santaefemia, F. J., Ballesteros, T., García, J. & Puig, M. 1990. Características de la población nidificante del Chorlito Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en el Delta del Llobregat. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 5: 31-34.
71. Schwarzbach, S. E., Stephenson, M., Ruhlen, T., Abbott, S., Page, G. W. & Adams, D. 2005. Elevated mercury concentrations in failed eggs of Snowy Plovers at Point Reyes National Seashore. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1433-1456.
72. Seo/Birdlife 2003. *Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas*. SEO. Madrid.
73. Shore, R. F., Wright, J., Horne, J. A. & Sparks, T. H. 1999. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Residues in the Eggs of Coastal-Nesting Birds from Britain. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (6): 509-513.
74. Stoylovski, V. P. & Kivganov, D. A. 1998. On the breeding of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* and Little Ringed Plovers *C. dubius* in the Lower Tiligul Liman, south-western Ukraine. *International Wader Studies*, 10: 252-255.
75. Stronkhorst, J., Ysebaert, T. J., Smedes, F., Meininger, P. L. & Dirksen, S. 1993. Contaminants in eggs of some waterbird species from the Scheldt Estuary, SW Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 572-578.
76. Stroud, D. A., Davidson, N. C., West, R., Scott, D. A., Haanstra, L., Thorup, O., Ganter, B. & Delany, S. 2004. Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. *International Wader Studies*, 15: 1-259.
77. Thorup, O. 2006. *Breeding waders in Europe 2000*. International Wader Studies 14
78. Ticehurst, C. B. & Whistler, H. 1928. On the Avifauna of Galicia. *Ibis*, 1928: 663-683.
79. Velando, A., Munilla, I. & Leyenda, P. M. 2005. Short-term indirect effects of the *Prestige* oil spill on European shags: changes in availability of prey. *Marine Ecology Progress Series*, 302: 263-274.
80. Velando, A., Álvarez, D., Mouriño, J., Arcos, F. & Barros, A. 2005. Population trends and reproductive success of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Iberian Peninsula following the *Prestige* oil spill. *Journal of Ornithology*, 146 (2): 116-120.
81. Velando, A., Munilla, I., López-Alonso, M., Freire, J. & Pérez, C. 2010. EROD activity and stable isotopes in seabirds to disentangle marine food web contamination after the *Prestige* oil spill. *Environmental Pollution*, 158: 1275-1280.

82. Walton, P., Turner, C. M. R., Austin, G., Burns, M. D. & Monaghan, P. 1997. Sub-lethal effects of an oil pollution incident on breeding kittiwakes *Rissa tridactyla*. *Marine Ecology Progress Series*, 155: 261-268.
83. Wiersma, P. 1996. Family Charadriidae (Plovers). Species accounts. En, J. D. Hoyo, A. Elliot & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks.*, pp. 411-442. Lynx Edicions. Barcelona.
84. Zuberogoitia, I., Martínez, J. A., Iraeta, A., Azkona, A., Zabala, J., Jiménez, B., Merino, R. & Gómez, G. 2006. Short-term effects of the Prestige oil spill on the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1176-1181.



CAPÍTULO 1

Influence of researchers on the breeding success of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*

Influencia del investigador en el éxito reproductivo del Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*

Resumen: Se estudió si las visitas del investigador afectaron al éxito reproductivo y depredación de nidos de Chorlitejo Patinegro en la principal playa de cría de esta limícola en la costa de Galicia. La causa más importante de pérdida de nidos fue la depredación por Corneja Negra *Corvus corone*, seguida de destrucción por humanos e inundaciones por la marea, si bien hubo un porcentaje elevado de pérdidas por causas desconocidas. La probabilidad de supervivencia diaria fue mayor en días laborables que en festivos. Durante la fase de puesta el grupo de nidos perturbados por el investigador mostró una probabilidad de supervivencia diaria similar a la del grupo de nidos no perturbados, mientras que durante la fase de incubación dicha probabilidad de supervivencia fue significativamente mayor en el grupo perturbado. Esto sugiere la inexistencia de efectos negativos de los observadores sobre los nidos. No obstante, factores como el incremento en el uso humano de la playa con el avance de la temporada de cría, la elevadísima pérdida de nidos y la dificultad de identificación de las causas de mortalidad de muchos de ellos pudieron enmascarar dicho efecto.

[http://www.ardeola.org/volume/50\(1\)/article/15-19/516](http://www.ardeola.org/volume/50(1)/article/15-19/516)

Contribución de los autores:

Jesús Domínguez: diseño, trabajo de campo, revisión

María Vidal: trabajo de campo, análisis, redacción



CAPÍTULO 2

Lack of genetic structure in Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* from the Iberian coast. What's wrong with the endangered north-western population?

Ausencia de estructura genética en la población costera de Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* de la Península Ibérica. Qué sucede con la población amenazada del NW?

Resumen: Las limícolas costeras son sensibles a la actividad humana y a los cambios de hábitat a lo largo del borde costero, factores que han sido responsables del declive poblacional de estas aves. Una adecuada gestión requiere del conocimiento del patrón y escala de variación genética intra- e inter- poblacional, así como de la relación entre dinámica poblacional y estructura genética. Nosotros estudiamos estos factores en la población de Chorlitejo patinegro de la costa ibérica con el objetivo de identificar el grado de vulnerabilidad de la amenazada población del NW. Analizamos la estructura genética y el flujo genético utilizando un fragmento de ADN mitocondrial de 631-bp de la región control y ocho marcadores microsatélites de 113 ejemplares procedentes de 31 playas ibéricas. Los resultados no apoyan la hipótesis de declive reciente porque no hay evidencia de cuello de botella, e indican una expansión poblacional a lo largo de la costa Atlántica. No encontramos estructura genética ni aislamiento por distancia, en consonancia con los resultados recientemente observados a escala continental. Sin embargo, las hipótesis manejadas para explicar el elevado flujo genético a escala continental, tales como la temporalidad del hábitat de cría y la elevada dispersión de los reproductores, no parecen aplicables a la población gallega. En Galicia, los chorlitejos crían únicamente en playas, un hábitat adecuado y más estable durante el periodo reproductivo que los efímeros humedales continentales, y los movimientos de las hembras durante la época de cría son infrecuentes, principalmente debido al extremadamente bajo éxito de eclosión. Este estudio sugiere una conectividad demográfica entre las poblaciones gallega y portuguesa tipo dinámica fuente-sumidero, en la cual ejemplares de Portugal mantendrían la población gallega. Este patrón de dispersión enfatiza la importancia de los Planes de Conservación supranacionales para la protección de especies amenazadas.

<http://journals.cambridge.org/action/displayFulltext?type=1&fid=9326256&jid=BCI&volumeId=-1&issueId=-1&aid=9326252>

Contribución de los autores:

María A. Hernández: análisis genético, análisis estadístico, comentarios al manuscrito

Antonio Luis: obtención de muestras en Aveiro, comentarios al manuscrito

Jesús Domínguez: diseño, obtención de muestras, análisis estadístico, revisión

María Vidal: obtención de muestras, análisis estadístico, redacción



CAPÍTULO 3

Long-term population trends of breeding Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus* in north-west Spain under the effects of a major oil spill

Tendencia poblacional a largo plazo del Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* nidificante en el NW de España bajo los efectos de un vertido petrolífero de grandes dimensiones

Resumen: El Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* es la única limícola nidificante en playas de Galicia (NW de España). En noviembre de 2002, gran parte de este hábitat estuvo fuertemente afectado por el vertido del *Prestige*, considerado uno de los mayores vertidos petrolíferos producidos en Europa. Nosotros utilizamos los datos existentes de 23 años (1988-2010) de seguimiento de la abundancia y distribución de las parejas reproductoras de Chorlitejo en las costas gallegas para evaluar la tendencia poblacional e identificar los efectos subyacentes del vertido. El modelo de tendencia lineal TRIM clasificó la tendencia poblacional de moderado incremento; la principal tendencia mostró un declive poblacional entre 2002 y 2004 (el segundo periodo reproductivo tras la catástrofe) seguido de un moderado incremento hasta la actualidad. Los resultados mostraron que la variación de la tendencia poblacional anual puede explicarse considerando las características y ubicación de las playas de cría. En el modelo más parsimonioso tres covariables fueron significativas: la posición de la playa: interior (localizada en la parte interna de la ría), o exterior (expuesta a mar abierto); la longitud de la playa; y la ubicación en el tramo de costa en relación al naufragio del petrolero. La variación fue obvia tanto en el tamaño de la población como en el uso del hábitat, con un incremento del número de aves y localidades de cría y cambios en la distribución a lo largo de las costas gallegas después de 2004. Las aves reaccionaron a la catástrofe evitando las zonas más afectadas y desplazándose a nuevas playas de cría, lo que sugiere que los planes de conservación deben contemplar la correcta gestión de playas actualmente desocupadas pero potencialmente adecuadas para la especie.

<http://journals.cambridge.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=8997990&fileId=S0959270912000342>

Contribución de los autores:

Jesús Domínguez: trabajo de campo, análisis, revisión

María Vidal: trabajo de campo, análisis, redacción



CAPÍTULO 4

Factors affecting plumage oiling levels in a Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* population after a major oil spill

Factores que afectan a los niveles de manchado del plumaje en una población de Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* tras un vertido petrolífero de grandes dimensiones

Resumen: El petrolero *Prestige*, con una carga de 77.000 Tm de hidrocarburo pesado, sufrió un accidente el 13 de noviembre de 2002 frente a la costa gallega (NW España), donde vertió unas 63.000 Tm. Durante el invierno de 2002 y la primavera de 2003 estudiamos el grado de manchado del plumaje del Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. Utilizando Ecuaciones de Estimación Generalizadas (EEG), evaluamos la hipótesis de que la presencia de aves petroleadas durante el periodo reproductivo pudo estar influenciada por 1) la localización de la playa (estuarina/no estuarina), 2) la presencia de zona intermareal en un *lagoon* asociado a la playa, 3) la distancia al punto inicial del vertido y 4) el mes. Las partes del cuerpo más afectadas fueron el abdomen y, en menor medida, el pecho. La localización de la playa fue el único predictor incluido en el modelo final. Las playas con las mayores puntuaciones medias de aves manchadas fueron las localizadas en zonas no estuarinas. Los otros dos predictores con parámetros significativos en el análisis univariante fueron la distancia al núcleo inicial del vertido y el mes.

<http://www.bioone.org/doi/abs/10.3161/000164509X482696>

Contribución de los autores:

Jesús Domínguez: diseño, trabajo de campo, análisis, revisión

María Vidal: trabajo de campo, análisis, redacción



CAPÍTULO 5

Spatial and temporal patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in eggs of a coastal bird from northwestern Iberia after a major oil spill

Patrón espacio-temporal de la concentración de hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs) en huevos de un ave costera del NW ibérico tras un vertido petrolífero de grandes dimensiones

Resumen: Este estudio evalúa el patrón espacio-temporal de la concentración de hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs) en huevos de Chorlitejo patinegro tras un vertido petrolífero de grandes dimensiones (*Prestige*, noviembre 2002) en el NW ibérico. Analizamos un total de 77 huevos de 10 localidades de cría de la costa atlántica ibérica, 9 localizadas en la costa gallega (NW España) y 1 en la Ría de Aveiro (Portugal). Los Modelos Lineales Generales Mixtos no mostraron efecto significativo del área en los niveles totales de HAP ni en cada compuesto, probablemente debido a la dispersión de la contaminación provocada por el *Prestige* y a la contaminación industrial y portuaria de la Ría de Aveiro. Por el contrario, los niveles de HAP estuvieron significativamente influenciados por el año. Los niveles de HAP disminuyeron de 2004 a 2006, pero en 2007 mostraron un fuerte incremento y un cambio en el patrón de acumulación de HAP. Estos resultados parecen provocados por compuestos tetra- y pentacíclicos procedentes de los incendios ocurridos durante el verano de 2006.

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711002786>

Contribución de los autores:

Antonio Luis: obtención de muestras en Aveiro, comentarios al manuscrito

Jesús Domínguez: obtención de muestras, análisis, revisión

María Vidal: obtención de muestras, análisis, redacción



CAPÍTULO 6

Long-term data on NW Iberian breeding Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*, did *Prestige* oil spill compromise reproductive performance?

Datos a largo plazo sobre la biología reproductiva del Chorlitejo patinegro en el NW ibérico, comprometió el *Prestige* el desempeño reproductivo?

Resumen: El petróleo y sus derivados pueden tener efectos letales en aves por envenenamiento o hipotermia, o efectos subletales, que no deben de ser ignorados por las posibles consecuencias que puedan tener a nivel poblacional. Entre los efectos subletales en aves se incluye la interrupción de la reproducción en uno o varios años después del vertido, cambios de comportamiento y disminución del éxito reproductivo.

La población de Chorlitejo patinegro del NW de la península Ibérica selecciona playas con vegetación escasa para la alimentación, el descanso, la nidificación y el cuidado de los pollos. Así, su estilo de vida los convierte en altamente vulnerables a la contaminación por un vertido petrolífero. Nosotros analizamos datos a largo plazo del éxito reproductivo, estructura del huevo, condición de las hembras y esfuerzo reproductivo, con el fin de determinar la existencia de efectos subletales del petróleo del *Prestige* en el desempeño reproductivo así como la duración de los mismos.

Los resultados mostraron variaciones temporales en el volumen del primer huevo y un cambio en el patrón de variación intra-nido. El espesor de la cáscara disminuyó en los años siguientes al vertido y mostró un ligero incremento ocho años después. Una disminución similar se observó en la condición y peso de las hembras. La fertilidad de los huevos mostró diferencias significativas entre los periodos anterior y posterior al vertido, aunque el bajo éxito de eclosión podría infraestimar este parámetro. El abandono de nidos, muy poco frecuente en nuestra población, se registró únicamente en los años posteriores al *Prestige*.

Este estudio revela que la exposición del Chorlitejo patinegro al vertido petrolífero afectó negativamente a su desempeño reproductivo, a través de su condición individual así como de los cambios en la calidad de los huevos, más allá del tradicional efecto inmediato tras el vertido. Hasta donde puede afectar a la dinámica poblacional podría quedar oculto por el bajo éxito reproductivo.

Contribución de los autores:

Jesús Domínguez: trabajo de campo, análisis, revisión

María Vidal: trabajo de campo, análisis, redacción



Long-term data on NW Iberian breeding Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*): Did *Prestige* oil spill compromise reproductive performance?

Abstract

Oil and its derivatives can have lethal effects on birds by poisoning or hypothermia, or sublethal effects, which cannot be ignored because of their potential consequences at the population level. Sublethal effects on birds include the disruption of reproduction for one or several years after the spill, behavioural changes, and decrease in the reproductive success.

NW Iberian Kentish Plover population selects sparsely vegetated beaches for foraging, roosting, nesting and rearing young. The lifestyle of this population makes them especially vulnerable to oil spill pollution. We analyze long-term data on breeding success, egg structure, female condition and breeding effort, in order to ascertain the existence of sublethal effects of *Prestige* oil on reproductive performance and elapsed period.

Results showed temporal variation on A-egg volume and a change in the pattern of intraclutch egg-size. Eggshell thickness declined in the years following the oil spill and showed a slight recovery eight years after. Similar decline was observed in female mass and condition. Egg fertility showed significant differences between before and after *Prestige* periods, although the low hatching success could be underestimating this parameter. Nest desertion, very rare in our population, occurred only in the Post-*Prestige* periods.

Our study revealed that exposure of the Kentish Plover to the *Prestige* oil spill adversely affected their reproductive performance through the individual condition, as well as by the changes in egg qualities beyond the traditional immediate years after the spill event. How far can this affect to population dynamics could be hidden by the low hatching and fledging success.

Introduction

Seabirds and coastal species are the most vulnerable fauna to exposure to crude oil released into the marine environment. Oil and its derivatives can have lethal effects on birds by poisoning or hypothermia (Ferns 1992), or sublethal effects, which cannot be ignored because of their potential consequences at the population level (Golet et al. 2002).

Sublethal effects on birds include the disruption of reproduction for one or several years after the spill (Walton et al. 1997), behavioural changes (Burger 1997, Burger & Tsipoura 1998) and decrease in the reproductive success (Andres 1997, Golet et al. 2002, Barros et al. 2014). During the reproductive period, small quantities of oil on the feathers of breeding adults, in the nest material or in food, can be quickly transferred to the eggs (Rittinghaus 1956, Lewis & Malecki 1984) causing adverse effects on their quality and structure, the development of the embryo and the success of hatching (Lewis & Malecki 1984, Shore et al. 1999). Moreover, the oil spills are a source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) (Latimer & Zheng 2003). When birds ingest these compounds, their eggs are affected by teratogenesis, size alteration and thickness of the shell (Hoffman & Gay 1981, Vanglider & Peterle 1981, Stubblefield et al. 1995, Shore et al. 1999), as well as by cancer induction in adults (Jarvis 1993).

The Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) is the only wader nesting on the Atlantic coast beaches from northern Spain. In the stretch of the Spanish coastline between Portugal and France, the nesting population is located exclusively in Galicia (Figuerola & Amat 2003). This wader has been showing signs of decline in several areas of the Spanish coast (Figuerola et al. 2004) while for Portugal the breeding population trend is not known, although it has been suggested a recent colonization of inland localities (Felgueiras 2008) and a probable increase in wintering effectiveness at the end of XX century (Catry et al. 2010). A recent study on the genetic structure has revealed a population expansion along the Atlantic Iberian coast (Vidal et al. 2014). Galician population, mostly consisting of resident birds (De Souza et al. 1999, Domínguez & Vidal 2008), selects sparsely vegetated beaches for foraging, roosting, nesting and rearing young. The lifestyle of this population makes them especially vulnerable to oil spill pollution.

On 13th November 2002 the oil tanker *Prestige*, loaded with 77.000 Tm of heavy fuel oil had an accident near the A Coruña coastline (NW Spain). From the morning of November 14th the tanker was tugged, initially to northwest and then southwest, until it finally split in half and sank, on November 19th. 63.000 Tm of fuel oil were spilled into the ocean whilst the remaining 14.000 Tm stayed on board and sunk with the vessel. Wind and currents pushed oil into a vast coastal area, from northern Portugal to Brittany (France), producing one of the largest spills ever suffered in Europe. Although there are no accurate statistics on the amount of hydrocarbon on each beach, the presence of fuel was obvious during the first months of 2003 (Domínguez & Vidal 2003a, De La Huz et al. 2005, Junoy et al. 2005). This presence affected mainly to the beaches that were

closer to the initial spill location, within the area known as “Costa da Morte”. During spring, there was a progressive decrease of fuel at the surface (Junoy et al. 2005), due to both clean-up activities and to its burial caused by the action of beach dynamics. Out of the 863 Galician beaches, as many as 503 showed clear signs of pollution (Junoy et al. 2005). Residual oil was still being detected nine years following the spill (Bernabeu et al. 2013). Trophic changes in marine food were due to the presence of oil in the affected area and lower annual reproductive success in European shag (*Phalarocorax aristotelis*) colonies have been documented (Velando et al. 2005b, Barros et al. 2014).

Although the acute effects of the spill in the form of Kentish Plover mortality did not appear to be substantial, with no carcasses recovered (Seo/Birdlife 2003), many breeding birds were partially oiled during the winter and spring of 2003 (Domínguez & Vidal 2009) and high levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) appeared in their eggs during 2004-2007 (Vidal et al. 2011). In addition, oil pollution could also affect birds indirectly by altering the availability of prey species. As a result of the *Prestige* oil spill and the clean-up activities, beach macroinfauna populations were initially reduced, both diversity and abundance (De La Huz et al. 2005, Junoy et al. 2005), but in the following years (2004-2009) apparently recovered (Junoy et al. 2013, Junoy et al. 2014).

In this paper we analyze long-term data on NW Iberian Kentish Plover breeding success, egg structure, female condition and breeding effort, in order to ascertain the existence of sublethal effects of *Prestige* oil on reproductive performance and elapsed period.

Study area and methods

In March-July 1996-2011 we monitored the 35 NW Iberian Kentish Plover breeding beaches (Supplementary material, Table S1). These beaches were clustered for analysis in 14 localities subjected to different levels of pollution originating from the *Prestige* oil spill (Junoy et al. 2005, Franco et al. 2006, Soriano et al. 2006) (Figure 1; Table S1).

Nests were located by intensive beach walking surveys conducted along all suitable microhabitats. Nest location was recorded using a GPS and contents were checked every 2-5 days during incubation until their fates were known. Incubation stages in nests found with complete clutches were estimated using the egg-flotation method (Liebezeit et al. 2007). Eggs measurements were taken from 1998 in Caldebarcos-Carnota and from 2003 in the rest of the NW Iberian beaches. No data was obtained in 2000 breeding period.

Egg quality

When possible, we determined the laying order of eggs within clutches. Eggs were individually marked with an indelible marker pen, their length and width were measured with a digital caliper to the nearest 0.01 mm and they were weighed with a portable digital balance (KERN CM 150-IN, accuracy 0.1 g). Egg volume (V) was estimated as

$V_e = K_v \times L \times W^2$, where $K_v = 0.486$, L = egg length (cm) and W = egg width (cm) (Hoyt 1979, Székely et al. 1994). We performed two measures for analysis: mean egg volume (only clutches containing three eggs, the modal clutch size, were used) and A-egg volume (only known first eggs laid were used).

Eggshell thickness was estimated as $\text{Eggshell thickness} = 0.154646 + 0.076448 \times (W)$ being W = egg width (cm) (Khurshid et al. 2003). This is a simple and non-damaging technique to analyze variations which allows the use of pre-spill data, as necessary and yet so scarce in this type of studies. We are not interested in real values but in possible variations. In order to avoid eggshell thickness variations related with the incubation period (Castilla et al. 2010) only do not incubated first laid eggs was used.

Breeding success

Based on observations made during nest visits we assessed key reproductive parameters, included overall hatching and reproductive success (the proportion of eggs that produced hatchlings or fledglings, respectively) and fertility (the proportion of laid eggs that were fertile).

A nest was regarded as successful when: (1) at least one egg hatched, (2) at least one chick was seen near the nest, or (3) adults performing distraction displays were seen in the proximity of the nest. Otherwise the nest was considered to have failed. Evidence of predation included yolk or partially eaten eggs in the nests, or the disappearance of eggs before expected hatching. In such a case, it was attempted to identify the cause of nest failure by examining the condition of the nest and its surroundings. Chicks were monitored after hatching to estimate (always as possible) fledging success. Family identification was greatly facilitated by the bird's distribution and specially the low hatching success.

A nest was considered deserted if, after two consecutive visits, (1) there was no evidence of adult presence in the proximity, (2) there was no plover footprint around the nest and (3) eggs were cold. Only nests with known fate (not flooded) were used.

Female quality

We used Funnel traps to catch the females on the nests. After *Prestige* the main effort capture was made until 2009. Captured females were weighted with a portable digital balance (KERN 440-47, accuracy 0.1 g). Bill- (culmen) and tarsus-lengths were measured to the nearest 0.1 mm using vernier calipers, and wing-length to the nearest mm with a rule. For an index of female condition we used body mass alone, a good indicator of fat content (Labocha & Hayes 2012), and mass/culmen (mass controlled for skeletal size) (Hargreaves et al. 2010).

Statistical analysis

Spatial and temporal comparisons of egg quality, measured by egg volume and eggshell thickness, were tested by means of a linear mixed model (LMM) using an eleven level

model with repeated measures and a diagonal covariance structure. The subject variable was the locality, and the fixed factors were the distance from the locality to the initial oil spill and the year. The distance to the initial oil spill (UTM coordinates: 29T 469460/4766800) was categorized as follows: Area 1 (<50 km), including the localities of Bergantiños, Muxía, Fisterra, C-Carnota and Noia; Area 2 (50-100 km), including the localities of Arco Ártabro, Porto do Son, Corrubedo, Ribeira and Península do Grove; and Area 3 (>100 km), including Costa de Lugo, Costa Ártabra N, Illas Cíes and North Portugal (Figure 1 and Table S1). These categories were justified by the different contamination degrees observed after the pollution incident, ascending away from initial oil spill (Junoy et al. 2005, Franco et al. 2006, Soriano et al. 2006).

The relationship between egg-laying sequence and egg volume was tested with a repeated-measures ANOVA. This analysis was restricted to complete clutches where the laying order of all eggs was known.

ANCOVA was used to test for differences in female condition before (1998-2002) and after *Prestige* (two periods, 2003-2006 and 2007-2009). Capture day (referred to 15 March) was used as covariate.

χ^2 and one-way ANOVA tests were used to check for differences and relationships between periods. To avoid differences in phenology or seasonal cycles only those nests laid in April/May were used in analysis. In order to avoid the influence of different human pressure, analysis of nest desertion considered only nests from Caldebarcos-Carnota beach. Deserted nests after partial predation were removed from analysis.

Parametric tests were used after verification of normality and homogeneity of variances. The results are given as mean \pm SE. All analyses were performed using the statistical package SPSS v20.0.

Results

From 1996 to 2011 a total of 1,559 nests were located and for 1,103 nests egg measurements were taken (Supplementary material, Table S2). Kentish Plover clutches averaged 2.87 ± 0.01 eggs and no differences in clutch size were found between the pre- (1996-2002) and post-*Prestige* periods (2003-2007; 2008-2011) ($\chi^2_2 = 12.524$, $P > 0.05$).

Egg quality

The LMM analyses revealed that the year significantly influenced both eggshell thickness and A-egg volume but no significance response was obtained on mean egg volume (Table 1). The area and the interaction of area \times year had no a significant influence on studied parameters.

A-egg volume showed significant differences between the pre- and post-*Prestige* periods, ($F_{2,496} = 3.223$, $P < 0.05$, contrasts: 1-2 period, $P < 0.05$; 1-3 period, ns; 2-3 period, ns) but no mean egg volume ($F_{2,279} = 1.062$, $P > 0.1$) (Figure 2). Eggshell thickness

showed significant differences between the pre- and post-*Prestige* periods ($F_{2,377}=4.211$, $P<0.05$, contrasts: 1-2 period, $P<0.05$; 1-3 period, ns; 2-3 period, ns) (Figure 3).

In the pre-spill period, egg volume varied in relation to position in the laying sequence, by increasing from the first to the second egg and by decreasing from the second to the third egg (size sequence: B>C>A; $F_{2,35} = 10.83$, $P<0.001$; contrasts: A-B egg, $P<0.001$; B-C egg, $P<0.05$; A-C egg, $P<0.05$). In 2003-2007 period, size sequence: B>C>A: $F_{2,38} = 3.538$, $P<0.05$; contrasts: A-B egg, $P<0.05$; B-C egg, ns ; A-C egg, ns. In 2008-2011 period, size sequence: A>C>B: $F_{2,8} = 0.975$, ns; contrasts: A-B egg, ns; B-C egg, ns ; A-C egg, ns (Figure 4).

Breeding success

From 1996 to 2011, only 10% of Kentish Plover nests hatched (considering only nests with known fate, $n = 1,198$) and no significant differences were found between periods (1996-2002: 8.4%; 2003-2007: 12.1% and 2008-2011: 8.3%; $\chi^2_2=4.269$, $P>0.1$).

The total clutch was successful in the 75% of the hatched nests and in the remaining 25% one or more eggs were aborted. Egg fertility was of 87% (274 hatched chicks out of 316 eggs from hatched nests), and significant differences were found between periods (1996-2002: 70.67%; 2003-2007: 69.27%; 2008-2011: 86.71%; $\chi^2_2=6.845$, $P<0.05$). Only 25% of hatched chicks reached fledging age, and again significant differences were found between periods (1996-2002: 24.53%; 2003-2007: 34.18%; 2008-2011: 15.27%; $\chi^2_2=13.530$, $P<0.05$).

Nest desertion

Incubating Kentish Plover rarely deserted. The overall desertion rate during sixteen years was 2.4%, but significant differences were found between periods (1996-2002: 0%; 2003-2007: 4.46%; 2008-2011: 2.67%, $\chi^2_2=6.585$, $P<0.05$).

Female quality

Female body mass showed significant changes between pre- and post-*Prestige* periods (body mass sequence: 1998-2002=50.5±5.22 gr ($n = 13$); 2003-2006=46.2±3.16 gr ($n = 38$); 2007-2009=46.6±3.17 gr ($n = 21$); $F_{2,72}=5.623$; $P<0.05$, contrasts: 1-2 period, $P<0.05$; 1-3 period, $P<0.05$; 2-3 period, ns), but no capture day influence was observed ($F_{1,72}=0.002$; $P>0.05$).

Similar results were observed on mass/culmen comparisons between periods ($F_{2,69}=19.673$; $P<0,001$, contrasts: 1-2 period, $P<0.001$; 1-3 period, $P<0.001$; 2-3 period, ns). Again, no capture day influence was observed ($F_{1,69}=0.044$; $P>0.05$).

Discussion

Examination of oil spill incidents in Europe and the Exxon Valdez one in North America have stressed the importance of extending the conduct of environmental impact assessments beyond the traditionally accepted period of a few years beyond the

spill event and the need to incorporate temporal and spatial replicated data to improve the capability of analysis (Underwood 1994, Barros et al. 2014).

This study fits into a context of work that reports on effects of *Prestige* on seabirds and other marine organisms (De La Huz et al. 2005, Junoy et al. 2005, Velando et al. 2005a, Velando et al. 2010, Junoy et al. 2013, Moreno et al. 2013, Barros et al. 2014, Junoy et al. 2014, among others), with the added value of prior information, a long period after and a large area under different degrees of pollution. Northern Spanish Kentish Plover population is mainly restricted to Galician West coast (98.9% breeding pairs), stretch subjected to different pollution degrees following the *Prestige* oil spill. As far as we know, no area was completely free from the impact, so BACI analysis (oiled vs unoiled) was impossible.

In this study, we have found some evidences suggesting a sustained impact of a sublethal nature on Kentish Plover breeding biology for long time from the catastrophe. Combined pre- and post-spill data showed that plover egg structure and breeding performance experimented changes over time.

Our results do not support the hypothesis of the influence of the distance to the spill on the egg structure, according to results observed in the analysis of PAHs levels found in eggs (Vidal et al. 2011). We related this factor with the strategy for managing the *Prestige* from its initial accident until its sinking. This management amplified the polluted coastal area in Galicia, ultimately affecting 69.6% of the beaches (Junoy et al. 2005) and almost all of the plover breeding beaches (Domínguez & Vidal 2009).

Temporal variation was evidenced in A-egg volume but no in mean egg volume. These results are explained by a change in the pattern of intraclutch egg-size. Before the *Prestige* oil spill, females varied egg size in relation to laying order allocating more resources on second egg, case previously reported in others Kentish Plover populations (Amat et al. 2001a). So, females differentially allocate resources to eggs within a clutch supporting the view of an ultimate adaptive value (reviewed by Slagsvold et al. 1984). Beyond the spill event, intraclutch variation is shortened to nothing.

Many authors have analyzed the existence/absence of intraclutch differences and the ultimate goal of them, but mostly agree on no overall temporal variation. In this study, we did not evaluate the causes underlying the strategy of intraclutch egg size pattern, but differences before/after oil spill impact were evidenced.

Temporal variation was also observed in eggshell thickness, with a decline in the years following the oil spill and a slight recovery eight years after. Eggshell thickness of field eggs constitutes a valuable measurement regarding the quality of the habitat or the environment (e.g. pollution), in fact, thinning of eggshells was among the first signs of detrimental effects of pollution on the reproduction of birds (Dauwe et al. 2003, Castilla et al. 2010).

Egg morphology appears to be a characteristic of individual females, and yet the traits of a female that determine egg structure are not clear enough (Christians, 2002). Even so, many authors have observed a positive correlation between egg volume and female condition (Nol et al. 1997, Amat et al. 2001b, Lislevand et al. 2005) as between eggshell thickness and female mass (Castilla et al. 2009, Hargitai et al. 2011). These results are coincident with data obtained in our study insofar as we observed a decline in female mass and size after the oil spill event. Studies on macroinfauna on Galician beaches after the *Prestige* oil spill evidenced a decrease in abundance and diversity (De La Huz et al. 2005, Junoy et al. 2005), so, this impoverishment of food conditions could ultimately affect Kentish Plover condition.

Many studies on reproduction of birds populations under oil exposure or another contamination sources have focused on measuring effects on hatching success and nestling survival, but the influence of predators or another causes of failure out of contamination episode is no clear enough (Andres 1999). NW Iberian Kentish Plover population have been suffering a very low hatching success (below values reported in stable populations from other breeding localities in Spain (Ballesteros & Torre 1993, Fraga & Amat 1996, Toral & Figuerola 2012), Portugal's west coast (Norte & Ramos 2004), France's Atlantic coast (Lang & Typlot 1985), southern Hungary (Székely 1992), United Arab Emirates (Kosztolanyi et al. 2009) and North Africa (Hanane 2011)), mainly due to natural predation (Domínguez & Vidal 2003b, Domínguez & Vidal 2008). For this reason, we consider both hatching success and fledging success no valid parameters to evaluate the effects of oil exposure. Results showed no pre- post-*Prestige* differences on hatching success and high fledging success in the years following the spill event, this last easily explained by the efforts on nest and chicks wardening made from 2003 to 2006 in the main breeding beaches (Domínguez & Vidal 2007). In contrast, egg fertility constitutes a valuable parameter highly related to the spill event, as the oil can be responsible of embryo mortality. We found differences between periods, with lower fertility just after the oil spill. However, again the low hatching success could be underestimating this parameter, since a high percentage of nests are depredated before this item can be checked.

Another interesting parameter to evaluate is nest desertion. Abandonment, usually defined as lack of parental attendance of an intact clutch (or brood), is interpreted as a behavioural decision to cease parental investment. Many factors have been related with this decision, including lack of food, declining parental condition, poor coordination of incubation relief between pair members, partial clutch loss, perceived predation risk, disturbance, inclement weather or parental mortality (reviewed by Roche et al. 2010). In our study nest desertion occurred at low levels but only in the Post-*Prestige* periods. We have no evidence on parental mortality and partially predated or flooded nests were removed from analysis. So, we hypothesize that desertion was related with poor female condition, without precluding the influence of another factors as disturbance that, in many cases, could interact with poor body condition to influence a bird's decision to desert (Yorio & Boersma 1994).

Our study revealed that exposure of the Kentish Plover to the *Prestige* oil spill adversely affected their reproductive performance through the individual condition, as well as by the changes in egg qualities beyond the traditional immediate years after the spill event. How far can this affect to population dynamics could be hidden by the low hatching and fledging success.

We show that oil spill contamination may have long-term complex consequences that may not be evident in terms of productivity in populations under high levels of early predation and that may even lead to misleading interpretations. We encourage for greater efforts on long-term assessments of environmental impacts with emphasis on species under conservation management protocols.

Acknowledgments

The field work in 1999 was funded by the project XUGA20003A97; from 2002 to 2010, the work was partly funded by the Consellería de Medio Ambiente (Xunta de Galicia) and the Fundación Arao.

References

- Amat, J. A., Fraga, R. M. & Arroyo, G. M. 2001a. Intraclutch egg-size variation and offspring survival in the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Ibis*, **143**: 17-23.
- Amat, J. A., Fraga, R. M. & Arroyo, G. M. 2001b. Variations in body condition and egg characteristics of female Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus*. *Ardea*, **89**: 293-299.
- Andres, B. A. 1997. The Exxon Valdez oil spill disrupted the breeding of black oystercatchers. *Journal of Wildlife Management*, **61**: 1322-1328.
- Andres, B. A. 1999. Effects of persistent shoreline oil on breeding success and chick growth in Black Oystercatchers. *The Auk*, **116**: 640-650.
- Ballesteros, T. & Torre, I. 1993. Incidencia de la predación sobre el fracaso de las puestas de Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus* en el delta del Llobregat. *Butll. GCA*, **10**: 59-61.
- Barros, A., Álvarez, D. & Velando, A. 2014. Prestige oil spill Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. *Biology Letters*, **10**: 20131041.
- Bernabeu, A. M., Fernández-Fernández, S., Bouchette, F., Rey, D., Arcos, A., Bayona, J. M. & Albaiges, J. 2013. Recurrent arrival of oil to Galician coast: The final step of the Prestige deep oil spill. *Journal of Hazardous Materials*, **250-251**: 82-90.
- Burger, J. 1997. Effects of oiling on feeding behavior of Sanderlings and Semipalmated Plovers in New Jersey. *Condor*, **99**: 290-298.
- Burger, J. & Tsipoura, N. 1998. Experimental oiling of Sanderlings (*Calidris alba*): behavior and weight changes. *Environmental Toxicology Chemistry*, **17**: 1154-1158.

- Castilla, A. M., Herrel, A., Robles, H., Malone, J. & Negro, J. J. 2010. The effect of developmental stage on eggshell thickness variation in endangered falcons. *Zoology*, **113**: 184-188.
- Castilla, A. M., Martínez De Aragón, J., Herrel, A. & Møller, S. 2009. Eggshell Thickness Variation in Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) from Spain. *The Wilson Journal of Ornithology*, **121**: 167-170.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matías, R. (2010) *Aves de Portugal. Ornitología do território continental.*, Lisboa: Assirio & Alvim.
- Dauwe, T., Janssens, E., Kempenaers, B. & Eens, M. 2003. The effect of heavy metal exposure on egg size, eggshell thickness and the number of spermatozoa in blue tit *Parus caeruleus* eggs. *Environmental Pollution*, **129**: 125-129.
- De La Huz, R., Lastra, M., Junoy, J., Castellanos, C. & Viéitez, J. M. 2005. Biological impacts of oil pollution and cleaning in the intertidal zone of exposed sandy beaches: Preliminary study of the "Prestige" oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**: 19-29.
- De Souza, J. A., Caeiro, M. L., Rosende, F., Monteagudo, A. & Fafián, J. M. 1999. Estacionamientos, estructura y patrones de residencia de la población invernante del Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia: un análisis preliminar. *Chioglossa*, **1**: 23-45.
- Domínguez, J. & Vidal, M. 2003a. Evaluación de la población gallega de Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) tras la catástrofe del *Prestige*. Año 2003. Santiago de Compostela: Consellería de Medio Ambiente.
- Domínguez, J. & Vidal, M. 2003b. Influencia del investigador en el éxito reproductivo del Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus*. *Ardeola*, **50**: 15-19.
- Domínguez, J. & Vidal, M. 2007. Proxecto Píllara. Potenciación e Estudo da Poboación reproductora da Píllara das dunas (*Charadrius alexandrinus*) nas praias de Galicia tras a catástrofe do Prestige. Santiago de Compostela: Fundación Arao.
- Domínguez, J. & Vidal, M. (2008) *Plan de Conservación del Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) en Galicia*, Santiago de Compostela: Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible.
- Domínguez, J. & Vidal, M. 2009. Factors affecting plumage oiling levels in a Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* population after a major oil spill. *Acta Ornithologica*, **44**: 119-126.
- Felgueiras, M. 2008. *Charadrius alexandrinus*. In *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. (ed. Equipa Atlas), pp. 216-217. Lisboa: Assirio & Alvim.
- Ferns, P. (1992) *Bird life of coasts and estuaries.*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Figuerola, J. & Amat, J. A. 2003. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. In *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. (eds. R. Martí & J. C. d. Moral), pp. 252-253. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife.
- Figuerola, J., Amat, J. A. & Díaz, J. A. 2004. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. In *Libro Rojo de las Aves de España*. (eds. A. Madroño, C.

- González & J. C. Atienza), pp. 228-230. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife.
- Fraga, R. M. & Amat, J. A. 1996. Breeding biology of a Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) population in a inland saline lake. *Ardeola*, **43**: 69-85.
- Franco, M. A., Viñas, L., Soriano, J. A., De Armas, D., González, J. J., Beiras, R., Salas, N., Bayona, J. M. & Albaigés, J. 2006. Spatial distribution and ecotoxicity of petroleum hydrocarbons in sediments from the Galicia continental shelf (NW Spain) after the *Prestige* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, **53**: 260-271.
- Golet, G. H., Seiser, P. E., Mcguire, A. D., Roby, D. D., Fischer, J. B., Kuletz, K. J., Irons, D. B., Dean, T. A., Jewett, S. C. & Newman, S. H. 2002. Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, **241**: 287-304.
- Hanane, S. 2011. Breeding ecology of Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus* in rocky and sandy habitats of north-west Morocco (North Africa). *Ostrich*, **82**: 217-223.
- Hargitai, R., Mateo, R. & Torok, J. 2011. Shell thickness and pore density in relation to shell colouration, female characteristics, and environmental factors in the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. *Journal of Ornithology*, **152**: 579-588.
- Hargreaves, A. L., Whiteside, D. P. & Gilchrist, G. 2010. Concentrations of 17 elements, including mercury, and their relationship to fitness measures in arctic shorebirds and their eggs. *Science of the Total Environment*, **408**: 3153-3161.
- Heeb, P. 1994. Intraclutch egg-mass variation and hatching asynchrony in the Jackdaw *Corvus monedula*. *Ardea*, **82**: 287-297.
- Hoffman, D. J. & Gay, M. L. 1981. Embryotoxic effects of Benzo(a)pyrene, Chrysene, and 7,12-Dimethylbenz(a)anthracene in petroleum hydrocarbon mixtures in Mallard Ducks. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, **7**: 775-787.
- Hoyt, D. F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *The Auk*, **96**: 73-77.
- Hubner, C. E., Tombre, I. M. & Erikstad, K. E. 2002. Adaptive aspects of intraclutch egg-size variation in the High Arctic barnacle goose (*Branta leucopsis*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, **80**: 1180-1188.
- Jarvis, P. J. 1993. Environmental changes. In *Birds as Monitors of Environmental Change*. (eds. R. W. Furness & J. J. D. Greenwood), pp. 42-85. London: Chapman & Hall.
- Junoy, J., Castellanos, C., Bernardo-Madrid, R., Riera, R. & Viéitez, J. M. 2014. Macroinfaunal recovery on the beach most severely affected by the 'Prestige' oil spill (O Rostro, Galicia, north-west Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **94**: 17-24.
- Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M., De La Huz, M. R. & Lastra, M. 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the *Prestige* oil-spill. *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 526-536.
- Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M. & Riera, R. 2013. Seven years of macroinfauna monitoring at Ladeira beach (Corrubedo Bay, NW Spain) after the *Prestige* oil spill. *Oceanologia*, **55**: 393-407.

- Khurshid, A., Farooq, M., Durrani, F. R., Sarbiland, K. & Chand, N. 2003. Predicting egg weight, shell weight, shell thickness and hatching chick weight of Japanese quails using various egg traits as regressors. *International Journal of Poultry Science*, **2**: 164-167.
- Kosztolanyi, A., Javed, S., Kupper, C., Cuthill, I. C., Al Shamsi, A. & Szekely, T. 2009. Breeding ecology of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in an extremely hot environment. *Bird Study*, **56**: 244-252.
- Labocha, M. K. & Hayes, J. P. 2012. Morphometric indices of body condition in birds: a review. *Journal Of Ornithology*, **153**: 1-22.
- Lang, B. & Typlot, A. 1985. Analyse des fiches de nid du Gravelot a Collier Interrompu. *Le Cormoran*, **28**: 330-335.
- Latimer, J. S. & Zheng, J. (eds.) 2003. *The sources, Transport, and Fate of PAHs in the Marine Environment.*, Chichester: Wiley.
- Lewis, S. J. & Malecki, R. A. 1984. Effects of egg oiling on larid productivity and population dynamics. *The Auk*, **101**: 584-592.
- Liebezeit, J. R., Smith, P. A., Lanctot, R. B., Schekkerman, H., Tulp, I., Kendall, S. J., Tracy, D. M., Rodrigues, R. J., Meltofte, H., Robinson, J. A., Gratto-Trevor, C., Mccaffery, B. J., Morse, J. A. & Zack, S. W. 2007. Assessing the development of shorebird eggs using the flotation method: species-specific and generalized regression models. *Condor*, **109**: 32-47.
- Lislevand, T., Byrkjedal, I., Borge, T. & Saetre, G. P. 2005. Egg size in relation to sex of embryo, brood sex ratios and laying sequence in northern lapwings (*Vanellus vanellus*). *J. Zool., Lond.*, **267**: 81-87.
- Massaro, M. & Davis, L. S. 2004. Preferential incubation positions for different sized eggs and their influence on incubation period and hatching asynchrony in Snares crested (*Eudyptes robustus*) and yellow-eyed penguins (*Megadyptes antipodes*). *Behavioral Ecology And Sociobiology*, **56**: 426-434.
- Moreno, R., Jover, L., Díez, C., Sardà, F. & Sanpera, C. 2013. Ten Years after the Prestige Oil Spill: Seabird Trophic Ecology as Indicator of Long-Term Effects on the Coastal Marine Ecosystem. *PLoS ONE*, **8**: e77360.
- Nol, E., Blanken, M. S. & Flynn, L. 1997. Sources in variation in clutch size, egg size and clutch completion dates of Semipalmated Plovers in Churchill, Manitoba. *Condor*, **99**: 389-396.
- Norte, A. C. & Ramos, J. A. 2004. Nest-site selection and breeding biology of Kentish plover *Charadrius alexandrinus* on sandy beaches of the Portuguese west coast. *Ardeola*, **51**: 255-268.
- Rittinghaus, H. 1956. Etwas über die "indirekte" Verbreitung des Ölpest in einem Seevogelschutzgebiet. *Ornithology Mitteilungen*, **8**: 43-46.
- Roche, E. A., Arnold, T. W. & Cuthbert, F. J. 2010. Apparent nest abandonment as evidence of breeding-season mortality in Great Lakes Piping Plover (*Charadrius melodus*). *Auk*, **127**: 402-410.
- Seo/Birdlife (2003) *Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas.*, Madrid: SEO.

- Shore, R. F., Wright, J., Horne, J. A. & Sparks, T. H. 1999. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Residues in the Eggs of Coastal-Nesting Birds from Britain. *Marine Pollution Bulletin*, **38**: 509-513.
- Slagsvold, T., Sandvik, J., Rofstad, G., Lorentsen, Ö. & Husby, M. 1984. On the Adaptive Value of Intraclutch Egg-size variation in Birds. *Auk*, **101**: 685-697.
- Soriano, J. A., Viñas, L., Franco, M. A., González, J. J., Ortiz, L., Bayona, J. M. & Albaigés, J. 2006. Spatial and temporal trends of petroleum hydrocarbons in wild mussels from the Galician coast (NW Spain) affected by the *Prestige* oil spill. *Science of the Total Environment*, **370**: 80-90.
- Stubblefield, W. A., Hancock, G. A., Prince, H. H. & Ringer, R. K. 1995. Effects of naturally weathered Exxon Valdez crude oil on mallard reproduction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **14**: 1951-1960.
- Székely, T. 1992. Reproduction of Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) in grasslands and fish-ponds: the habitat mal-assessment hypothesis. *Aquila*, **99**: 59-67.
- Székely, T., Kozma, J. & Piti, A. 1994. The volume of Snowy Plover eggs. *Journal of Field Ornithology*, **65**: 60-64.
- Toral, G. M. & Figuerola, J. 2012. Nest success of Black-winged Stilt *Himantopus himantopus* and Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in rice fields, southwest Spain. *Ardea*, **100**: 29-36.
- Underwood, A. J. 1994. On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, **4**: 4-15.
- Vanglider, L. D. & Peterle, T. J. 1981. South Louisiana crude oil DDE in the diet of mallard hen-effects on egg quality. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **26**: 328-336.
- Velando, A., Álvarez, D., Mouriño, J., Arcos, F. & Barros, A. 2005a. Population trends and reproductive success of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Iberian Peninsula following the *Prestige* oil spill. *Journal of Ornithology*, **146**: 116-120.
- Velando, A., Munilla, I. & Leyenda, P. M. 2005b. Short-term indirect effects of the *Prestige* oil spill on European shags: changes in availability of prey. *Marine Ecology Progress Series*, **302**: 263-274.
- Velando, A., Munilla, I., López-Alonso, M., Freire, J. & Pérez, C. 2010. EROD activity and stable isotopes in seabirds to disentangle marine food web contamination after the *Prestige* oil spill. *Environmental Pollution*, **158**: 1275-1280.
- Vidal, M., Domínguez, J. & Luis, A. 2011. Spatial and temporal patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in eggs of a coastal bird from northwestern Iberia after a major oil spill. *Science of the Total Environment*, **409**: 2668-2673.
- Vidal, M., Hernández, M. A., Luis, A. & Domínguez, J. 2014. Lack of genetic structure in Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* from the Iberian coast. What's wrong with the endangered north-western population? *Bird Conservation International*.
- Walton, P., Turner, C. M. R., Austin, G., Burns, M. D. & Monaghan, P. 1997. Sub-lethal effects of an oil pollution incident on breeding kittiwakes *Rissa tridactyla*. *Marine Ecology Progress Series*, **155**: 261-268.

Yorio, P. & Boersma, P. D. 1994. Causes of nest desertion during incubation in the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Condor*, **96**: 1076-1083.

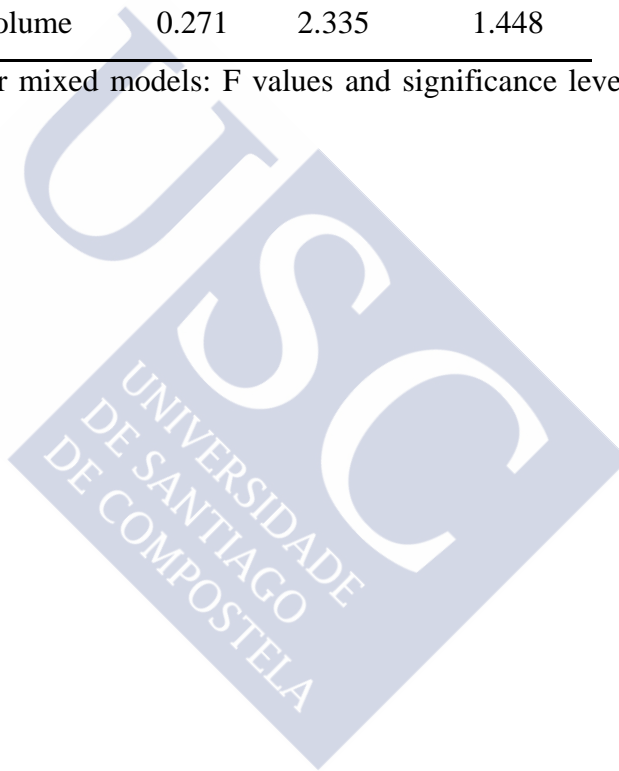


TABLES

Egg measures	<i>Predictor</i>		
	<i>Area</i>	<i>Year</i>	<i>Area*Year</i>
Eggshell thickness	1.298	2.939*	1.551
Volume A-Egg	0.546	297.689***	1.494
Mean Volume	0.271	2.335	1.448

Table 1. Results of linear mixed models: F values and significance levels. * $p < 0.05$;

** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.



FIGURES

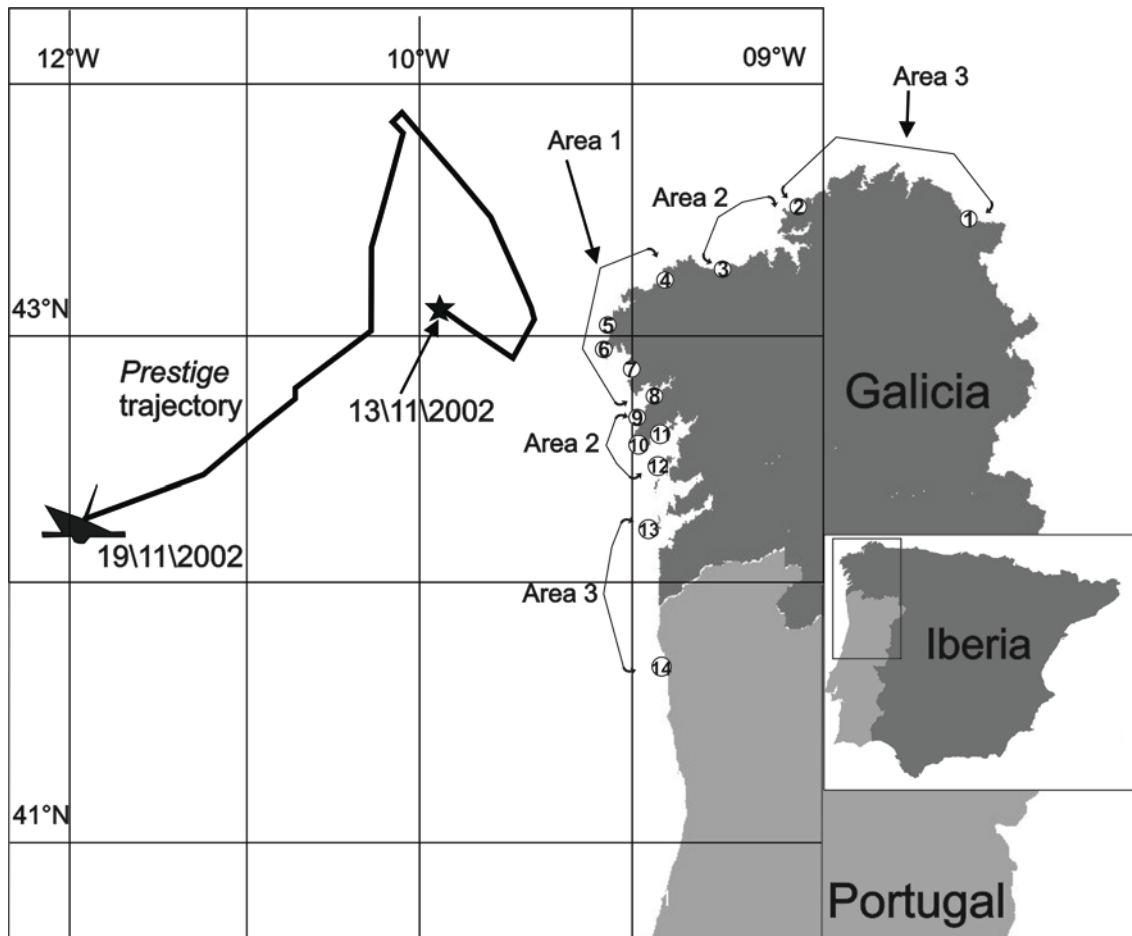


Figure 1. Study area showing the Prestige trajectory. Numbers in circles indicate the localities (see Table S1)

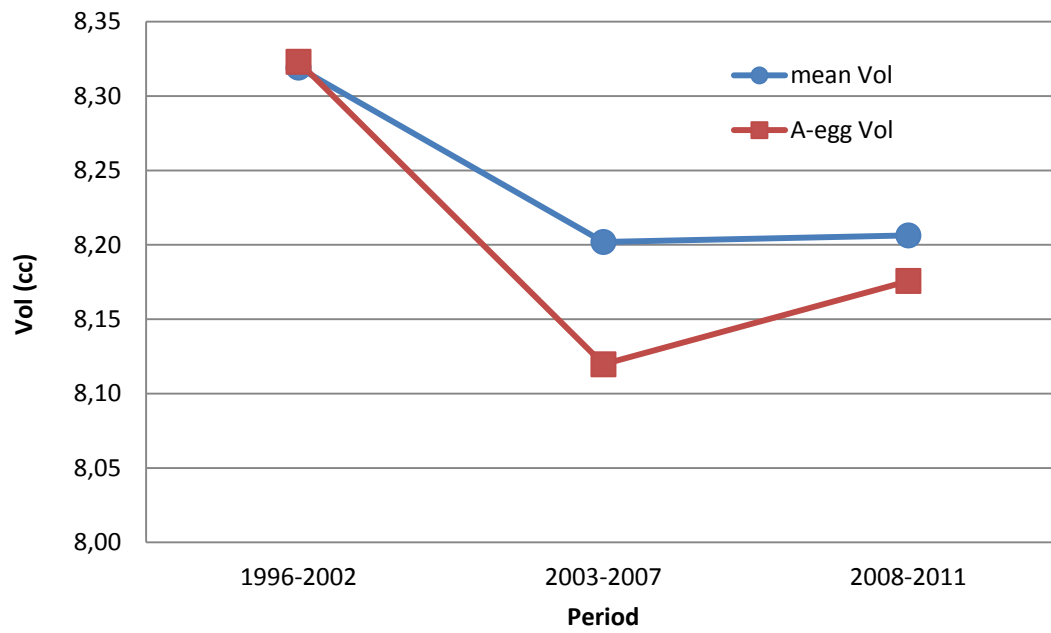


Figure 2. Volume variation on Kentish Plover eggs.



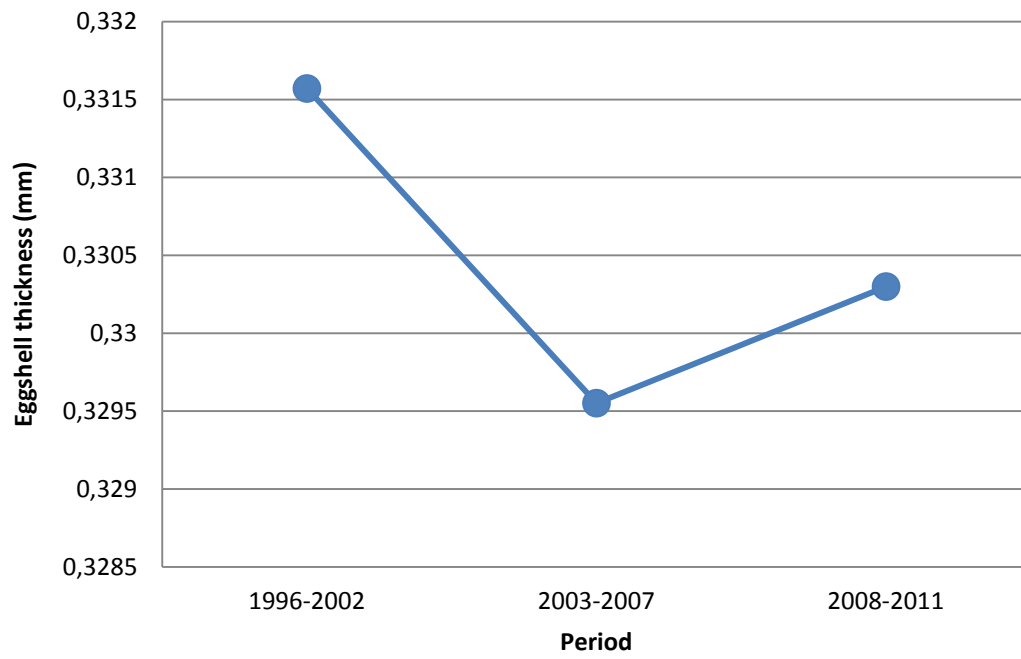
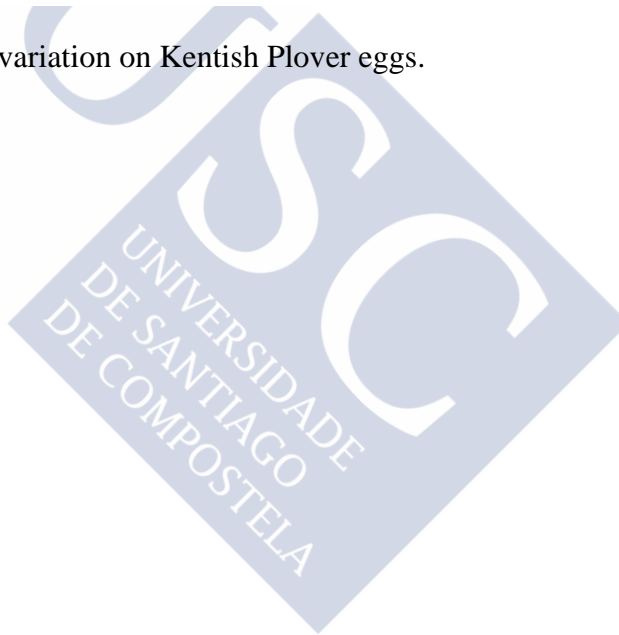


Figure 3. Shell thickness variation on Kentish Plover eggs.



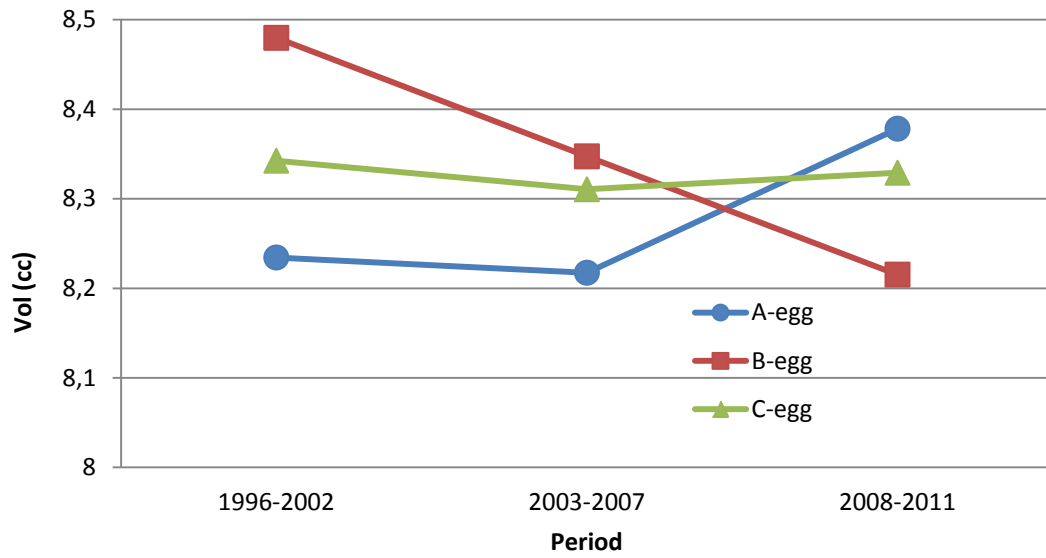


Figure 4. Intracluth egg volume variation on Kentish Plover nests.



SUPPLEMENTARY MATERIAL

Area	Locality	Beach
1	(4) Bergantiños	Ponteceso Traba
	(5) Muxía	Nemiña
	(6) Fisterra	Rostro
	(7) C-Carnota	Caldebarcos-Carnota
	(8) Noia	Louro Testal Aguieira
2	(3) Arco Ártabro	Baldaio Doniños
	(9) Porto do Son	Queiruga Río Sieira Xuño Basoñas Espineirido
	(10) Corrubedo	Balieiros Corrubedo Couso
	(11) Ribeira	Coroso Castro Corna
	(12) Península do Grove	Mexilloeira A Lanzada
	3	(1) Costa de Lugo
(2) Costa Ártabra N		Vilarrube Pantín Frouxeira San Xurxo
(13) Illas Cíes		Rodas San Martiño
(14) North Portugal		Moledo Áncora Afife Carreço

Table S1. List of beaches sampled. Location of localities is shown in the Figure 1.

		PERIOD 1					PERIOD 2					PERIOD 3					TOTAL
		1996	1997	1998	1999	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
Area 1	Bergantiños							7 ₅ ⁰	6 ₃ ³	2 ₁ ⁰	10 ₆ ¹	4 ₂ ⁰	2 ₀ ¹	1	1		33 ₁₇ ⁵
	Muxía							4 ₃ ¹	11 ₁ ¹	15 ₅ ⁷	7 ₂ ⁴	8 ₅ ⁴	4 ₂ ⁰	3 ₁ ⁰		1 ₁ ⁰	53 ₂₀ ¹⁷
	Fisterra							4 ₃ ²	13 ₂ ⁴	15 ₂ ³	21 ₅ ¹²	22 ₅ ¹¹	6 ₄ ¹	3 ₁ ⁰	1 ₀ ¹		85 ₂₂ ³⁴
	C-Carnota	23	17	53 ₂₃ ⁵	70 ₃₁ ¹²	70 ₂₅ ⁷	57 ₃₁ ¹²	52 ₂₄ ¹⁵	60 ₂₃ ¹⁸	55 ₃₆ ²¹	68 ₃₁ ²²	65 ₂₃ ³⁷	14 ₅ ⁵	49 ₁₇ ²⁰	48 ₁₁ ¹¹	46 ₁₇ ²¹	747 ₃₀₈ ²²⁴
	Noia							11 ₆ ¹	11	33 ₂₁ ¹⁸	18 ₈ ⁸	20 ₉ ⁹	9 ₄ ²	2 ₀ ¹	10 ₃ ²	5 ₁ ⁰	119 ₅₂ ³⁶
Area 2	Arco Ártabro							2 ₁ ⁰	10 ₄ ⁹	2 ₁ ⁰	1	3 ₂ ⁰	3 ₂ ⁰	1			22 ₁₀ ⁹
	Porto do Son							4 ₂ ⁰	8 ₃ ⁰	8 ₅ ¹	2 ₁ ¹	1 ₁ ⁰		7 ₃ ²	17 ₂ ³	7 ₃ ³	54 ₂₀ ⁹
	Corrubedo		13					1	18 ₀ ³	23 ₁₅ ⁷	37 ₁₇ ¹⁰	23 ₁₅ ⁸	30 ₂₀ ¹²	11 ₅ ³	23 ₁₀ ⁵	26 ₁₀ ⁶	205 ₉₂ ⁵⁴
	Ribeira								10	11 ₄ ⁰	9 ₁ ⁰	5 ₄ ⁰		3 ₁ ⁰	8 ₃ ³	13 ₂ ⁰	59 ₁₅ ²
	Península do Grove	5						1	6 ₁ ⁰	11 ₄ ⁰	3 ₃ ⁰	12 ₃ ³	6 ₃ ⁰	4 ₂ ¹	5	5 ₀ ²	58 ₁₆ ⁶
Area 3	Costa Lugo									3 ₁ ¹	3 ₁ ⁰	1					7 ₂ ¹
	Costa Ártabra N							5 ₁ ⁰	18 ₁₀ ⁷	4 ₁ ¹	5 ₁ ²	5 ₀ ¹	1	4 ₁ ⁰	21 ₁₁ ⁷		63 ₂₅ ¹⁸
	Illas Cíes													5 ₅ ⁰	5		10 ₅ ⁰
	North Portugal											14 ₇ ³			18 ₁₂ ³	12 ₄ ⁰	44 ₂₃ ⁶
TOTAL		28	30	53 ₂₃ ⁵	57 ₃₁ ¹²	70 ₂₅ ⁷	70 ₄₂ ³⁰	91 ₄₅ ¹⁹	171 ₄₇ ⁴⁵	182 ₉₆ ⁵⁹	184 ₇₆ ⁵⁵	183 ₇₆ ⁷⁶	75 ₄₀ ²¹	93 ₃₆ ²⁷	157 ₅₂ ³⁴	115 ₃₈ ³¹	1559 ₆₂₇ ⁴²¹

Table S2. Sample size (number of nest found) from all the localities along the study period. Subscript indicates the number of nests with complete clutches measured; Superscript indicates the number of nests with first egg identified and measured.



DISCUSIÓN GENERAL

El Chorlitejo patinegro es la única limícola nidificante en playas de la costa Atlántica Ibérica. En el tramo costero español entre el norte de Portugal y Francia su población es exigua, presente sólo en Galicia^[28; 2]. En base a la bibliografía existente hasta la fecha, la tendencia de la población reproductora en la península Ibérica es confusa. Algunos autores indican que la población española ha declinado en las últimas décadas^[8; 15], aunque los datos existentes para las poblaciones ibéricas son insuficientes para establecer tendencias^[18; 17]. La población gallega, mayoritariamente residente, desarrolla en las playas todo su ciclo vital, lo que la convierte en altamente vulnerable a la contaminación marina originada por un vertido petrolífero.

Hasta la década de 1990 existían grandes lagunas de conocimiento sobre la biología reproductiva, estado de conservación, distribución y tendencia poblacional de la especie en Galicia, por lo que el principal objetivo de este trabajo se centró en el estudio y evaluación de estos parámetros ante la ocurrencia de un vertido petrolífero de grandes proporciones como el provocado, en noviembre de 2002, por la rotura del petrolero *Prestige* frente a las costas gallegas.

Una de las principales premisas para la correcta evaluación y análisis de recuperación del impacto de un vertido sobre una población, especie o comunidad, es la obtención de datos durante un largo periodo de tiempo, incluyendo años anteriores al impacto^[7]. Así, esta memoria integra los resultados obtenidos del estudio y monitorización de la población gallega de Chorlitejo patinegro efectuado desde 1996 hasta la actualidad.

El papel del investigador.

Un problema potencial inherente al estudio de la biología reproductiva de aves es el de la repercusión del investigador en el comportamiento o incluso supervivencia de los ejemplares estudiados. Así, durante años ha existido la opinión generalizada de que la perturbación provocada por el investigador ejerce un efecto negativo sobre el éxito reproductivo, aumentando las tasas de depredación de los nidos monitorizados^[21; 37; 20]. En el Capítulo 1 abordamos un estudio experimental para evaluar nuestra influencia sobre el destino de los nidos de chorlitejo en la principal playa de cría de la especie en Galicia. Los resultados mostraron nulo efecto negativo de la presencia del observador en el entorno del nido, en consonancia con las conclusiones alcanzadas en estudios recientes^[22]. La probabilidad de supervivencia diaria durante la fase de incubación fue mayor en los nidos perturbados, lo que podría interpretarse como un efecto positivo de la actividad de monitoreo explicada por la elevada sensibilidad de los depredadores y su prevención ante la presencia humana^[21; 22; 27]. No obstante, la elevada tasa de pérdida de nidos registrada en ambos grupos, junto con el incremento en el uso humano de la playa y la dificultad de identificación de las causas de mortalidad, pudo enmascarar el efecto de la presencia del investigador sobre el éxito de eclosión.

Nos encontramos ante una población amenazada por contaminación, predación y por la creciente actividad humana ligada al medio que habita, todo ello traducido en una productividad muy inferior a la mínima necesaria para el mantenimiento de la población.

Estatus y tendencia poblacional.

En el Capítulo 3 evaluamos la tendencia poblacional en Galicia entre 1988 y 2010, tratando de dilucidar potenciales efectos del *Prestige* en su abundancia y distribución. Los resultados mostraron un declive poblacional hasta 2004 seguido de un moderado incremento hasta 2010. Los datos sugieren un pronunciado declive inmediatamente después del vertido seguido de una rápida recuperación, patrón similar al observado en poblaciones de aves afectadas por el *Exxon-Valdez*^[9; 13; 14; 29]. Se observó un incremento del número de localidades de cría y de ejemplares, así como un cambio en la distribución de los mismos a lo largo de la costa gallega. Esta redistribución de los adultos reproductores parece relacionada con el diferente nivel de exposición de las playas a la contaminación originada por el *Prestige*, de manera que, de forma similar a lo descrito tras el *Exxon-Valdez*^[13; 12; 6; 23] las aves de las zonas más afectadas se desplazaron buscando mejores condiciones de hábitat. Hasta la fecha, los ejemplares no han recuperado el patrón de distribución existente antes de la catástrofe del *Prestige*, lo que sugiere que la completa restauración del hábitat todavía no se ha alcanzado.

El crecimiento del número de ejemplares observado desde 2005 coincide con los resultados obtenidos en el análisis de la estructura genética de la población ibérica (Capítulo 2), los cuales, en contra de la hipótesis de declive recogida hasta la fecha, mostraron una expansión poblacional a nivel Atlántico. A escala regional, el incremento de efectivos lo atribuimos a una combinación de factores: éxito de las actuaciones de manejo llevadas a cabo en varias playas de nidificación tras el vertido, éxito en la estrategia de redistribución/dispersión de los ejemplares a lo largo de la costa gallega, e inmigración. La observación de individuos marcados confirma la dispersión de ejemplares entre las costas gallega y portuguesa^[16]. Esta dispersión parece responsable del elevado flujo genético observado a nivel peninsular (Capítulo 2), similar al registrado a escala continental^[25], pero, atendiendo a la extremadamente baja productividad de la especie en Galicia y su elevado grado de filopatría, el intercambio de ejemplares semeja ser unidireccional y, así, la población gallega parece actuar de sumidero con alto riesgo de declive en ausencia de inmigración. Este hecho explicaría la extinción de la población cantábrica a finales de la década de 1970, cuando la población gallega contaba con apenas 47 parejas reproductoras.

El vertido del Prestige, primeros síntomas.

La presencia de manchas de fuel en partes del plumaje de los ejemplares adultos de Chorlitejo patinegro fue visible desde pocas semanas después de la rotura del petrolero. En el Capítulo 4 evaluamos el grado de manchado del plumaje en función de las características y ubicación de las playas y del mes de observación. Las partes afectadas fueron fundamentalmente las zonas ventral y, en menor medida, pectoral del cuerpo.

Las aves más manchadas fueron las localizadas en playas externas, no estuarinas, por ser estas las más expuestas a la llegada de fuel. Sin embargo, la distancia al núcleo del vertido no explicó la distribución de los ejemplares manchados, mostrando estos una amplia dispersión por toda la costa gallega atribuible al gran alcance del vertido y al propio desplazamiento de las aves provocado por las perturbaciones humanas y el fracaso reproductivo. El grado de manchado del plumaje disminuyó con el avance de la temporada de cría, probablemente debido a un proceso de muda parcial y a la eliminación del fuel por acción del agua y del propio ejemplar durante el atusamiento, pero ligeras oscilaciones intermensuales evidenciaron la persistencia del fuel en el sustrato.

Así, el fuel no provocó mortalidad directa en la especie^[32] pero el manchado del plumaje de adultos reproductores nos alertó sobre su posible transferencia a los huevos.

El vertido del Prestige, efectos subletales.

Durante el periodo reproductivo, una pequeña cantidad de fuel en el plumaje de adultos reproductores, en el nido, o en las especies presa, puede ser transferida a los huevos^[31; 26]. Los vertidos petrolíferos constituyen una fuente de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs), compuestos químicos contaminantes con gran potencial embriotóxico en aves. En el Capítulo 5 analizamos la concentración de PAHs en huevos de chorlitejos nidificantes en el sector cántabro-atlántico peninsular entre 2004 y 2007 con el objetivo de dilucidar el patrón espacio temporal de la contaminación provocada por el vertido. Los resultados mostraron una amplia concentración de PAHs, similar a la registrada en huevos de otras aves acuáticas y terrestres en Europa^[33; 39] pero superior a la observada en especies como el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*)^[33] o el Charrán común (*Sterna hirundo*)^[34]. No se registraron diferencias espaciales en la concentración de PAHs, lo que parece explicable debido a la elevada dispersión del fuel^[24] y a la proximidad de algunas localidades de cría a áreas urbanas e industrializadas^[30]. Sin embargo, los resultados sí mostraron importantes variaciones interanuales. Tras una disminución gradual en los tres primeros años, los niveles de hidrocarburos se dispararon en 2007, mostrando un sustancial incremento en la contribución de compuestos de elevado peso molecular, indicativos de una fuente de contaminación pirogénica. La fuente previsible de PAHs pirogénicos fueron los incendios forestales masivos acontecidos en el verano de 2006, concentrados fundamentalmente en el tramo costero entre la Costa da Morte y la frontera portuguesa^[5].

Se pone en evidencia la importancia cuantitativa de la contaminación del ecosistema costero provocada por los vertidos petrolíferos y por otras fuentes que, en ocasiones, pasan más inadvertidas. Así, la exposición simultánea y concurrente de las aves a múltiples PAHs, incluso a niveles bajos, puede ser particularmente perjudicial para la reproducción, así como para la salud y supervivencia individual^[10; 36].

Se han enumerado multitud de efectos subletales del petróleo en aves, directamente sobre los adultos a nivel de comportamiento^[11], salud^[3; 1], condición corporal^[4; 19] o sobre los huevos, con alteraciones en su calidad y estructura, en el desarrollo del embrión y en su éxito de eclosión^[26; 35; 33]. En el Capítulo 6, analizamos los parámetros reproductivos obtenidos durante más de una década de monitorización de la especie con el objetivo de dilucidar las posibles consecuencias del vertido y, en su caso, el alcance y duración de las mismas. Los resultados mostraron diferencias significativas en la estructura del huevo, condición corporal de la hembra y esfuerzo reproductivo entre los periodos anterior y posterior al vertido. El espesor de la cáscara y el volumen del primer huevo variaron en los años posteriores a la catástrofe, las hembras mostraron peor condición corporal y se registró un incremento en el abandono de nidos. Los datos mostraron además un diferente patrón de variación del tamaño del huevo intranido, con tendencia a la homogenización en los años posteriores al vertido.

Se ha discutido mucho acerca del patrón de tamaño de los huevos dentro de la misma nidada y de la estrategia reproductiva a seguir evidenciando una capacidad adaptativa de las hembras. Nosotros no entramos a valorar la mejor/peor estrategia, pero ponemos de manifiesto un cambio de patrón intranido tras el vertido y, por lo tanto, en la decisión adaptativa de las hembras.

En nuestra población, el éxito reproductivo está comprometido por la elevada tasa de predación, por lo que consideramos éste un parámetro poco adecuado para evaluar los efectos del *Prestige*. El éxito de los pollos depende igualmente en gran medida de los niveles de predación, así como de variables climáticas, aunque las intensas labores de vigilancia de pollos en los años posteriores al vertido consiguieron incrementar ligeramente el número de pollos volados en las principales playas de cría. Enfocamos así nuestro análisis a la fertilidad de los huevos, dado que la contaminación provocada por el petróleo puede provocar la muerte del embrión. Observamos unos niveles de fertilidad mayores en los años anteriores al vertido, pero somos conscientes de que el bajo éxito de eclosión puede enmascarar la correcta evaluación de este parámetro. Por último, el abandono de nidos, casi anecdótico en nuestra población, fue mayor en los primeros años tras el vertido, lo que podría estar en parte relacionado con la peor condición de las hembras incubantes^[38].

En resumen, evidenciamos que la contaminación puede tener consecuencias complejas a largo plazo no visibles en términos de productividad en poblaciones sometidas a una elevada tasa de predación temprana. Insistimos en la necesidad de realizar mayores esfuerzos y largo periodo de seguimiento para la evaluación de un impacto ambiental, con especial hincapié en aquellas especies que, como el Chorlitejo patinegro en Galicia, se encuentran en un estado de conservación desfavorable y están sometidas a un protocolo de gestión.

BIBLIOGRAFÍA

1. Alonso-Álvarez, C., Munilla, I., López-Alonso, M. & Velando, A. 2007. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International*, 33: 773-781.
2. Amat, J. A. 2012. Chorlitejo patinegro. En, L. M. Carrascal & A. Salvador (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
3. Anderson, D. W., Newman, S. H., Kelly, P. R., Herzog, S. K. & Lewis, K. P. 2000. An experimental soft-release of oil-spill rehabilitated America coots (*Fulica americana*): I. Lingering effects on survival, condition and behavior. *Environmental Pollution*, 107 (3): 285-294.
4. Andres, B. A. 1998. *Effects of Persistent Shoreline Oil on Reproductive Success, Chick Growth Rates and Foraging Ecology of Black Oystercatchers*. Exxon Valdez Oil Spill Restoration Project Final Report. Anchorage.
5. Balsa-Barreiro, J., Hermosilla, T. & Gonzalez, R. C. L. 2014. Wildfire crisis in Galicia in 2006: change in this spatial distribution model. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (64): 423-426.
6. Banks, A. N., Sanderson, W. G., Hughes, B., Cranswick, P. A., Smith, L. E., Whitehead, S., Musgrove, A. J., Haveock, B. & Fairney, N. P. 2008. The Sea empress oil spill (Wales, UK): Effects on common scoter *Melanitta nigra* in Carmarthen Bay and status ten years later. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (5): 895-902.
7. Barros, A., Álvarez, D. & Velando, A. 2014. Prestige oil spill Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spill. *Biology Letters*, 10: 20131041.
8. Birdlife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Birdlife International. Wageningen.
9. Bowman, T. D., Schempf, P. F. & Hodges, J. I. 1997. Bald-Eagle Population in Prince-William-Sound After the Exxon- Valdez-Oil-Spill. *Journal of Wildlife Management*, 61 (3): 962-967.
10. Brunström, B. 1992. Embryoletality and induction of 7 et- hoxoresorufin o deethylase in chick embryos by polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons having ah receptor affinity. *Chemico Biological Interactions*, 81: 69-77.
11. Burger, J. & Tsipoura, N. 1998. Experimental oiling of Sanderlings (*Calidris alba*): behavior and weight changes. *Environmental Toxicology Chemistry*, 17 (6): 1154-1158.
12. Castège, I., Hémerly, G., Roux, N., D'elbée, J., Lalanne, Y., D'amico, F. & Mouchès, C. 2004. Changes in abundance and at-sea distribution of seabirds in the Bay of Biscay prior to, and following the “Erika” oil spill. *Aquatic Living Resources*, 17: 361-367.

13. Day, R. H., Murphy, S. M., Wiens, J. A., Hayward, G. D., Harner, E. J. & Lawhead, B. E. 1997. Effects of the Exxon-Valdez Oil-Spill on Habitat Use by Birds Along the Kenai Peninsula, Alaska. *Condor*, 99 (3): 728-742.
14. Day, R. H., Murphy, S. M., Wiens, J. A., Hayward, G. D., Harner, E. J. & Smith, L. N. 1997. Effects of the Exxon-Valdez Oil-Spill on Habitat Use by Birds in Prince-William Sound, Alaska. *Ecological Applications*, 7 (2): 593-613.
15. Delany, S., Scott, D. A., Dodman, T. & Stroud, D. A. (Eds.) 2009. *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International
16. Domínguez, J. & Vidal, M. 2008. *Plan de Conservación del Chorlitejo patinegro (Charadrius alexandrinus) en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela.
17. Felgueiras, M. 2008. *Charadrius alexandrinus*. En, Equipa Atlas (Ed.): *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*, pp. 216-217. Assirio & Alvim. Lisboa.
18. Figuerola, J., Amat, J. A. & Díaz, J. A. 2004. Chorlitejo patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, A. Madroño, C. González & J. C. Atienza (Eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 228-230. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife. Madrid.
19. Golet, G. H., Seiser, P. E., Mcguire, A. D., Roby, D. D., Fischer, J. B., Kuletz, K. J., Irons, D. B., Dean, T. A., Jewett, S. C. & Newman, S. H. 2002. Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 241: 287-304.
20. Götmark, F. 1992. The effects of investigator disturbance on nesting birds. En, D. M. Power (Ed.): *Current Ornithology*, vol. 9, pp. 63-104. Plenum Press. New York.
21. Götmark, F. & Aahlund, M. 1984. Do field observers attract nest predators and influence nesting success of Common Eiders? *Journal of Wildlife Management*, 48 (2): 381-387.
22. Ibáñez-Álamo, J. D., Sanllorente, O. & Soler, M. 2012. The impact of researcher disturbance on nest predation rates: a meta-analysis. *Ibis*, 154: 5-14.
23. Iverson, S. A. & Esler, D. 2010. Harlequin Duck population injury and recovery dynamics following the 1989 Exxon Valdez oil spill. *Ecological Applications*, 20 (7): 1993-2006.
24. Junoy, J., Castellanos, C., Viéitez, J. M., De La Huz, M. R. & Lastra, M. 2005. The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 526-536.
25. Küpper, C., Edwards, S. V., Kosztolanyi, A., Alrashidi, M., Burke, T., Herrmann, P., Argüelles-Tico, A., Amat, J. A., Amezian, M., Rocha, A., Hötker, H., Ivanov, A., Chernicko, J. & Székely, T. 2012. High gene flow on a continental scale in the polyandrous Kentish plover *Charadrius alexandrinus*. *Molecular Ecology*, 21: 5864-5879.
26. Lewis, S. J. & Malecki, R. A. 1984. Effects of egg oiling on larid productivity and population dynamics. *Auk*, 101: 584-592.

27. Macivor, L. H., Melvin, S. M. & Griffin, C. R. 1990. Effects of research activity on Piping Plover nest predation. *Journal of Wildlife Management*, 54 (3): 443-447.
28. Molina, B. 2009. Chorlitejo Patinegro. En, D. Palomino & B. Molina (Eds.): *Aves acuáticas reproductoras. Población en 2007 y método de censo*, pp. 115-125. SEO/BirdLife. Madrid.
29. Murphy, S. M., Day, R. H., Wiens, J. A. & Parker, K. R. 1997. Effects of the Exxon Valdez oil spill on birds: comparisons of pre- and post-spill surveys in Prince William Sound, Alaska. *Condor*, 99: 299-313.
30. Oliveira, M., Maria, V. L., Ahmad, I., Serafim, A., Bebianno, M. J., Pacheco, M. & Santos, M. A. 2009. Contamination assessment of a coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal) using defence and damage biochemical indicators in gill of *Liza aurata* - An integrated biomarker approach. *Environmental Pollution*, 157: 959-967.
31. Rittinghaus, H. 1956. Etwas über die "indirekte" Verbreitung des Ölpest in einem Seevogelschutzgebiet. *Ornithology Mitteilungen*, 8 (3): 43-46.
32. Seo/Birdlife 2003. *Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas*. SEO. Madrid.
33. Shore, R. F., Wright, J., Horne, J. A. & Sparks, T. H. 1999. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Residues in the Eggs of Coastal-Nesting Birds from Britain. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (6): 509-513.
34. Stronkhorst, J., Ysebaert, T. J., Smedes, F., Meininger, P. L. & Dirksen, S. 1993. Contaminants in eggs of some waterbird species from the Scheldt Estuary, SW Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 572-578.
35. Stubblefield, W. A., Hancock, G. A., Prince, H. H. & Ringer, R. K. 1995. Effects of naturally weathered Exxon Valdez crude oil on mallard reproduction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 1951-1960.
36. Wassenberg, D. M. & Di Giulio, R. T. 2004. Synergistic Embryotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Aryl Hydrocarbon Receptor Agonists with Cytochrome P4501A Inhibitors in *Fundulus heteroclitus*. *Environmental Health Perspectives*, 112 (17): 1658-1664.
37. Westmoreland, D. & Best, L. B. 1985. The effect of disturbance on Mourning Dove nesting success. *Auk*, 102: 774-780.
38. Yorio, P. & Boersma, P. D. 1994. Causes of nest desertion during incubation in the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Condor*, 96: 1076-1083.
39. Zuberogoitia, I., Martínez, J. A., Iraeta, A., Azkona, A., Zabala, J., Jiménez, B., Merino, R. & Gómez, G. 2006. Short-term effects of the Prestige oil spill on the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1176-1181.





CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados de este estudio han permitido ahondar en el conocimiento de la especie y evaluar a corto y largo plazo la influencia de un vertido petrolífero de grandes dimensiones sobre una población ya previamente amenazada por la elevada vulnerabilidad de su hábitat. Las principales conclusiones son:

Con relación al efecto del observador.

El seguimiento a largo plazo de una población plantea dudas acerca de la influencia que el mismo pueda tener sobre la supervivencia de la especie estudiada. Durante años ha existido la opinión generalizada de que la perturbación provocada por el investigador genera un incremento de las tasas de depredación de los nidos monitorizados. Sin embargo, nuestros resultados indican que la presencia reiterada del investigador en el entorno del nido no ejerce efecto negativo sobre el éxito reproductivo de la especie.

Con relación a la estructura genética de la población ibérica.

Una estimación precisa del nivel y distribución espacial de la diversidad genética de especies amenazadas proporciona información fundamental para el adecuado diseño de programas de conservación. El grado de amenaza de la población gallega y su posición periférica en el contexto atlántico ibérico hacen pensar en una limitada conectividad geográfica. Sin embargo, nuestros resultados muestran la ausencia de estructura genética a nivel peninsular y, en contra de la hipótesis de declive recogida en la bibliografía, una expansión poblacional a nivel atlántico.

Con relación a la tendencia de la población en Galicia.

El análisis de tendencias poblacionales y patrones de distribución constituye un indicador biológico de gran utilidad para evaluar el estado del ecosistema. Nuestros datos muestran un incremento poblacional y un cambio en el patrón de distribución a lo largo de la costa gallega tras el vertido. Estos resultados sugieren la persistencia de los efectos del *Prestige* y la ausencia de una completa restauración de la calidad del hábitat en las zonas más afectadas por el vertido.

Con relación a la presencia de hidrocarburos en la especie.

Una de las primeras evidencias del impacto de un vertido petrolífero en aves costeras se manifiesta por la impregnación del plumaje. El grado de impregnación determina la capacidad de supervivencia inmediata de los ejemplares, aunque, aún en pequeñas cantidades, puede comprometer su comportamiento y desempeño reproductivo. Nuestros resultados revelan un impacto inmediato tras el vertido, con mayor incidencia en las playas no estuarinas. La desaparición del petróleo impregnado en el plumaje es factible gracias al proceso de muda parcial, así como a la acción del agua y a la propia limpieza del ejemplar en la actividad de atusamiento, si bien, oscilaciones intermensuales muestran la presencia prolongada de petróleo en la arena.

Con relación a la presencia de hidrocarburos en los huevos.

Durante la estación reproductiva, pequeñas cantidades de petróleo en plumas de ejemplares adultos, alimento ó material en el nido pueden ser rápidamente transferidas a los huevos. Muchos estudios sugieren que la presencia de PAHs en huevos de aves es común pero insuficiente para provocar efectos embriotóxicos, sin embargo, nuestros resultados muestran una amplia presencia y marcada variabilidad interanual, lo que incrementa el riesgo de toxicidad. Evidenciamos que grandes incendios forestales u otras fuentes de PAHs, por lo general impactos menos mediáticos y algunos imperceptibles, pueden mantener o incrementar la exposición hasta niveles letales.

Con relación a la biología reproductiva.

La correcta valoración de los efectos de un vertido petrolífero requiere la disponibilidad de información previa al mismo, la realización de evaluaciones iniciales y un seguimiento a corto y medio plazo, dado que muchos de los efectos son sólo detectables en estas escalas temporales. Nuestros resultados muestran la existencia de efectos subletales del *Prestige* en el desempeño reproductivo de la especie y su perdurabilidad tras el vertido. Se observan alteraciones en la condición de las hembras reproductoras, en las características estructurales de los huevos y en el esfuerzo reproductivo. No obstante, la cuantificación de los efectos subletales del petróleo se ve muy limitada en poblaciones con bajo éxito reproductivo. Nuestros resultados urgen la necesidad de mayor esfuerzo de evaluación a más largo plazo en combinación con adecuadas medidas de manejo para especies con estados de conservación comprometidos.

