



Revista de Toxicología

ISSN: 0212-7113

revista@aetox.es

Asociación Española de Toxicología
España

Ruiz-Suárez, N; Boada, LD; Henríquez-Hernández, LA; Almeida González, M; Calabuig, P; Estévez-López, D; Zumbado, M; Rodríguez-Hernández, A; Camacho, M; Luzardo, OP
Presencia de rodenticidas anticoagulantes en cinco especies de aves rapaces de las Islas Canarias,
2003-2011

Revista de Toxicología, vol. 29, núm. 1, 2012, pp. 15-19
Asociación Española de Toxicología
Pamplona, España

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91925068002>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Presencia de rodenticidas anticoagulantes en cinco especies de aves rapaces de las Islas Canarias, 2003-2011

Ruiz-Suárez N¹, Boada LD¹, Henríquez-Hernández LA¹, Almeida González M¹, Calabuig P², Estévez-López D², Zumbado M¹, Rodríguez-Hernández A¹, Camacho M^{1,2} y Luzardo OP^{1*}

¹Unidad de Toxicología. Departamento de Ciencias Clínicas. Facultad de Veterinaria/Facultad de Ciencias de la Salud. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Apartado de correos 550, 35080 Las Palmas de Gran Canaria. ²Centro de Recuperación de Fauna Silvestre (CRFS) de Tafira (Gran Canaria).

Recibido 3 de mayo de 2012 / Aceptado 27 de noviembre de 2012

Resumen: Se determinó la presencia de residuos de rodenticidas anticoagulantes por cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas de triple cuadrupolo en el hígado de 61 aves rapaces muertas provenientes del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tafira (Gran Canaria), pertenecientes a 5 especies de las 11 presentes en el archipiélago canario. Se encontraron residuos en 42 animales (69%) si bien en sólo 1 de ellos se consideró la intoxicación por rodenticidas como causa primaria de muerte, según los datos clínicos, analíticos y de necropsia. De las rapaces estudiadas, fueron las especies *Tyto alba* y *Accipiter nisus* las que más frecuentemente presentaron residuos de anticoagulantes (85% y 89% respectivamente). Se detectaron residuos de 5 anticoagulantes, todos ellos de segunda generación, siendo la bromadiolona las más frecuentemente detectada, seguida del brodifacoum y del difenacoum. Un elevado número de las muestras positivas (63%) presentó más de un residuo de anticoagulantes en su hígado, habiéndose encontrado mezclas de hasta 4 productos diferentes. Llamó la atención que la mayoría de los animales que ingresaron en el centro de recuperación por politraumatismo por colisión presentaba residuos de uno o varios anticoagulantes, así como que rapaces que se alimentan principalmente de pájaros también presentaron frecuentemente residuos de estos compuestos. Los resultados de este estudio sugieren que el elevado uso de rodenticidas anticoagulantes en el medio natural implica su incorporación a la cadena trófica, viéndose afectadas especies de fauna silvestre en las que estos productos podrían producir efectos adversos. Esto implica que la aplicación de rodenticidas anticoagulantes en espacios abiertos supone una amenaza para el estado de conservación de la biodiversidad de las Islas Canarias.

Palabras clave: Rodenticidas anticoagulantes, aves rapaces, Islas Canarias, hígado, residuos de pesticidas

Abstract: Presence of anticoagulant rodenticide residues in five predatory birds species of the Canary Islands, 2002-2011. Anticoagulant rodenticide (AR) levels were studied in liver of 61 dead raptors of five of the eleven species of the Canary Islands. The animals were delivered to our laboratory from the Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tafira (Gran Canaria). Anticoagulant residues were detected in 42 (69%) of the studied animals, but only 1 may have died by AR poisoning according to the clinical information, necropsy findings and toxicological analysis. Of the studied raptors *Tyto alba* and *Accipiter nisus* were the species with more frequency and higher levels of anticoagulants (85% and 89%). Residues of 5 anticoagulants were detected, all of them of second generation, being the most frequently detected bromadiolone, brodifacoum and difenacoum. A large number of samples (63%)

presented more than one residue of anticoagulants in their livers, and we have found as much as 4 different residues in one animal. It was remarkable that most of the animals that had suffered polytraumatism by collision presented residues of anticoagulants, and that species such as the hawk that mainly eat birds frequently presented anticoagulant residues. The results of this study suggest that the high use of anticoagulant rodenticides in the natural environment involves their incorporation into the food chain, and this can affect wildlife species in which these products may cause side effects. This means that the application of anticoagulant rodenticides in open spaces poses a threat to the conservation status of biodiversity in the Canary Islands.

Key words: Anticoagulant rodenticides, predatory birds, Canary Islands, liver, pesticide residues

Introducción

Las poblaciones de roedores siguen siendo para el sector agrícola una de las principales causas que aún hoy en día da lugar a cuantiosas pérdidas económicas, no sólo en las cosechas antes de su recogida sino durante el almacenamiento de las mismas [1]. Estas poblaciones también son punto de mira de Salud Pública, ya que aparte de causar daños materiales, es bien conocida su capacidad para transmitir enfermedades causantes de zoonosis a las personas como es el caso de la leptospirosis o la peste [2-4].

Uno de los métodos preferidos y ampliamente utilizado para su control desde años atrás son los rodenticidas anticoagulantes que provocan en ellos una muerte por hemorragia [5]. Los primeros rodenticidas anticoagulantes en utilizarse fueron aquellos conocidos como anticoagulantes de primera generación y su utilización parte de los años 40. Debido a una continua exposición de los roedores a estos productos y a su amplio uso empezaron a aparecer resistencias frente a lo cual se desarrollaron nuevas fórmulas químicas. Así sobre los años 70 aparecieron los nuevos rodenticidas conocidos como rodenticidas de segunda generación o superwarfarinas. Entre estas nuevas moléculas se encuentran la bromadiolona, el brodifacoum, el difenacoum, el flocoumafen, la clorofacinona y la difacinona [6-7]. Estos últimos son más potentes y de mayor vida media que aquellos conocidos como de primera generación y se consideran tóxicos tras una dosis única [7].

El mecanismo de acción de estas sustancias se centra en inhibir a la vitamina K epóxido reductasa, propiciando que la vitamina K no se regenere y por tanto los factores II, VII, IX y X no puedan sufrir la carboxilación post-transcripcional necesaria para su activación. Esto provoca una alteración en la coagulación de la sangre que predispone a los animales a una muerte por hemorragias [6,7].

*e-mail: operez/dcc.ulpgc.es

En Canarias, durante los últimos años, los Cabildos y Ayuntamientos han venido colaborando en la lucha contra las plagas de roedores, mediante la concesión gratuita de productos raticidas a un amplio número de agricultores y ganaderos con la finalidad de que su aplicación en fincas e instalaciones ejerza un efecto sinérgico frente a la prevención llevada a cabo por otras administraciones en parques, carreteras y demás zonas comunes [8]. No obstante, estos productos, al no ser aplicados por personal especializado, son colocados en muchas ocasiones en espacios abiertos sin protección, lo que permite que muchos animales silvestres tengan acceso directo a los mismos [9]. Además hay que tener en cuenta que los roedores después de haber consumido una dosis letal no enferman ni mueren al instante, sino que lo hacen a lo largo de los días. Posteriormente los animales enferman y van a experimentar un cambio en sus hábitos lo que conlleva a que tengan un comportamiento errático o estén más tiempo en espacios abiertos lo que propicia a que se conviertan en presas más fáciles para los depredadores [10]. Durante el periodo en que estos animales se están alimentando de los cebos pueden llegar a consumir unas 8-10 veces la DL_{50} de los productos habitualmente utilizados en las campañas de desratización [9].

Todo ello conlleva a una exposición de muchos animales de vida silvestre a rodenticidas anticoagulantes, la cual esta ampliamente documentada [5,11-15]. El patrón normal de alimentación de las aves rapaces incluye a muchos de los roedores contra los que van dirigidas estas sustancias, pero también aves granívoras que en ocasiones han ingerido accidentalmente los cebos preparados a base de cereal [16]. Como consecuencia de ello, varios estudios constatan la presencia de residuos de estas sustancias en tejidos de las aves rapaces [12, 16-18], y se constata que en muchas ocasiones esta exposición les produce una intoxicación secundaria que les puede producir un debilitamiento o incluso la muerte [16,17,19].

Las aves rapaces nidificantes en las Islas Canarias pertenecen a siete especies diurnas y dos nocturnas, con un total de 11 subespecies, de las que cuatro son endémicas canarias y dos macaronésicas [20]. Las poblaciones de rapaces del archipiélago han sufrido una importante regresión durante las últimas décadas y en la actualidad el nivel de conservación de las especies es bastante desconocido por falta de estudios recientes. El propósito de este trabajo es describir el nivel de contaminación por rodenticidas anticoagulantes orales de primera (warfarina y cumatetralilo) y segunda generación (bromadiolona, brodifacoum, difenacoum, difetialona, clorofacinona y difacinona) en 61 animales pertenecientes a cinco de las especies de rapaces existentes en las Islas Canarias. Además se examinaron las diferencias en los niveles de contaminación entre especies, isla de procedencia, patrón diurno/nocturno, condición corporal y causa de muerte, ya que se postuló como hipótesis de partida que los niveles de residuos de anticoagulantes, aún estando en concentraciones subletales, pueden suponer una amenaza para el estado de conservación de alguna de estas especies.

Material y métodos

Toma de muestra y datos biométricos

En el presente estudio se han empleado muestras procedentes de 3 especies de rapaces diurnas y 2 nocturnas. Dentro de las especies diurnas se incluyeron 14 ejemplares de cernícalo (*Falco tinnunculus*); 9 ejemplares de gavilán (*Accipiter nisus*); y 11 ejemplares de halcón tagarote (*Falco pelegrinoides*). Como especies nocturnas se estudiaron 14 ejemplares de búho chico (*Asio otus*) y 13

de lechuza (*Tyto alba*). Todos los animales incluidos en el estudio se recibieron en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tafira (CRFS de Tafira) durante el periodo comprendido entre 2003 y 2011. Los animales objeto de este estudio han sido incluidos con independencia del motivo de ingreso en el CRFS de Tafira. Estos animales, tanto vivos como cadáveres encontrados, se iban guardando para su posterior estudio y toma de muestras. Aproximadamente el 50% de las aves ingresaban muertas o fallecían al día siguiente de su ingreso en el CRFS de Tafira debido a su mal estado general o las lesiones sufridas. El resto de los animales incluidos en este estudio fallecieron durante la estancia en el CRFS. Todos los cadáveres eran custodiados en el centro para su análisis posterior.

La muestra empleada en este trabajo ha sido el hígado, ya que suele ser el órgano de elección para la búsqueda de los residuos de rodenticidas anticoagulantes debido a la alta afinidad y persistencia que presentan estas sustancias en el tejido hepático [21,22]. Una vez programada la toma de muestras, se tomaron los datos biométricos: longitud, envergadura, peso, sexo y edad aproximada y se practicaba una necropsia reglada durante la cual se valoraba la condición corporal y se extraían los hígados, que eran transportados en hielo seco al laboratorio de toxicología de La Universidad de Las Palmas de Gran Canaria donde se almacenaban a -20°C hasta su procesado.

Anticoagulantes analizados y preparación de soluciones

Se incluyeron en este estudio los rodenticidas anticoagulantes más frecuentemente utilizados en las campañas de desratización en Canarias: warfarina y cumatetralilo como compuestos de primera generación y bromadiolona, brodifacoum, difenacoum, difetialona, clorofacinona y difacinona, como rodenticidas de segunda generación. Los estándares puros (>99.5%) de todas estas sustancias fueron de Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburg, Alemania). Como estándar interno se utilizó un rodenticida anticoagulante no utilizado en España, la pindona (>98%, Sigma-Aldrich-Fluka, Manheim, Alemania).

Se preparó una solución inicial de cada estándar pesando 10 mg y añadiendo metanol para obtener una concentración final de 1000 µg/mL. A partir de estas soluciones diluyendo con metanol se preparó una solución de trabajo conteniendo todos los analitos excepto el estándar interno, a una concentración de 5 µg/ml. Esta solución de trabajo fue utilizada como solución de fortificación a partir de la cual, diluyendo con acetonitrilo, se prepararon las soluciones estándar para la preparación de la recta de calibrado de 0,2 a 200 ng/mL.

Preparación de la muestra

El tejido hepático de las rapaces fue disgregado con un ultraturrax (yellowline DI 25 basic) en un tubo de borosilicato con capacidad para 15 ml. 1 gramo de la muestra así tratada fue mezclado con 2 gramos de Celite® 503 (Sigma-Aldrich-Fluka, Manheim, Alemania) y se añadieron 20 µl de una solución de estándar interno a 10 µg/ml. A la mezcla se le añadieron 10 ml de 50% diclorometano – 30% acetona – 20% dietiléter. La mezcla fue agitada vigorosamente durante un minuto y sometida a ultrasonificación durante 10 minutos. Se dejó la muestra en agitación orbital automática durante 30 minutos. Posteriormente el tubo se centrifuga a 4000 rpm 10 minutos y el sobrenadante se pasa por un filtro de disco de 0.45 µm (Chromafil® PET-20/15, Macherey-Nagel, Alemania) y el disolvente se evaporó bajo corriente de nitrógeno (TechneDry block DB3). Para purificar el extracto obtenido el residuo obtenido se resuspendió en 1 ml de 50% acetato de etilo – 50% de ciclohexano para someterlo cromatografía de permeación en gel (GPC) en una columna de vidrio de 600x15 mm

rellena con la resina BioBeads SX3 (BioRadLaboratories, EE.UU.) El eluido obtenido entre los minutos 25-75 a un flujo de 2 ml/min de 50% acetato de etilo – 50% de ciclohexano era recogido en un matraz y el disolvente evaporado usando un rotavapor (Heidolphlaborota 4000 efficient). Para recuperar los analitos el matraz fue sometido a 3 lavados de 4 ml de la mezcla 50% diclorometano – 30% acetona – 20% dietiléter. Los tres volúmenes fueron combinados en un tubo de ensayo de borosilicato y el disolvente evaporado completamente bajo corriente suave de nitrógeno. El residuo seco fue finalmente resuspendido en 1 ml de acetonitrilo, filtrado por 0,45 µm y transferido a un vial de cromatografía. A cada vial se le añadieron 20 µl de la solución de estándar interno. Los viales así preparados fueron utilizados para el análisis cromatográfico.

Análisis cromatográficos

Los análisis cromatográficos fueron realizados usando un equipo de UPLC modelo Accela Ultra acoplado en tándem a un espectrómetro de masas de triple cuadrupolo Quantum Access Max (ambos equipos de Thermo Fisher Scientific Inc, San José, EE.UU.).

La separación cromatográfica se realizó usando una columna analítica Accucore C18 2.6 µm, 150x3 mm (Thermo Fisher Scientific Inc, San José, EE.UU.). Las fases móviles fueron (A) Agua milli-Q como fase acuosa y (B) Metanol grado HPLC-MS como fase orgánica. Se trabajó a un flujo de 800 µl/min y el volumen de inyección fue de 25 µl. La carrera cromatográfica duró 5 minutos a 25°C y se realizó con un programa de gradiente de la siguiente forma: 0-1 min: 50% A; 1-1,5 min: 50% A 5% A; 1,5-3,5 min: 5% A; 3,5-3,7 min: 5% A 50% A; 3,7-5 min: 50% A.

El espectrómetro de masas y la fuente de ionización por electrospray H-ESI-II se programaron con los siguientes parámetros: skimmer offset (4V), gas de impulsión (10 unidades arbitrarias); gas auxiliar (8 unidades arbitrarias); temperatura del capilar (250°C); voltaje del spray (3500 V); temperatura de vaporización (200°C). El espectrómetro se programó en modo de ionización negativa. Para el desarrollo del método de monitorización de reacciones seleccionadas (SRM) los analitos se introdujeron por infusión continua directamente en la fuente de ionización y se calcularon las transiciones MS/MS y las energías de colisión óptimas para cada uno de ellos. En la Tabla 1 se relacionan las reacciones SRM que se seleccionaron para la identificación y cuantificación de cada uno de los anticoagulantes incluidos en el método. Para todos ellos se eligieron 3 fragmentos derivados del mismo ión padre ([M-H]⁻). La anchura de pico se fijó en 0.7 Da tanto en los cuadrupolos Q1 y Q3, y la presión de argón en la celda de colisión (Q2) fue fijada en 0,002 mbar. La cuantificación de todos los analitos se hizo mediante calibración interna. La linealidad del método fue comprobada mediante la realización de rectas de calibrado de 8 puntos en el rango de 0,2 a 200 ng/ml. La repetitividad del método fue determinada mediante 6 inyecciones repetidas de una mezcla de estándares a 50 ng/ml, y la reproducibilidad utilizando seis replicados individualmente preparados de la misma solución. Los límites de detección (LOD) y de cuantificación (LOQ) del método fueron definidos como los valores de señal correspondiente a un valor de señal/ruido de 3 y 10, siendo sus valores de 0,02 ng/g y 0,05 ng/g, respectivamente.

Resultados y discusión

Del total de muestras analizadas en un 69% de los casos se detectó la presencia de residuos de al menos un anticoagulante, lo cual coincide

Tabla 1. Parámetros de programación del modo SRM del espectrómetro de masas de triple cuadrupolo para los rodenticidas anticoagulantes incluidos en el estudio

Compuesto	precursor	Ión padre	Iones hijo	Energía de colisión	Voltaje de cono
Warfarina	[M – H] ⁻	307,1	250,0	24	56
			169,9	21	56
			116,9	39	56
Cumatrelalilo	[M – H] ⁻	291,1	140,9	28	65
			247,0	22	65
			142,9	49	65
Clorofacinona	[M – H] ⁻	373,1	200,9	25	123
			144,9	29	123
			116,0	50	123
Difetialona	[M – H] ⁻	537,2	150,9	45	100
			370,9	36	100
			202,9	46	100
Bromadiolona	[M – H] ⁻	525,0	249,9	37	96
			180,9	37	96
			219,0	64	96
Brodifacoum	[M – H] ⁻	521,0	135,0	44	108
			186,9	39	108
			143	66	108
Difenacoum	[M – H] ⁻	443,2	293,0	33	90
			134,9	36	90
			142,9	55	90
Pindona (IS)	[M – H] ⁻	229,1	116,1	36	46
			144,0	25	46

con lo publicado por otros autores [12,17], aunque pueden existir amplias diferencias en función del lugar de procedencia de las aves y su patrón de hábitos diurno/nocturno [16,18]. No obstante, en función de los datos clínicos, hallazgos de necropsia y de la concentración encontrada solo se atribuyó la muerte por intoxicación por rodenticidas a uno de estos animales.

Se ha de reseñar, que de las 5 especies de aves rapaces estudiadas, la mayor frecuencia de detección la encontramos en las especies *Tyto alba* (lechuza; 85%) y *Accipiter nisus* (gavilán; 89%). Cuando estudiamos el patrón de comportamiento, observamos como las rapaces diurnas presentaron residuos de anticoagulantes en un 62% de los casos, mientras que en las nocturnas el porcentaje de aves positivas se elevó hasta un 78%. Si bien otros autores han descrito que en España es más frecuente la aparición de residuos en las aves nocturnas en nuestro estudio la frecuencia de casos positivos en estas nocturnas es mayor y en las aves diurnas casi duplica lo descrito en la Península Ibérica [16].

De los anticoagulantes incluidos en este estudio, no se detectaron en ninguna muestra el cumatrelalilo y la warfarina, ambos anticoagulantes de primera generación de uso cada vez más escaso en España. Los principios activos detectados en nuestro estudio fueron todos anticoagulantes de segunda generación o superwarfarinas (Figura 1). La bromadiolona fue el anticoagulante más frecuente y también el que alcanzó mayores concentraciones (37% de las aves, 87,7 ng/g de media), detectándose también el brodifacoum, difenacoum, clorofacinona y difetialona, si bien menos frecuentemente y a menor concentración (29%, 29,7 ng/g; 22,5%, 8,58 ng/g; 9%, 0,06 ng/g y 2,5%, 0,4 ng/g, respectivamente). Esta frecuencia de detección concuerda con la obtenida por otros autores en estudios llevados a cabo tanto en Europa como Norteamérica [5,12,17,18], lo que nos da una idea de la amplia comercialización a la que están sometidos estos principios activos, especialmente la bromadiolona y el brodifacoum. Analizando los resultados en función de la especie observamos que si bien las frecuencias de detección de los anticoagulantes son similares a las descritas por otros autores [5,16,18], las concentraciones medias de residuos en hígado que encontramos en las rapaces canarias son generalmente menores (Tabla 2).

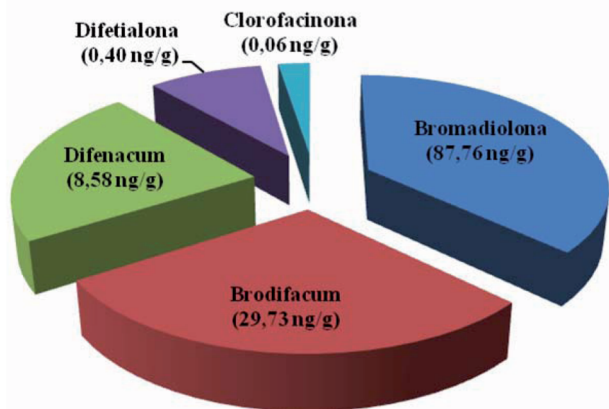


Figura 1. Distribución de los residuos de rodenticidas anticoagulantes encontrados en la muestra de aves rapaces estudiadas. El tamaño del segmento representa la frecuencia de detección (%) del anticoagulante. Dentro de cada sector se indica el valor medio \pm SD de la concentración encontrada.

Tabla 2. Valores de media, mediana, rango y porcentaje de detección de los anticoagulantes encontrados por especies. Los valores se expresan en ng/g de tejido hepático.

Especie	Bromadiolona	Brodifacoum	Difenacoum	Difetialona	Clorofacinona
<i>Asio otus</i> (n = 14)	84,4 \pm 128,4	14,5 \pm 23,5	1,2 \pm 2,9	N.D.	0,6 \pm 1,7
	0	0	0		0
	(0 - 279)	(0 - 68)	(0 - 10,6)		(0 - 6,5)
	33,3%	40%	20%		20%
<i>Falco tinnunculus</i> (n = 14)	117,0 \pm 183,6	75,5 \pm 191,3	10,6 \pm 38,7	N.D.	N.D.
	0	0	0		
	(0 - 516)	(0 - 701)	(0 - 145,17)		
	42,9%	42,9%	21,4%		
<i>Tyto alba</i> (n = 13)	169,2 \pm 156,9	29,0 \pm 42,7	19,9 \pm 57,2	1,8 \pm 0,1	N.D.
	184,83	0,79	0,2	0	
	(0 - 506)	(0 - 111)	(0 - 200,3)	(0 - 21,1)	
	84,6%	53,8%	46,2%	15,4%	
<i>Accipiter nisus</i> (n = 9)	13,9 \pm 0,5	4,5 \pm 7,9	4,9 \pm 9,2	N.D.	0,2 \pm 0,3
	0	0	0		0
	(0 - 33)	(0 - 23)	(0 - 28,2)		(0 - 0,78)
	44,4%	33,3%	44,4%		22,2%
<i>Falco peregrinoides</i> (n = 9)	10,8 \pm 32,5	N.D.	2,6 \pm 59,6	N.D.	0,1 \pm 0,4
	0		0		0
	(0 - 98)		(0 - 23,2)		1,18
	18,2%		9,1%		9,1%

Además encontramos que de forma muy frecuente las aves no presentaban únicamente residuos de un único principio activo sino que en un alto porcentaje de los casos se detectó más de un anticoagulante, tal y como ya ha sido descrito previamente [5,12,17,18]. De hecho del total de casos positivos de nuestro estudio en el 63% de las aves se detectaron dos o más residuos. Así, en el 31% de las aves se detectaron dos anticoagulantes; en el 10% tres anticoagulantes y en un 2% se detectaron residuos de hasta 4 anticoagulantes diferentes. Tal y como muestra la Figura 2, la mezcla

mas frecuentemente encontrada fue la de bromadiolona + brodifacoum (34,6%) seguida de la formada por bromadiolona + difenacoum (19,2%).

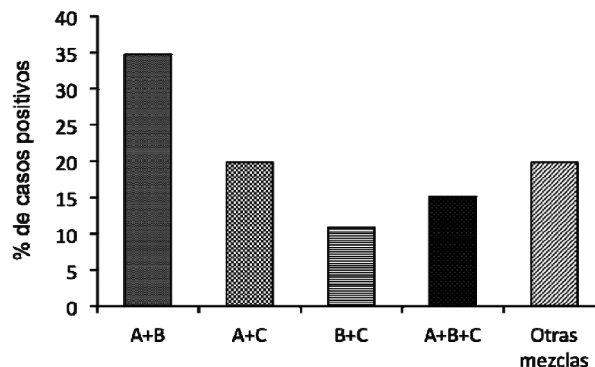


Figura 2. Combinación de anticoagulantes con mayor frecuencia. Mezclas de anticoagulantes más frecuentemente detectadas en las aves rapaces (A) Bromadiolona; (B) Brodifacoum; (C) Difenacoum

Centrándonos en el motivo de ingreso en el CRFS-Tafira, con independencia de si entraron vivos o habían sido hallados muertos, observamos que la causa principal con la que entran estos animales al centro es debido a politraumatismo por colisión (55%). Nos llamó mucho la atención que de este subgrupo de animales la mayoría presentó residuos detectables de anticoagulantes (75%). Teniendo en cuenta estos resultados parece deducirse que, independientemente de la causa de muerte, el hallar residuos de uno o más anticoagulantes, predispone a estos animales a sufrir alteraciones del comportamiento o favorecer la instauración de enfermedades y, secundariamente, aumentar la incidencia de accidentes que haga que aumente su morbilidad/mortalidad.

Un dato que llamó nuestra atención fue que una de las especies en la que mas frecuentemente se detectaron residuos de anticoagulantes fue el gavilán (*Accipiter nisus*) ya que esta ave tiene un patrón de alimentación principalmente ornitófago. Esto indica que los anticoagulantes que han sido ingeridos por estas rapaces provenían de otras aves, que serían las que habían consumido el cebo con anticoagulantes. Este es un dato muy preocupante ya que en ningún caso las aves son la especie de destino de los cebos rodenticidas, e implica que estos han sido colocados en el medio natural de forma fácilmente accesible para estas.

Aún siendo un estudio que abarca toda la Comunidad Autónoma de Canarias, más de 75% de las muestras provienen de la isla de Gran Canaria, seguida de Fuerteventura y la Gomera con un 8,3% y por último Lanzarote y el Hierro con 3,3%. Si analizamos los datos por isla, nos encontramos como en la isla de Gran Canaria el 70,2% de los animales eran positivos y casi en el 50% se detectaron dos o más anticoagulantes. De los animales provenientes de Fuerteventura solo en 20% fue positivo y a un único anticoagulante (bromadiolona). Todos los animales de Lanzarote fueron positivos y a dos o más anticoagulantes. De las aves remitidas por la Gomera el 80% eran positivos y en el 20% de ellos se detectaron varios anticoagulantes. De la isla de El Hierro el 50% de los casos fueron positivos y ninguno de ellos presentó más de un anticoagulante en su hígado. Estos resultados, si bien no hemos recibido ninguna muestra de las islas de La Palma y Tenerife, podemos concluir que el empleo de rodenticidas anticoagulantes en el medio natural de Canarias es un práctica habitual, que además es incentivada desde las Administraciones Públicas de la Comunidad Autónoma [8].

Este estudio pone de manifiesto que el uso de rodenticidas en el medio natural para el control de plagas de roedores implica que estos productos pasan a la cadena trófica, afectando así a especies de fauna silvestre. No es descartable que la exposición constante de estos animales a niveles bajos de estos productos pueda deteriorar su estado de salud [10,12], representando por consiguiente una amenaza para el grado de conservación de estas especies. Consideramos de vital importancia que los resultados de este estudio sean tenidos en cuenta por los responsables de la Administración para que se aseguren de que se realiza una correcta aplicación de estos productos tan tóxicos en el medio natural, utilizando en todos los casos estaciones de cebo [9] con el fin de poder compatibilizar el control de plagas con la preservación de la biodiversidad.

Agradecimientos

El presente estudio se ha realizado gracias a la colaboración del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tafira (Cabildo de Gran Canaria). El primer autor se encuentra realizando su tesis doctoral con una beca de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (B.O.U.L.P.G.C. nº 4, 2010). Agradecemos la colaboración de D^a Marta Sangil Monroy y D^a M^a de los Reyes Suárez Hanna su colaboración en la elaboración de este trabajo y en la preparación del manuscrito.

Bibliografía

- Colazo R, Castro J (1997) Los roedores dañinos: algunos aspectos del control químico y bacteriológico. *Rev Invest Pecuarias* 8:1-9.
- Bharti AR, Nally JE, Ricaldi JN, Matthias MA, Diaz MM, Lovett MA, Levett PN, Gilman RH, Willig MR, Gotuzzo E, Vinetz JM (2003) Leptospirosis: a zoonotic disease of global importance. *Lancet Infect Dis* 3:757-771.
- Collins FM (1996) *Pasteurella*, *Yersinia*, and *Francisella*. En: Baron S (ed) *Medical Microbiology*, Galveston (TX).
- Schelotto F, Hernández E, González S, Del Monte A, Ifran S, Flores K, Pardo L, Parada D, Filippini M, Balseiro V, Geymonat JP, Varela G (2012) A ten-year follow-up of human leptospirosis in Uruguay: an unresolved health problem. *Rev Inst Med Trop S Paulo* 54.
- Stone WB, Okoniewski JC, Stedelin JR (2003) Anticoagulant rodenticides and raptors: recent findings from New York, 1998-2001. *Bull Environ Contam Toxicol* 70:34-40.
- Murphy MJ (2007) Anticoagulant rodenticides. En: Gupta RC (ed) *Veterinary toxicology*. Academic Press, New York.
- Pelfrène AF (2010) Rodenticides. En: Krieger R (ed) *Handbook of pesticide toxicology*, 3er edition.
- Boletín Oficial de la Provincia de Las Palmas - 25 de febrero (2011) Convocatoria para el año 2011 de entrega de productos raticidas por la Consejería de vivienda y arquitectura, agricultura, ganadería y pesca, y aguas del Cabildo de Gran Canaria.
- Rando JC Delegación Territorial en Canarias de SEO/Birdlife (2012) Correcto uso de productos rodenticidas en espacios abiertos. http://www.venenono.org/wp-content/uploads/2012/04/manual_manejo_raticidas.pdf.
- Cox P, Smith RH (1992) rodenticide ecotoxicology pre-lethal effects of anticoagulants on rat behavior. Fifteenth Vertebrate Pest Conference <http://digitalcommons.unl.edu/vpc15/86/>.
- Dowding CV, Shore RF, Worgan A, Baker PJ, Harris S (2010) Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environ Pollut* 158:161-166.
- Albert CA, Wilson LK, Mineau P, Trudeau S, Elliott JE (2010) Anticoagulant rodenticides in three owl species from Western Canada, 1988-2003. *Arch Environ Contam Toxicol* 58:451-459.
- Elmeros M, Christensen TK, Lassen P (2011) Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats *Mustela erminea* and weasels *Mustela nivalis* from Denmark. *Sci Total Environ* 409:2373-2378.
- Lambert O, Pouliquen H, Larhantec M, Thorin C, L'Hostis M (2007) Exposure of raptors and waterbirds to anticoagulant rodenticides (difenacoum, bromadiolone, coumatetralyl, coumaten, brodifacoum): epidemiological survey in Loire Atlantique (France). *Bull Environ Contam Toxicol* 79:91-94.
- Soler-Rodríguez F, Oropesa-Jiménez AL, Pérez-López M (2006) Análisis de los envenenamientos en fauna silvestre. Situación en Extremadura. *Rev Toxicol* 23:35-38.
- Sanchez-Barbudo IS, Camarero PR, Mateo R (2012) Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Sci Total Environ* 420:280-288.
- Thomas PJ, Mineau P, Shore RF, Champoux L, Martin PA, Wilson LK, Fitzgerald G, Elliott JE (2011) Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environ Int* 37:914-920.
- Walker LA, Turk A, Long SM, Wienburg CL, Best J, Shore RF (2008) Second generation anticoagulant rodenticides in tawny owls (*Strix aluco*) from Great Britain. *Sci Total Environ* 392:93-98.
- Stone WB, Okoniewski JC, Stedelin JR (1999) Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. *J Wildl Dis* 35:187-193.
- Lorenzo JA (2007) Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario. Editorial Ministerio de Medioambiente.
- Fisher P, O'Connor C, Wright G, Eason CT (2003) Persistence of four anticoagulant rodenticides in the livers of laboratory rats. *D O C S C I E N C E I N T E R N A L S E R I E S* <http://www.conservation.org.nz/upload/documents/science-and-technical/dsis139.pdf>.
- Fournier-Chambrillon C, Berny PJ, Coiffier O, Barbedienne P, Dasse B, Delas G, Galineau H, Mazet A, Pouzenc P, Rosoux R, Fournier P (2004) Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *J Wildl Dis* 40:688-695.