

Estima de la población de nutria en las Tablas de Daimiel mediante captura-recaptura espacial y muestreo de distancias

José Jiménez^{1*}, Manuel Carrasco² & Jordi Feliu³

1. Organismo Autónomo Parques Nacionales, C/ José Abascal 41, 28017 Madrid

2. Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, 13250 Daimiel, Ciudad Real

3. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Ronda de Toledo, s/n, 13071 Ciudad Real

*Autor para correspondencia: jjimenez@oapn.es

Resumen

La gestión de las especies se debe fundamentar en estimaciones precisas de su tamaño poblacional y densidad. En el caso de la nutria *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) por su hábitat, baja densidad y carácter elusivo, estos parámetros resultan difíciles de obtener. Su investigación se ha basado principalmente en rastros de actividad; en desarrollo de métodos específicos de muestreo creados *ad hoc*, y más recientemente, en métodos de identificación mediante extracción de genotipos. En este trabajo se han aplicado los métodos recientemente desarrollados de captura-recaptura espacial, conjuntamente con muestreos de distancias, para estimar la población de nutria en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Se ha utilizado para ello fototrampeo y una extensión de la captura-recaptura espacial sin reconocimiento individual. Se ha estimado su densidad en 0,557 ($\pm 0,317$) nutrias/100 ha, y se obtuvo además información sobre actividad, movimientos y uso del espacio.

Palabras clave: captura-recaptura espacial sin marcaje, estima de población, fototrampeo, nutria, Tablas de Daimiel.

Abstract

Species management should be based on accurate estimations on the size and density of the target population. In the case of the otter, these estimations are difficult to obtain due to their habitat, low densities and elusiveness, and these have relied mainly on surveys of animal signs or on specific *ad hoc* methods, and lately, in genotyping. We have applied newly-developed spatial capture-recapture model to estimate the otter population of the Tablas de Daimiel National Park by a spatially explicit capture-recapture of unmarked individuals using camera trapping-data together with distance sampling. The density estimated is 0.557 (± 0.317) otters/100 ha, and we have achieved reliable information about activity, movements, and space use.

Keywords: camera-trap, otter, population estimation, unmarked spatial capture-recapture, Tablas de Daimiel.

Introducción

Las Tablas de Daimiel es un humedal, situado en la confluencia de los ríos Guadiana y Gigüela, que sufrió una profunda degradación por los cambios del régimen hídrico desde 1983 a 2012. En esta época hubo una pérdida del aporte de agua del Guadiana, río íntimamente ligado al acuífero de la Mancha Occidental, por la sobreexplotación para uso agrícola. Las consecuencias fueron largos períodos interanuales de sequía apenas interrumpidos por algunos episodios de encharcamiento más o

menos puntuales. A partir del establecimiento de medidas de control de extracciones, y tras unas precipitaciones extraordinarias desde 2010 a 2013, se iniciaron procesos de descarga del acuífero en el Guadiana, y el Parque ha vuelto a comportarse como originalmente fue, un humedal permanente originado por desbordamiento fluvial. En esta circunstancia se presumía que la población de nutria habría disminuido en el período de sequía. Se pretende con este estudio estimar la población actual para utilizarla como referencia para el futuro, dada su relevancia como predador de especies

introducidas que puedan afectar el ecosistema. Entre ellos, la nutria incide tróficamente sobre los invertebrados, como es el caso del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) y los vertebrados acuáticos, entre ellos la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) y el pez sol (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758) (Elvira *et al.* 2006, Ruiz-Olmo *et al.* 2011). Tanto el cangrejo como la carpa tienen una alta incidencia sobre los macrófitos acuáticos que son a su vez la base del funcionamiento del ecosistema de Las Tablas (Cirujano *et al.* 2011), y el pez sol es omnívoro oportunista, depredador de invertebrados, moluscos, insectos, y en estado adulto de, huevos, alevines y pequeños peces (Doadrio 2001).

No existe ninguna estima previa de la población de nutria.

A nivel global, las metodologías de seguimiento de la nutria se han basado en índices de presencia basados en heces o rastros de actividad, e incluso se han desarrollado técnicas específicas como estimas mediante huellas; estimas visuales, diurnas o crepusculares; técnicas de infrarrojos; conteo de madrigueras o radioseguimiento, entre otros (Kruuk *et al.* 1993, Ruiz-Olmo 1995, Ruiz-Olmo *et al.* 2001, 2011, García de Leaniz & Forman 2006, Romero 2006, Sulkava 2007, Sulkava & Liukko 2007, García-Díaz *et al.* 2009a, 2011). La mayor parte de estas técnicas tiene como resultado una evaluación lineal (individuos por kilómetro de río). La medición de densidades por unidad de superficie en el agua es una tarea que por su dificultad raramente se ha acometido (Kruuk 1995, Sulkava 2007, Ruiz-Olmo *et al.* 2011). Recientemente se han utilizado técnicas genéticas (Hung *et al.* 2004, Prigioni 2006, Prigioni & Remonti 2006, Arrendal *et al.* 2007, Hájková *et al.* 2008, Koelewijn & Pérez-Haro 2010, Lanszki *et al.* 2010) y métodos de captura-recaptura basada en identificación de genotipos (Lampa *et al.* 2013) pero también muestran ciertas limitaciones relacionadas con la técnica y el coste del análisis que limita el número de muestras y con ello la precisión. Asimismo se ha descrito la metodología del fototrampeo para la detección de la especie (Jones & Raphael 1993). Aunque se ha descrito una metodología de identificación individual para la nutria marina (*Enhydra lutris* Linnaeus, 1758) basada en marcas nasales (Gilkinson *et al.* 2007), en el caso que nos ocupa era muy difícil abordar la captura-recaptura mediante fototrampeo con identificación individual por la práctica ausencia de marcas naturales fácilmente reconocibles en

las fotografías, como han puesto de manifiesto Macdonald & Harrington (2012).

La estima poblacional en el Parque Nacional basada en la detección visual es muy difícil por la abundante vegetación helofítica perlagunar y la ausencia de lugares prominentes para la observación. Dada la morfología de la zona a estudiar, de 10 km de longitud y 2 km de anchura y con abundantes islas, también se descartó una evaluación lineal basada en indicios en orillas, ya que muchas huellas pasarían desapercibidas, y son muchas las evidencias de fuertes sesgos cuando se estudian los excrementos (Kruuk 1995). Recientemente se ha descrito una variante de la captura-recaptura espacial que no requiere identificación individual (que llamaremos en adelante SCR-sin identificación) basada en la correlación espacial (Chandler & Royle 2013, Royle *et al.* 2013). Se decidió emplear esta variante de captura-recaptura, ubicando cámaras de fototrampeo y atrayentes formando una malla en el agua, previo muestreo piloto en orillas, dado que además de obtener directamente densidades mediante SCR-sin identificación, se extrae otra información descriptiva de interés en la misma estima (movimiento y área de campeo), y se podían utilizar además los datos obtenidos para calcular la actividad.

Métodos

La metodología de captura-recaptura sin identificación se basa en considerar que, bajo ciertas condiciones, los conteos espacialmente correlacionados son suficientes para inferir tanto la distribución como la densidad de los animales, sin precisar su reconocimiento individual. La principal condición es un adecuado diseño de malla de muestreo para que cada individuo sea muestreado en varias cámaras. También es evidente que el conocimiento de la biología de la especie es fundamental para el modelado. Así, para un mejor ajuste es conveniente suministrar al código a utilizar información *a priori* sobre las áreas de campeo, lo que puede resultar difícil dada su variabilidad (Jiménez *et al.* 1998, Ruiz-Olmo *et al.* 2011).

Aunque en la captura-recaptura tradicional (no espacialmente explícita) se supone la misma probabilidad de captura para todos los individuos, en los métodos SCR se modela el encuentro de un individuo i en una trampa j en la ocasión k como:

$$y_{ij} \sim \text{Poisson}(\lambda_{ij})$$

así, la aparición de un animal en una cámara será función:

$$\lambda_{ij} = \lambda_0 \exp(-\|x_j - s_i\|^2 / 2\sigma^2)$$

donde λ_0 es la línea base del ratio de encuentros, $\|x_j - s_i\|$ es la distancia euclídea entre la trampa y el centro de actividad, y σ un parámetro de movimiento (Royle *et al.* 2013). Ello implica que una parte de la heterogeneidad de capturas (la que deriva de la ubicación relativa trampa/animal) está incluida en el modelo.

Para el diseño del muestreo se hizo un muestreo piloto en orillas, que se llevó a cabo desde el 29/05/2013 al 20/06/2013 (138 días-trampa). Con éste se contrastaron los atrayentes, dispositivos de emplazamiento de las cámaras y de los contenedores para los atrayentes, así como las configuraciones más apropiadas para las cámaras de fototrampeo.

A la vista de los resultados del muestreo piloto se diseñó una red de estaciones de fototrampeo en el agua, instaladas en zonas con una profundidad variable desde 50-175 cm, y que en el estiaje disminuyó 40 cm llegando a los 10-135 cm. Cada estación se componía de dos soportes metálicos de 200 cm, ubicados en el agua: uno con la cámara, y el segundo con un tubo de PVC perforado que llevaba el atrayente (ver Anexo fotográfico). La cámara quedaba a 30 cm por encima de la superficie, y el tubo para el atrayente, semisumergido. Las cámaras se configuraron a la mínima sensibilidad y a 2 minutos de retardo, con el fin de minimizar las fotos sin imágenes-objetivo, ya que el oleaje y el movimiento de la vegetación helofítica a menos de 30 metros accionan las cámaras-trampa. Se emplearon cinco atrayentes: (1) sardinas en aceite, (2) aceite de pescado; (3) anís con miel y aceite de pescado; (4) excrementos de nutria (de otros territorios) y (5) aceite de castor. El muestreo se llevó a cabo durante el verano con 31 cámaras con diferentes periodos de operatividad entre el 21/06/2013 y el 19/09/2013 (1980 días-trampa).

Las ubicaciones se prepararon con los programas informáticos *R* (The *R* Development Core Team, 2013) y ArcGIS 10 (Esri 2011) creando una malla sistemática con 250 metros de paso, seleccionando el vértice de inicio al azar en la zona sur de El Tablazo (Fig. 1). Para el espaciado entre puntos de ubicación de las cámaras se adoptaron las recomendaciones de Chandler & Royle (2013) y Royle *et al.* (2013) para inducir la correlación espacial entre observaciones, coherentemente con la mínima área de campeo descrita en la bibliografía en ambiente mediterráneo.

Así, el espaciado entre puntos ha de ser tal que cada animal, en su área de campeo, pueda ser detectado en varias cámaras. Para ello, la mínima área de campeo en la bibliografía, en un ambiente similar aunque en un medio fluvial (Jiménez *et al.* 1998) que se estimó en 20 ha, equivaldría a un radio de movimiento de 252,31 m. Se adoptó por ello un espaciado menor, de 250 m. El tamaño total de la malla debe ser suficiente como para recoger la distribución y variabilidad del parámetro de escala o movimiento (σ) que en definitiva nos va a permitir generar el espacio de estados. En este caso se diseñó considerando *a priori* que se cubriría al menos 1,5 veces el área de campeo que podría hipotéticamente tener una nutria en Las Tablas en la época de muestreo, que era más de lo que se precisa para una estima SCR (Sollmann *et al.* 2012). Para la ubicación se hizo dentro de un buffer de tolerancia de 100 metros para cada punto de la malla, buscando con GPS (Trimble XT) la ubicación que presumíamos óptima para fototrampear la nutria dentro del buffer (en dos ocasiones, al Sur, para ubicar las estaciones en el agua, hubo que situarlas externas al buffer). El número de estaciones previstas inicialmente era de 30, formando una malla rectangular de 6x5 unidades, abarcando 125 ha (sobre un total de 1800 ha que ocupa la zona inundada del Parque), aunque el espacio de estados resultante sería una superficie dependiente del parámetro de movimiento σ . Para rellenar huecos derivados del efecto de la tolerancia adoptada en el replanteo de las estaciones, se aumentó en una estación adicional, pasando a 31.

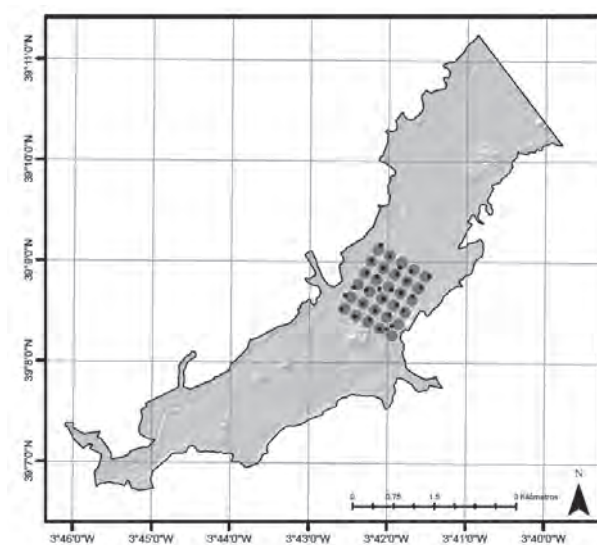


Figura 1. Ubicación de la red de fototrampeo Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real).

Para la determinación de la actividad se utilizaron también las fotografías del muestreo piloto y las observaciones directas, y se generó el gráfico en R con el paquete *overlap* (Meredith & Ridout 2013). Básicamente lo que hace es ajustar los registros horarios a un Kernel von Mises.

A efectos de cálculo, la malla de trapeo se giró 30° para disponerla ortogonalmente, y todas las localizaciones se escalaron (1:500) y centraron, a fin de optimizar la funcionalidad de los códigos.

Durante el fototrampeo se evidenció que se iba a contar con un bajo número de fotografías en el agua, por lo que se decidió hacer un código bayesiano mixto en R y JAGS (Plummer 2003) tratando conjuntamente SCR sin-identificación y muestreo de distancias (ver Anexo). Se utilizó como base el código creado por Chandler & Royle (2013) y Royle *et al.* (2013), con una variante de operatividad de las cámaras, y un código añadido de muestreo de distancias basado en Royle & Dorazio (2012) para incluir los datos de ejemplares observados durante las 11 revisiones de las cámaras. De esta manera se conseguía que el parámetro de pertenencia a la población ψ (Ψ) que es función del tamaño de la población N y del aumento de datos M -ver metodología en Royle & Dorazio (2012)- fuera compartido en el cálculo del muestreo de distancias y la captura-recaptura. Ello permitía además prescindir del uso de una información *a priori* restrictiva como recomiendan los mismos autores para minimizar la varianza en la estima de N .

Las revisiones de las cámaras fueron semanales, y se hacían en barca, entre las 06:30-11:30h. Las observaciones durante los trayectos de revisión (10 km/revisión) se utilizaron para muestreo de distancias. Las ubicaciones de las nutrias observadas se determinaron con GPS.

Una vez obtenidos de los cálculos tanto N como el parámetro de movimiento sigma (σ) se generó el espacio de estados, que es la superficie a la que corresponden los centros de actividad obtenidos (Royle *et al.* 2013). De ellos se extrae la densidad (D) como parámetro derivado en un segundo cálculo. Se utiliza la moda *a posteriori* de la densidad de población D como el estadístico para la densidad, de acuerdo a lo señalado por Chandler & Royle (2013). Se programaron 15000 iteraciones del código con 3 cadenas (45000 en total).

También se obtuvieron los planos de las probabilidades de los centros de actividad con mínimas modificaciones de los códigos originales.

El área de campeo se determinó utilizando el valor de σ que se obtiene en el cálculo, con el algoritmo de Royle *et al.* (2013) utilizando un kernel gaussiano. A partir de estos datos del área de campeo y del GIS del Parque Nacional, incluido un modelo digital del terreno generado mediante cartografía LIDAR (*Laser Imaging Detection and Ranging*), se obtuvieron algunas características del hábitat.

Resultados

El ratio de captura en el muestreo piloto en orillas fue de 18,8 fotografías por 100 días-trampa ($n=26$). El ratio de captura en el muestreo fue de 0,45 fotografías por 100 días-trampa ($n=10$). El 55,55% de los contactos en el muestreo se obtuvieron en los primeros 10 días. En las revisiones hubo 3 avistamientos.

La actividad durante la época de estudio (junio-septiembre) fue principalmente nocturna, de carácter unimodal, con un máximo entre las 00:00h y las 06:00h. Sin embargo, hay actividad hasta las 12:00h, cuando desciende radicalmente hasta las 21:00h (Fig. 2).

En las iteraciones las cadenas mezclaban y convergían correctamente (estadístico de Gelman-Rubin=1,01). El resumen para los parámetros estimados se detalla en la Tabla 1.

La distribución *a posteriori* para N se muestra en la Figura 3. La media *a posteriori* del parámetro de movimiento σ fue de 0,677 ($\pm 0,466$), con lo cual el espacio de estados generado es de 358,95 ha. El

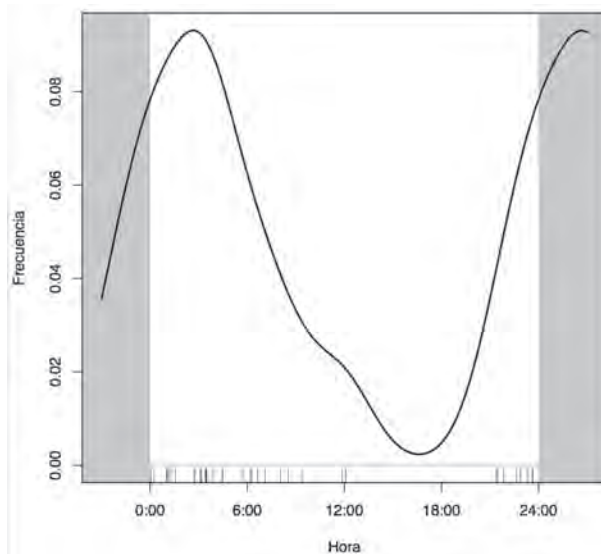


Figura 2. Gráfico diario de actividad de la nutria durante el período de muestreo.

Tabla 1. Resumen estadístico de los parámetros a posteriori de la estima mediante código conjunto de captura-recaptura espacial (SCR) sin marcaje individual y muestreo de distancias.

	Media	DS	Moda	Cuantiles		
				0,025	0,500	0,975
N	2,388	1,140	2,000	1,000	2,000	5,000
D (por 100 ha)	0,665	0,317	0,557	0,278	0,557	1,392
lam0 (λ_0)	0,015	0,011	0,008	0,003	0,013	0,041
psi (ψ)	0,016	0,008	0,010	0,004	0,014	0,036
sigma (σ)	0,677	0,466	0,411	0,227	0,511	1,981

ratio base de trampeo λ_0 tuvo una media a posteriori de 0,015 ($\pm 0,011$) fotografías. La moda *a posteriori* de la densidad de población D fue 0,557 ($\pm 0,317$) individuos/100 ha. El resumen para los parámetros estimados se detalla en la Tabla 1. Considerando que la densidad del espacio de estados generado en el tratamiento de datos del muestreo es generalizable a todo el Parque Nacional, el número total de centros de actividad sería de 11,14 ($\pm 6,35$).

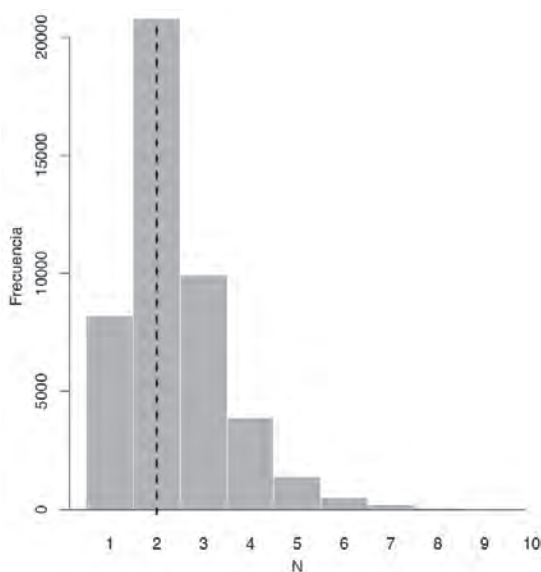


Figura 3. Histograma de la distribución *a posteriori* de tamaño de población (N) en el espacio de estados.

La probabilidad de ubicación de los centros de actividad puede verse en la Figura 4.

Los resultados obtenidos para σ nos permiten deducir áreas de campeo de 178,34 ($\pm 86,65$) ha, o lo que es lo mismo, un radio de 753,45 metros para alcanzar un área de campeo del kernel gaussiano del 95%. Suponiendo una forma circular

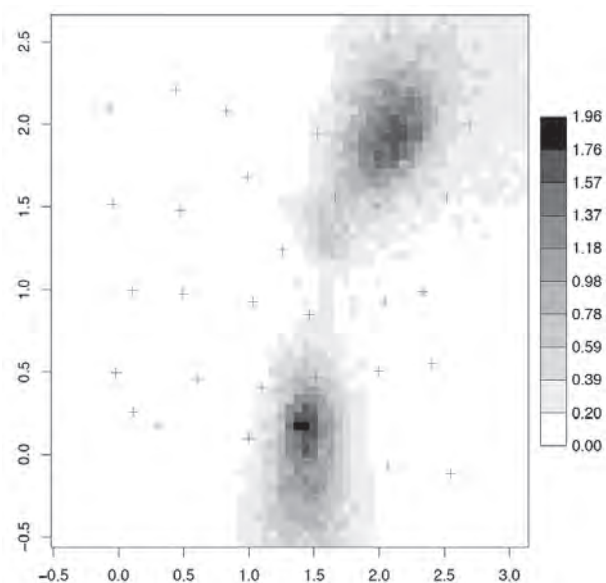


Figura 4. Probabilidad de ubicación de los centros de actividad. Con el símbolo (+) se señalan las estaciones de fototrampeo.

del área de campeo (que es una simplificación que no asume en los cálculos el SCR, pero que usamos a efectos descriptivos) encontramos una dominancia de las superficies de zonas de agua libre (45-70%) y carrizales-masegares (14-28%). Las orillas representan el 8-20%. La presencia de otras formaciones (islas, saladares y tarayales) es menor.

Discusión

Los mamíferos acuáticos, como es el caso de la nutria, son notoriamente difíciles de estudiar. La baja densidad de sus poblaciones, comportamiento elusivo y dificultad de muestreo en el medio acuático, que muchas veces sólo permiten obtener datos escasos y dispersos, justifican, especialmente en nuestro caso, el uso del fototrampeo como

herramienta que permite optimizar el coste del seguimiento.

El gráfico de actividad nos muestra como ésta se inicia tras el atardecer, y aunque disminuye desde el amanecer, se mantiene luego durante buena parte del día, coincidiendo con lo señalado por otros autores (Rosoux and Libois 1996, Saavedra 2002, Jiménez 2005, Quaglietta *et al.* 2011). La actividad nocturna (22:00-06:00h) representa el 62,7% de la actividad total. La mínima actividad es a las horas centrales del día: desde las 12:00 a las 20:00h (7,27%). El resto de la actividad es al amanecer y diurna: 06:00-12:00h (21,81%), y crepuscular (8,22%). En general, la actividad diaria estimada (mayor durante la noche y mínima durante las horas centrales del día) concuerda con lo descrito por otros autores (Ruiz-Olmo 1995).

En cuanto a la estima poblacional, la necesidad de la identificación individual para la aplicación de los métodos de captura-recaptura ha limitado -hasta la actualidad- su uso para la estima de poblaciones. La metodología SCR-sin identificación resulta de especial interés para éste y otros casos similares, abriendo una nueva perspectiva al seguimiento de especies no reconocibles por marcas naturales. Su principales limitaciones, descritas por Chandler & Royle (2013) y Royle *et al.* (2013) son el grado de asimetría en la distribución *a posteriori* de la densidad, y una elevada varianza. Proponen para reducir ésta, o bien marcar una fracción de la población, o bien utilizar datos de áreas de campeo que sean aplicables a las zona de estudio para restringir las distribuciones *a priori* del parámetro de movimiento σ . En nuestro estudio, además de la dificultad inherente a la metodología, se disponía de un número de datos reducido. El uso conjunto con el muestreo de distancias nos ha permitido restringir el parámetro *psi* de inclusión o pertenencia a la población (ψ) y eliminar de la distribución *a posteriori* de N valores biológicamente irreales. Esta utilización oportunista del muestreo de distancias no es extrapolable a otras especies de observación más difícil. Royle *et al.* (2013) proponen diversas extensiones para diferente casuística.

La extensión de la malla de muestreo es de una dimensión ligeramente inferior al área de campeo que se obtiene *a posteriori* en este estudio. Aunque hubiera sido deseable una mayor extensión para ampliar el muestreo, es suficiente para determinar la densidad. Los métodos SCR son menos exigentes que los métodos de captura-recaptura no espaciales en cuanto a las dimensiones de la malla de muestreo

en relación a las áreas de campeo (Sollmann *et al.* 2012). En el resultado la densidad ha resultado inferior a la esperada, y por tanto no se cumplió la relación prevista entre el tamaño del área de campeo y el tamaño total de la malla. Sin embargo, y pese a que la precisión en la estima del parámetro de escala o movimiento sigma (σ) es baja, su valor nos permite inferir que el tamaño de la malla no ha condicionado la estima. Por otro lado es evidente también en este estudio la limitación del método por el escaso ratio de captura en el agua. Ello podría mejorarse incluyendo áreas de orillas en el muestreo, donde según el estudio piloto, el ratio es mayor, o bien utilizando atrayentes más efectivos. Por otro lado, para el SCR sin marcaje aún no se han desarrollado modelos de comportamiento (M_b) ni temporales (M_t) y se utiliza el modelo nulo sin posibilidad de selección de otros modelos, lo que limita su aplicación a otros casos más complejos. Pese a ello, en los métodos SCR las diferencias en las estimas para los diferentes métodos son menores que para los métodos tradicionales.

Es evidente que la densidad en ríos no es comparable con el caso de un humedal como las Tablas de Daimiel. Sin embargo, como referencia, la densidad obtenida en Las Tablas ($0,557 \pm 0,317$ nutrias/km²) es inferior a la obtenida por varios autores en medios fluviales de España: García-Díaz *et al.* (2009a) estiman $1,41 \pm 0,12$ nutrias/km² en Riobobos (Salamanca), y Ruiz-Olmo *et al.* (2011) un rango de 1,45-6,26 nutrias/km² en el NE de España. En el Parque Nacional, la percepción generalizada del personal es que la población de nutria es ahora menor que antes del período de sequía. Para entender la situación actual, considerando la correlación entre abundancia de nutrias y productividad del ecosistema (Ruiz-Olmo *et al.* 2011) una posible explicación sería la evolución del alimento disponible en Las Tablas en este período de recuperación de la dinámica de encharcamiento. Durante la época estival el consumo de cangrejo rojo por la nutria es muy importante (datos propios). Esto se ha señalado también en el cercano río Estena (Parque Nacional de Cabañeros) por Elvira *et al.* (2006). Sin embargo, en invierno los peces son la base de su alimentación (datos propios). También García-Díaz *et al.* (2009b) señalan una variación estacional en la dieta, con incremento invernal de consumo de peces en varios ríos de Salamanca. En las Tablas, aunque el cangrejo es muy abundante, la comunidad de peces se encuentra aún en recuperación (datos propios inéditos).

Las áreas de campeo que se obtienen a partir del parámetro de movimiento sigma (σ) no tienen un ámbito espacial definido, sino exclusivamente un valor numérico, y no llega a obtenerse información del uso del espacio, por lo que la descripción del hábitat que se realiza es sólo una aproximación suponiendo un área de campeo circular. No obstante, del plano de probabilidad de ubicación de los centros de actividad se intuye un uso secuencial de las zonas menos profundas y orillas, y se localizan los centros de actividad -asimilables a los centros de las áreas de campeo- a una media de 377,5 metros de las orillas, en las zonas de agua libre, pero adyacentes a áreas de vegetación helofítica, que son zonas de alta densidad de cangrejo. El radio del Kernel del 95% (753,45 m) interseca la orilla en 1.400 metros.

Coherentemente con la densidad, para el área de campeo, pese a la elevada desviación estándar que nos limita la interpretación, y considerando además la diferente metodología de cálculo, ya que está referidas a ámbitos lineales o unidimensionales, las superficies que resultan parecen superiores a las obtenidas por otros autores en ríos mediterráneos (Jiménez *et al.* 1998, Ruiz-Olmo *et al.* 2005, Quaglietta 2012). No hay mucha información sobre áreas de campeo de estructura bidimensional. Kruuk *et al.* (1993) describen áreas de campeo en zonas de agua libre de 34-63 ha/individuo en Escocia. Saavedra (2002) cita el caso de una nutria marcada, que desde octubre de 1999 a marzo de 2000 ocupó una zona de marisma en Les Llaunes (Girona) de alrededor de 200 ha, que resultaría similar a nuestro caso.

Las zonas más próximas a las de mayor probabilidad de los centros de actividad son las de agua libre, que son las más profundas del Parque, y que en buena parte están tapizadas por macrófitos. La preferencia por estas profundidades es similar a la descrita por otros autores (Madsen & Prang 2001, Remonti *et al.* 2010, Ruiz-Olmo *et al.* 2011).

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido impulsado por el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, con el apoyo constante de su Director-Conservador, Carlos Ruiz de la Hermosa, y del personal del Parque. Mención especial merecen, por su participación continua en el trabajo de campo, Manuel Escuderos y Jesús García Consuegra, quien diseñó además los soportes para las cámaras y tubos para los atraentes.

Referencias

- Arrendal J., Vilà C. & Björklund M. 2007. Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. *Conservation Genetics*, 8 (5): 1097-1107. doi:10.1007/s10592-006-9266-y
- Chandler R. B. & Royle J. A. 2013. Spatially-explicit models for inference about density in unmarked populations. *The Annals of Applied Statistics*, 7 (2): 936-954. doi:10.1214/12-AOAS610
- Cirujano S., Álvarez-Cobelas M. & Sánchez-Andrés R. 2011. Macrophyte Ecology And Its Long-term Dynamics. In: S. Sánchez-Carrillo & D. G. Angeler (Eds.), *Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands: Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel* (pp. 175-195). Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-90-481-9181-9_7
- Doadrio I. (ed) 2001. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, 374 pp.
- Elvira B., Almodóvar A., Nicola G. & Almeida D. 2006. Impacto de los peces y cangrejo introducidos en el Parque Nacional de Cabañeros. En: L. Ramírez & B. Asensio (Eds.), *Proyectos de investigación en parques nacionales* (pp. 181-193). Madrid: Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. *Redlands CA*. Environmental Systems Research Institute.
- García de Leaniz C. & Forman D. 2006. Non intrusive monitoring of otters (*Lutra lutra*) using infrared technology. *Journal of Zoology*, 270: 577-584. doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00124.x
- García-Díaz P., Arevalo V. & Lizana M. 2011. Comparison of track and direct observation estimations for assessing abundance of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Folia Zoologica*, 60 (1): 37-42.
- García-Díaz P., Arévalo V. & Mateos I. 2009a. Using sightings for estimating population density of Eurasian otter (*Lutra lutra*): a preliminary approach with Rowcliffe et al's model. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 26 (1): 50-59.
- García-Díaz P., Morales M., Lizana M., Gutiérrez F., Acera F., Báez R. & Díez-Frontón D. 2009b. Nuevos datos sobre la distribución y dieta de la nutria paleártica (*Lutra lutra*). *Ecología*, 22: 117-125.
- Gilkinson A. K., Pearson H. C., Wertz F. & Davis R. W. 2007. Photo-Identification of Sea Otters Using Nose Scars. *Journal of Wildlife Management*, 71 (6): 2045-2051. doi:10.2193/2006-410
- Hájková P., Zemanová B., Roche K. & Hájek B. 2008. An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. *Conservation Genetics*, 10 (6): 1667-1681. doi:10.1007/s10592-008-9745-4
- Hung C.-M., Li S.-H. & Lee L.-L. 2004. Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial

- organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. *Animal Conservation*, 7 (3): 301-311. doi:10.1017/S1367943004001453
- Jiménez J. 2005. *Adaptaciones de la nutria (Lutra lutra L., 1758) a la variación de los recursos en ambientes mediterráneos*. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia.
- Jiménez J., Ruiz-Olmo J. & Pascual A. 1998. Uso del espacio en una población de Nutrias en el Río Bergantes (CH Ebro). *Galemys*, 10 (NE): 201-208.
- Jones L. & Raphael M. 1993. *Inexpensive camera systems for detecting martens, fishers, and other animals: guidelines for use and standardization*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-306. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 22 p. Oregon.
- Koelewijn H. & Pérez-Haro M. 2010. The reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) into the Netherlands: hidden life revealed by noninvasive genetic monitoring. *Conservation Genetics*, 11(2): 601-614.
- Kruuk H., Carss J., Conroy W. & Durbin L. 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 65: 171-191.
- Kruuk H. 1995. *Wild Otters: Predation and Populations*. Oxford University Press, USA, 304 pp.
- Lampa S., Henle K., Klenke R., Hoehn M. & Gruber B. 2013. How to overcome genotyping errors in non-invasive genetic mark-recapture population size estimation—A review of available methods illustrated by a case study. *The Journal of Wildlife Management*. doi:10.1002/jwmg.604
- Lanszki J., Hidas A., Szentes K., Révay T., Lehoczky I., Jeney Z. & Weiss S. 2010. Genetic structure of otter (*Lutra lutra*) populations from two fishpond systems in Hungary. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 75(5): 447-450. doi:10.1016/j.mambio.2009.09.006
- Macdonald D. & Harrington L. 2012. A pilot study to assess the feasibility of using camera trap surveys to estimate otter numbers. <www.ptes.org/files/1718_ otter_camera_traps_final_report.pdf> Downloaded on 31 July 2013
- Madsen A. & Prang A. 2001. Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriologica*, 46(2): 171-179.
- Meredith M. & Ridout M. 2013. *overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns* (No. R package version 0.2.0.). <http://cran.r-project.org/package=overlap>
- Plummer M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. In K. Hornik, F. Leisch & A. Zeileis (Eds.), *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing March 2002* (p. 0).
- Prigioni C. 2006. Otter *Lutra lutra* movements assessed by genotyped spraints in southern Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 17(1): 91-96.
- Prigioni C. & Remonti L. 2006. Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in southern Italy. *Journal of Mammalogy*, 87(5): 855-858. doi:10.1644/05-MAMM-A-294R1.1
- Quaglietta L. 2012. *Ecologia e comportamento della lontra eurasiatica (Lutra lutra) in un'area mediterranea (Alentejo, Portugal)*. Tesis Doctoral, Universidad de Roma, Roma.
- Quaglietta L., Mira A. & Boitani L. 2011. Home ranges, activity patterns and habitat selection of Mediterranean otters (*Lutra lutra*): the need to cope with highly variable environmental conditions. In C. Prigioni, A. Loy, A. Balestrieri, & L. Remonti (Eds.), *XIth International Otter Colloquium* (p. 18). Associazione Teriologica Italiana.
- Remonti L., Prigioni C., Balestrieri A., Sgrosso S. & Priore G. 2010. Eurasian otter (*Lutra lutra*) prey selection in response to a variation of fish abundance. *Italian Journal of Zoology*, 77(3): 331-338. doi:10.1080/11250000903229809.
- Romero R. (2006). *La nutria (Lutra lutra L.) en Galicia: Distribución geográfica y ecología trófica de las poblaciones costeras*. Tesis Doctoral. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela
- Rosoux R. & Libois R. M. 1996. Use of day resting places by european otter (*Lutra lutra*) in the Marais Poitevin (France). A radiotracking study. Pages 199-212 in. *Proceedings of the European Congress of Mammalogy*. Museu Bocage, Lisboa.
- Royle J. A., Chandle, R. B., Sollmann R. & Gardner B. 2013. *Spatial Capture-Recapture* (p. 612). Elsevier/ Academic Press. Waltham, Massachusetts.
- Royle J. A. & Dorazio R. M. 2012. Parameter-expanded data augmentation for Bayesian analysis of capture-recapture models. *Journal of Ornithology*, 152(S2): 521-537. doi:10.1007/s10336-010-0619-4
- Ruiz-Olmo J. 1995. Visual census of Eurasian otter (*Lutra lutra*): a new method. In C. Reuther & D. Rowe-Rowe (Eds.), *Proceedings of 6th International Otter Colloquium, Pietermaritzburg (South Africa)*: 125-130.
- Ruiz-Olmo J., Margalida A., & Batet A. 2005. Use of small rich patches by Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) females and cubs during the pre-dispersal period. *Journal of Zoology*, 265(4), 339-346. doi:10.1017/S0952836905006424
- Ruiz-Olmo J., Saavedra D., & Jiménez J. 2001. Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Journal of Zoology*, 253(3): 359-369. doi:10.1017/S0952836901000334
- Ruiz-Olmo J., Batet A., Mañas F. & Martínez-Vidal R. 2011. Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. *European Journal of Wildlife Research*, 57(4): 827-842.
- Saavedra D. 2002. *Reintroduction of the Eurasian Otter (Lutra lutra) in Muga and Fluvià basins (North-Eastern*

- Spain*): viability, development, monitoring and trends of the new population. Tesis Doctoral, Universidad de Girona. 218 p.
- Sollmann R., Gardner B. & Belant J. L., 2012. How does spatial study design influence density estimates from spatial capture-recapture models? J. M. Waterman, ed. *PLoS ONE*, 7(4): 1-8.
- Sulkava R., 2007. Snow tracking: a relevant method for estimating otter *Lutra lutra* populations. *Wildlife Biology*, 13(2): 208-218.
- Sulkava R. & Liukko U. 2007. Use of snow-tracking methods to estimate the abundance of otter (*Lutra lutra*) in Finland with evaluation of one-visit census for monitoring purposes. *Annales Zoologici Fennici*, (June), 179-188.
- The R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria*.

Associate Editor was Jordi Ruiz-Olmo

Apéndice 1. Imágenes diurnas y nocturnas de fototrampeo de la nutria en Las Tablas de Daimiel.



Muestreo piloto en orilla

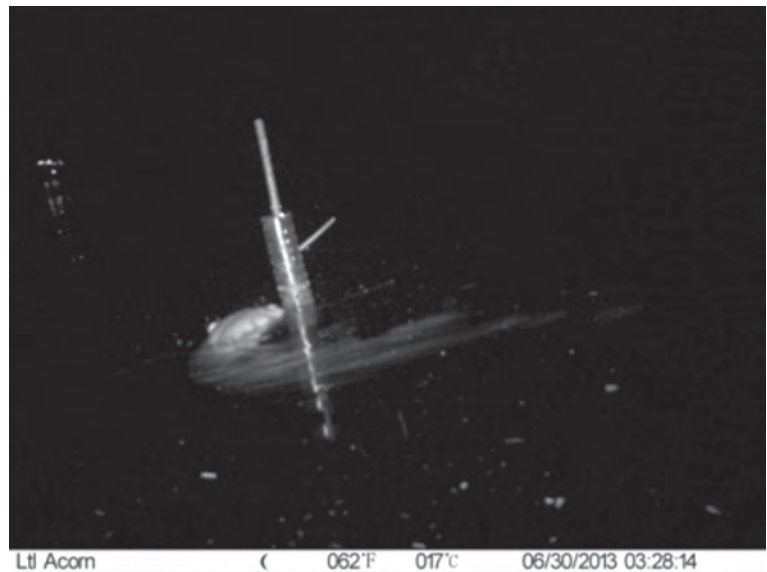


Muestreo piloto en orilla, con tubo perforado para el atrayente.



Muestreo en el agua. Estación en la zona sur.

Muestreo en el agua. Estación en la zona sur.



Muestreo en el agua. Estación en la zona norte



Muestreo en el agua. Estación en la zona norte



Apéndice 2. Código R y modelo JAGS utilizado para la estima de densidad de nutria en Las Tablas de Daimiel.

<p>CAPTURA-RECAPTURA SECR NUTRIA SIN IDENTIFICACIÓN + MUESTREO DE DISTANCIAS Parque Nacional de las Tablas de Daimiel José Jiménez 29/07/2013 16:49:13</p>
--

```

rm(list=ls(all=TRUE))
nutria1<-read.table("camaras.txt", header=TRUE)
nutria2<-nutria1/100

X<-cbind(nutria2[,2],nutria2[,3])/5

xl<-min(X[,1]); xu<-max(X[,1])
yl<-min(X[,2]); yu<-max(X[,2])

xlim<-c(xl,xu); ylim<-c(yl,yu)

nutria<-read.table("Nutria.txt", header=FALSE)
dim(nutria)
nutria<-nutria[,1:91]
nutria22 <- c(as.matrix(nutria))           # Con esto pasamos a vector y convertimos en
                                           # matriz utilizable

y<-matrix(nutria22, ncol=91, nrow=31)
apply(y, 2, sum)
sum(apply(y, 2, sum))

MASKt<- read.table("MASK.txt", header=F)   # Máscara de operatividad
MASKtt<-as.matrix(MASKt)
MASK<-matrix(MASKtt, nrow=31, ncol=91)
KT <- apply(MASK, 1, sum)

Zknown<-NULL                               # Animales marcados
data<-list('y'=y, 'X'=X, 'Zknown'=Zknown)

# Muestreo de distancias
x1<-c(0)/100
x2<-c(0)/100
x3<-c(35)/100

nz<-100                                     # Aumentado de datos

#x<- simdist.fn()
nind1<-length(x1);y1<-c(rep(1,nind1),rep(0,nz));x1<-c(x1,rep(NA,nz))
nind2<-length(x2);y2<-c(rep(1,nind2),rep(0,nz));x2<-c(x2,rep(NA,nz))
nind3<-length(x3);y3<-c(rep(1,nind3),rep(0,nz));x3<-c(x3,rep(NA,nz))

# Especificamos el modelo en BUGS
sink("model.txt")
cat("
model {

  # A priori
  psi ~ dgamma(0.005, 0.005)
  p ~ dunif(0, 1)

```

```

sigma1~ dunif(0, 10)
sigma2 <- sigma1*sigma1

mean.lp <- logit(mean.p)
mean.p ~ dunif(0, 1)
tau <- 1 / (sd * sd)
sd ~ dunif(0, 5)

# Probabilidad
for(i in 1:(nind1+nz)){
  w1[i]~dbern(psi)
  x1[i]~dunif(0, 1)
  logp1[i]<- -((x1[i]*x1[i])/sigma2)
  p1[i]<-exp(logp1[i])
  mu1[i]<-w1[i]*p1[i]
  y1[i]~dbern(mu1[i])
}
for(i in 1:(nind2+nz)){
  w2[i]~dbern(psi)
  x2[i]~dunif(0, 1)
  logp2[i]<- -((x2[i]*x2[i])/sigma2)
  p2[i]<-exp(logp2[i])
  mu2[i]<-w2[i]*p2[i]
  y2[i]~dbern(mu2[i])
}
for(i in 1:(nind3+nz)){
  w3[i]~dbern(psi)
  x3[i]~dunif(0, 1)
  logp3[i]<- -((x3[i]*x3[i])/sigma2)
  p3[i]<-exp(logp3[i])
  mu3[i]<-w3[i]*p3[i]
  y3[i]~dbern(mu3[i])
}

# A priori
lam0 ~ dunif(0,5)
sigma ~ dgamma(1,1)
for(i in 1:M) {
  z[i] ~ dbern(psi)
  s[i,1] ~ dunif(xlim[1], xlim[2])
  s[i,2] ~ dunif(ylim[1], ylim[2])
  for(j in 1:J) {
    dist[i,j] <- (s[i,1] - X[j,1])^2 + (s[i,2] - X[j,2])^2
    y[i,j] ~ dbin(lam[i,j],KT[j])
    lam[i,j] <- lam0*exp(-dist[i,j]/(2*sigma^2))*z[i]
  }
}
for(j in 1:J){
  bigLambda[j] <- sum(lam[,j])
  for(k in 1:K) {
    n[j,k] ~ dpois(bigLambda[j])
  }
}
N <- sum(z[])
} # Fin del modelo
",fill = TRUE)
sink()

```

```
xlim[1] = min(xlim[1]); xlim[2] = max(xlim[2])
ylim[1] = min(ylim[1]); ylim[2] = max(ylim[2])

# Preparamos datos
dat2 <- list(n=data$y, X=data$X, M=100, J=nrow(data$y), K=ncol(data$y),
  xlim=c(xlim[1],xlim[2]), ylim=c(ylim[1],ylim[2]),'nind1'=nind1,'nind2'=nind2,
  'nind3'=nind3,'x1'=x1,'x2'=x2,'x3'=x3,'nz'=nz,'y1'=y1,'y2'=y2,'y3'=y3,'KT'=KT)

# Valores iniciales
init2 <- function() list(sigma=runif(1,0.4,2), lam0=runif(1), z=rep(1,dat2$M))

# Parámetros a monitorizar
pars1 <- c('lam0', 'sigma', 'N', 'psi', 's', 'z')

library(rjags)
jm<-jags.model('model.txt', dat2, init2, n.chains=3, n.adapt=500)
jc<-coda.samples(jm, pars1, n.iter=1000)

summary(jc)
```