

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
ESCUÉLA DE POSGRADO

**Ocupación y distribución potencial de la nutria neotropical
(*Lontra longicaudis*) asociada a variables ambientales en la
cuenca del río San Juan, Costa Rica**

por

Victor Manuel Santiago Plata

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado
como requisito para optar por el grado de

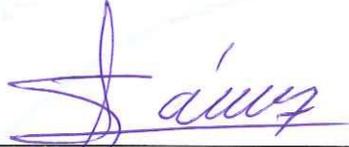
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de
Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2013

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

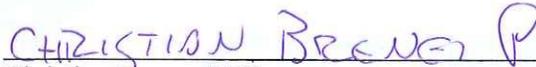
FIRMANTES:



Joel Sáenz, M.Sc.
Codirector de tesis

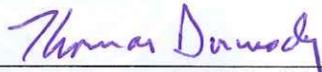


Manuel Spínola, Ph.D.
Codirector de tesis

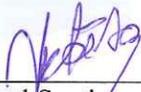


Christian Brenes, M.Sc.
Miembro Comité Consejero

Fabrice De Clerck, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Thomas Dormody, Ph.D. / Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Decano / Vicedecano de la Escuela de Posgrado



Víctor Manuel Santiago Plata
Candidato

DEDICATORIA

A mi mamá por ser padre y madre....por su ejemplo de fortaleza y dedicación...

Para Faby... que me cuida y acompaña a cada paso que doy...

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada a través del programa becas CONACYT-Gobierno del Estado de Tabasco. A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), por la beca otorgada estos dos años.

A los miembros del comité asesor: Joel Sáenz y Manuel Spínola, por toda la ayuda, consejos, enseñanzas y revisiones al documento a lo largo de este camino. A Christian Brenes por todas las ideas aportadas, en especial a todas sus asesorías sobre SIG.

A Fabrice DeClerck y Alejandra Martinez por permitirme colaborar en el Programa Monitoreo de Aves (PMA) del CATIE.

Al Dr. Lee Vierling de la Universidad de Idaho, y al Laboratorio de Teledetección y Sistemas de Información Geográfica (TELESIG) de la Universidad Nacional que me facilitaron y permitieron usar las imágenes aéreas de la zona de estudio. Al FONAFIFO por facilitarme la información digital referente a la cobertura forestal de Costa Rica. A Giovanni Camacho por permitirme hacer de su casa mi cuartel general durante el periodo de tiempo que estuve en la zona de Sarapiquí. A Don Gil y su familia que me abrieron las puertas de su hogar compartiendo conmigo su mesa. A todos los finqueros y personas que me dieron autorización de entrar a sus terrenos para llegar a los ríos donde trabajaba.

A mis compañeros de promoción por esa gran aventura por la que pasamos estos dos años, por su amistad y por enseñarme tanto de sus países. Serán inolvidables esas fiestas, comidas y platicas. Son y serán parte de nuestra vida, sin duda alguna lo mejor de haber venido a CATIE fue haberlos conocido.

A mis amigos Elías Gordillo y Fabiola de la Cruz...por ser parte importante en mi vida, por esas charlas y planes de viaje, pero sobre todo por sus consejos y las ganas que despiertan en mí de superarme día a día.

A Coral Pacheco y Juan de Dios Valdez por creer en mí a pesar de conocerme muy poco haya por el 2006...por enseñarme a dar mi mejor esfuerzo en cada actividad realizada....por ser excelentes profesores, jefes y extraordinarios amigos que siempre están pendiente de nosotros....Como bien lo dijo Faba, ustedes son nuestro ejemplo a seguir...Doitor Valdez no se realmente si aún estoy asilvestrado con el tiempo usted me dirá...

A mi mamá por ser mi ejemplo de dedicación y trabajo, a mis hermanos porque dentro de mí hay un pedacito de cada uno de ellos, por todos sus consejos, por apoyarme a la distancia, pero sobre todo mil gracias porque no importa que tan ocupados puedan estar, siempre tienen tiempo para mí, y finalmente a mis sobrinos que son la alegría del hogar.

Y finalmente quisiera agradecer a mi ángel de la guarda, a la persona que camina junto a mí, y me apoya incondicionalmente...a la persona que no me deja caer y que me anima a seguir cuando me siento derrotado, la que me hace reír con sus ocurrencias y vaya que luego sale con cada cosa. A Faby, mi novia, compañera y amiga.

RESUMEN

El presente estudio tuvo como objetivo determinar la distribución potencial de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la cuenca del río San Juan (CRSJ) en Costa Rica, e identificar que variables locales y de paisaje están asociadas a su presencia. Se seleccionaron al azar 40 sitios de muestreo en los cuales se instalaron transectos de 3,600 m de longitud divididos en sub-segmentos de 400 m. En cada sitio de muestreo se determinó la presencia de la nutria mediante la detección de rastros, asociando esta presencia con 13 variables locales y seis variables de paisaje. Se relacionó la presencia de la nutria y las variables seleccionadas mediante modelos de ocupación. Para conocer la estructura del paisaje en los sitios de muestreo se creó un buffer de un 1 km de radio donde se generó y digitalizó un mapa de uso de suelo escala 1:15,000; posteriormente, mediante FRAGSTATS 3.3 se midieron ocho métricas descriptivas del paisaje en dos niveles (clase y paisaje). Para determinar la distribución potencial de la nutria en la cuenca, se utilizaron los rastros obtenidos en los transectos, de manera adicional se aplicaron entrevistas semiestructuradas a la población local asentada en la orilla de los ríos visitados. Se generaron dos modelos predictivos en MAXENT; el modelo1 se construyó a partir de registros de clase I (presencia en transectos, n=25) y el modelo2 con registros clase II (presencia por entrevistas, n=33). Para la construcción de los modelos predictivos se utilizaron nueve capas ambientales con tamaño de celda de 30 m. Se estimó una probabilidad de ocupación del 72% (psi=0.72; 95%; IC=0.51-0.86) y una probabilidad de detección constante de p=0.26 (95% IC= 0.20-0.33) para la nutria en la CRSJ. La presencia de la nutria a escala local estuvo relacionada (mejor modelo de acuerdo al criterio de *Akaike*) con la densidad de árboles y el número de troncos mientras que a escala de paisaje el mejor modelo que describió la presencia de la nutria fue el conformado por el tipo de jerarquía de ríos y el uso urbano del suelo. Así mismo, se observó una relación negativa entre el uso urbano del suelo y la probabilidad de ocupación. De acuerdo al análisis de composición del paisaje realizado para los 40 sitios de muestreo, estos están compuestos de 1,433 parches de los cuales 543 (16.18 km²) corresponden a la clase bosque y 422 (15.34 km²) a la clase pastizal. El sitio de muestreo con el índice de diversidad de Simpson de mayor valor se registró en el río San Carlos (0.76). Al analizar el área bajo la curva (AUC; por sus siglas en inglés) se observó

una capacidad predictiva excelente ($AUC=0.955$) para el modelo1, así como una buena capacidad predictiva del modelo2 ($AUC=0.899$). Mediante el análisis de colección de bandas se determinó una fuerte similitud ($r=0.802$) entre las dos capas ráster (modelo1 y modelo2) generadas en MAXENT. De acuerdo a la prueba de “jackknife”, la variable distancia a ríos de jerarquía alta es la que por sí sola podría predecir de manera efectiva la distribución y presencia de la nutria en la CRSJ.

SUMMARY

The present study aimed to determine the potential distribution of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the San Juan Basin (SJR) in Costa Rica, and identify which variables are local and landscape associated with their presence. For this purpose, 40 sampling sites were randomly selected and within them, forty (3,600 m long) transects were located. In each site, the presence of otters was assessed by track identification and associated with 13 local variables and 6 landscape variables. The presence of otters and the selected variables were related by means of occupation models. In order to assess the landscape structure in the sampling sites, a 1km (radius) buffer area was created; within this area, a land use map scale 1:15000 was generated and digitalized. Next, FRAGSTATS 3.3 was used to measure eight landscape-descriptive measurements in two levels (class and landscape). In order to visually represent the potential presence of otters within a basin, we used the tracks obtained in transects and additionally conducted interviews to locals. Two descriptive models were generated in MAXENT: Model 1 was constructed from class I records (presence in transects=25) and Model 2 with class II records (presence assessed from interviews, n=33). In order to construct the predictive models, we built nine environment layers with grid size of 30 m. We estimated an probability of occupancy 72% ($\psi=0.72$; 95% IC=0.51-0.86) and a constant detection probability of $p=0.26$ (95% IC=0.20-0.33) for otters in CRSJ. The presence of otters at the local scale was determined by the tree density and number of trunks on the other hand, at the landscape scale, presence was related to river hierarchy and urban landuse. Furthermore, there was a negative correlation between urban landuse and the probability of occupation. Within the study area 1,433 patches were quantified, out of which 543 (16.18 km²) correspond to the “forest” class and 422 (15.34 km²) to the class “grasslands”. The site with the highest Simpson diversity index was located within the San Carlos River (0.76). After analyzing the area under the curve (AUC), Model 1 was found to have an excellent predictive capacity (AUC=0.955) and Model 2 showed good predictive capacity (AUC=0.899) as well. In band collection analyses, a strong similarity ($r=0.802$) between the two raster layers (Model1 and Model2) generated in MAXENT was observed. The jackknife test revealed that the variable “distance to high-hierarchy Rivers” is the one variable that could by itself, predict distribution and presence of otters in CRSJ.

INDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Objetivos del estudio.....	3
1.1.1	Objetivo general	3
1.1.2	Objetivos específicos.....	3
1.2	Hipótesis.....	3
2	MARCO CONCEPTUAL.....	4
2.1	Nutria neotropical (<i>Lontra longicaudis</i>).....	4
2.2	Uso de hábitat.....	5
2.3	Elementos de hábitat y paisaje que influyen en la presencia de la nutria neotropical ..	7
2.4	Modelos de distribución como herramienta de predicción	8
2.5	Modelos de ocupación.....	9
2.6	Maxent.....	10
3	BIBLIOGRAFÍA	12
ARTÍCULO 1. VARIABLES LOCALES Y DE PAISAJE QUE INFLUYEN EN LA PRESENCIA DE LA NUTRIA NEOTROPICAL (<i>LONTRA LONGICAUDIS</i>) EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, COSTA RICA		
22		
1	INTRODUCCIÓN	23
2	METODOLOGÍA	24
2.1	Área de estudio.....	24
2.2	Método	28
2.2.1	Selección de sitios de muestro.....	28
2.2.2	Caracterización y selección de variables locales.....	29
2.2.3	Caracterización y selección de las variables de paisaje	31
2.3	Análisis Estadísticos	32
3	RESULTADOS.....	32
4	DISCUSIÓN	41
5	CONCLUSIONES IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL MANEJO	46
6	BIBLIOGRAFÍA	47

ARTÍCULO 2. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL Y CONOCIMIENTO LOCAL DE LA	
NUTRIA NEOTROPICAL (LONTRA LONGICAUDIS) EN LA CUENCA DEL RÍO	
SAN JUAN, COSTA RICA	
	55
1	INTRODUCCIÓN
	56
2	METODOLOGÍA
	58
2.1	Área de estudio.....
	58
2.2	Método
	60
2.2.1	Composición y estructura del paisaje.....
	60
2.2.2	Selección de sitios de muestreo para la obtención de registros de nutria.....
	62
2.2.3	Selección de variables utilizadas en la elaboración del modelo.....
	63
2.2.4	Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ
	65
2.2.5	Conocimiento local sobre la nutria en la CRSJ.....
	67
3	RESULTADOS.....
	67
3.1	Composición y estructura del paisaje.....
	67
3.2	Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ
	69
3.3	Conocimiento y percepción sobre la nutria en la CRSJ
	75
4	DISCUSIÓN
	77
4.1	Composición y estructura del paisaje.....
	77
4.2	Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ.....
	78
4.3	Conocimiento y percepción sobre la nutria en la CRSJ.....
	82
5	CONCLUSIONES E IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL
MANEJO.....	
	84
6	BIBLIOGRAFÍA
	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del arreglo espacial y temporal de las interacciones entre los organismos y su hábitat.....	6
Figura 2. Cuenca del Río San Juan en Costa Rica y ubicación (temporal-espacial) de transectos recorridos para la búsqueda de rastros de nutria neotropical.....	25
Figura 3. Mapa con las zonas de vida presentes en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012..	27
Figura 4. Esquema del diseño de unidades primarias y secundarias para determinar la presencia de la nutria en los sitios de muestreo.....	28
Figura 5. Probabilidad de ocupación de la nutria en sub-cuencas de acuerdo a las estimaciones de los muestreos realizados en la Cuenca del Río San Juan, 2012. I.....	35
Figura 6. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la densidad de árboles en la ribera de los ríos (denarb) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.....	37
Figura 7. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y el número de troncos en los cuerpos de agua (#troncos) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.....	37
Figura 8. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la proporción de uso de suelo destinado a uso urbano (usurb) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.....	39
Figura 9. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la jerarquía (jrquia) de los ríos de acuerdo al mejor modelo seleccionado.	40
Figura 10. Probabilidad de detección para cada sub-segmento de las unidades de muestreo primarias establecidas en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	40
Figura 11. Mapa de ubicación de la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica..	59
Figura 12. Evaluación del modelo1 mediante el análisis del Área bajo la curva (AUC).	69
Figura 13. Resultado de la prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) para determinar la importancia de las variables en el modelo1 de acuerdo al AUC.	70
Figura 14. Modelo predictivo de la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012 (n=25).....	71
Figura 15. Evaluación del modelo2 mediante el análisis del Área bajo la curva (AUC).	72

Figura 16. Resultado de la prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) para determinar la importancia de las variables en el modelo2 de acuerdo al AUC. 73

Figura 17. Modelo predictivo de la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012 (n=33). 74

Figura 18. Análisis de correspondencia canónica entre la jerarquía (baja y alta) de los ríos, con relación a las causas de la disminución de nutrias de acuerdo a las personas entrevistadas. 76

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Áreas totales y porcentajes de extensión de cada una de las Zonas de vida presentes en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.	26
Cuadro 2. Variables locales medidas en cada sub-segmento de las unidades primarias establecidas en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2102.....	30
Cuadro 3. Variables de paisaje medidas en cada unidad primaria que fue establecida en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	31
Cuadro 4. Resumen de valores promedio obtenidos de 13 variables locales consideradas para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	33
Cuadro 5. Resumen de valores promedio (en %) obtenidos de seis variables de paisaje consideradas para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	34
Cuadro 6. Comparación de modelos (variables locales) considerados para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.	36
Cuadro 7. Comparación de modelos (variables de paisaje) considerados para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.	38
Cuadro 8. Imágenes aéreas utilizadas para digitalizar el uso del suelo (Escala 1:15,000) para cada sitio de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	60
Cuadro 9. Métricas de composición y estructura a nivel de clase y paisaje medidas dentro de los 40 sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.....	61
Cuadro 10. Capas de información digital ingresadas a Maxent para modelar la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012. .	64
Cuadro 11. Valores promedio de la estructura del paisaje con relación a métricas a nivel de clase en los 40 sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012..	68
Cuadro 12. Matriz de correlación entre las capas ráster del modelo1 y modelo2 generados en MAXENT.	75

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

INBIO: Instituto Nacional de Biodiversidad

CRSJ: Cuenca del Río San Juan

OEA: Organización de los Estados Americanos

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

CITES: Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora

MDE: Modelos de distribución de especies

ITCR: Instituto Tecnológico de Costa Rica

CBSS: Corredor Biológico San Juan-La Selva

SIG: Sistema de Información Geográfica

CIA: Criterio de Información de Akaike

AUC: Area Under the Curve

ROC: Receiver Operating Characteristic

m: metros

msnm: metros sobre el nivel del mar

ha: hectáreas

1 INTRODUCCIÓN

La pérdida de hábitat producto de la fragmentación y el cambio de uso de suelo, principalmente para la agricultura, son reconocidos como las principales causas de extinción local y/o regional de diferentes especies (Kumar et ál. 2010). Ante esta problemática, está claro que los esfuerzos de conservación de hábitats y especies deben estar orientados a implementar estrategias que permitan una planeación sistemática de la biodiversidad (Naoki et ál. 2006, Herrera y Finegan 2008). Una de esas estrategias es la selección de áreas prioritarias a partir de especies focales con requerimientos de hábitats específicos (Margules y Pressey 2000), no obstante para que esta estrategia de conservación sea eficiente se hace necesario contar con el conocimiento taxonómico, la ecología y los patrones de distribución de las especies de interés (Mercado y Wallace 2010).

Para muchas especies los aspectos anteriores no han sido del todo estudiados y en algunos casos muchas de ellas son pobremente conocidas (Naoki et ál. 2006), lo que repercute a la hora de tomar decisiones de manejo ante las amenazas y posibles efectos de las actividades humanas (Mercado y Wallace 2010). Un ejemplo de lo anterior es la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*), esta especie cuenta con un ámbito geográfico desde el Norte de México hasta el Sur de Brasil (Kruuk 2006), sin embargo esta categorizada como una especie con *Datos Insuficientes* por la UICN (UICN 2012), ya que no existe información estandarizada sobre cambios en la extensión de su presencia o áreas de ocupación a lo largo de su distribución (Waldemarin y Álvarez 2008).

En Costa Rica, el primer acercamiento hacia la especie fue realizado por Cabrera (1924), posterior a ello la mayoría de los reportes sobre la presencia de la nutria neotropical en el país, fueron realizados mediante la colecta de rastros aislados o registros de su presencia a partir de inventarios mastozoológicos (Goodwin 1946, Morua-Navarro 1986, Timm et ál. 1989, Macdonald y Mason 1992, Pacheco et ál. 2004). Los pocos estudios que existen sobre la nutria en el país, se han enfocado principalmente en conocer aspectos de su dieta y la abundancia de sus poblaciones (Spínola y Vaughan 1995a, b, Rojas y Marozzi 2005, Madrigal y Gamboa 2007, González-Navarro et ál. 2010).

De acuerdo al Instituto Nacional de Biodiversidad (INBIO), en Costa Rica la nutria se distribuye a lo largo del territorio nacional donde se ha confirmado su presencia en 10 Áreas de Conservación incluyendo la cuenca del río San Juan (INBIO 2011). La cuenca del río San Juan (CRSJ) es la segunda cuenca de mayor importancia en Centroamérica ya que conserva importantes reservorios de agua dulce (Boeglin 2011), así como una gran diversidad paisajística la cual esta definida por cambios altitudinales abruptos (de 30 a 3,000 msnm), morfológicos (montañas y llanuras), y climáticos (desde el Pacífico seco hasta el Caribe muy húmedo) a lo largo de su extensión (IICA 2007). Estas características, sumadas a la baja densidad poblacional existente en muchas partes de la cuenca, y al hecho de que la CRSJ conserva el relicto de bosque húmedo tropical de mayor dimensión al norte de la región amazónica (OEA 1997, PROCUENCA-San Juan 2004), la ha posicionado como una zona de vital importancia para la biodiversidad, debido a la variedad de ecosistemas y hábitats presentes (Wo-Ching 1997).

Pese a su importancia, en los últimos años el paisaje dentro de la CRSJ ha sufrido un acelerado proceso de fragmentación amenazando seriamente la conectividad ecológica en la cuenca (Chassot y Monge-Arias 2011). Entre las principales amenazas se encuentran: a) la tala ilegal y la explotación maderera, b) el represamiento o redireccionamiento de aguas superficiales, c) la cacería ilegal, d) las quemadas recurrentes de pastizales, y e) la proliferación de monocultivos con manejo intensivo (banano, piña, naranja y palma africana) lo que ha generado impactos negativos sobre los recursos hídricos, influyendo en la aparición de escenarios de erosión y sedimentación (PROCUENCA-San Juan 2004, Vega-Garcia 2006, Chassot y Monge-Arias 2011). Teniendo en cuenta lo anterior, se planteó como propósito de este trabajo identificar, cuales son los factores ambientales que influyen en la presencia de la nutria dentro de la cuenca del río San Juan en Costa Rica, con dicha información se modeló la distribución potencial de la especie en la región y se identificó zonas apropiadas para el amortiguamiento y la restauración ecológica de la CRSJ.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 Objetivo general

Determinar la distribución de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la cuenca del río San Juan, e identificar que variables locales y de paisaje están asociadas a su presencia.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar la presencia de la nutria en la cuenca del río San Juan.
- Identificar factores del hábitat y paisaje relacionados con la presencia de la nutria en la cuenca del río San Juan.
- Modelar espacialmente la presencia de la nutria en la cuenca del río San Juan.
- Describir y analizar la percepción de la población local sobre la nutria y las perspectivas de conservación de la especie en la cuenca del río San Juan.

1.2 Hipótesis

- Los elementos de hábitat (cobertura arbórea y arbustiva), y la jerarquía de los cuerpos de agua, así como variables de paisaje relacionadas a la cobertura forestal influyen en la presencia de la nutria en hábitats de la cuenca del río San Juan.

Esperándose una mayor presencia de nutrias (número de rastros) en áreas colindantes a cuerpos de aguas perennes, provistas de mayor cobertura vegetal, en contraste con áreas donde predominan pastizales y cultivos.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 Nutria neotropical (*Lontra longicaudis*)

Las nutrias son mamíferos medianos del orden Carnívora pertenecientes a la familia de los mustélidos, esta familia también es descrita como el grupo de las comadrejas (Leopold 1977, Chanin 1985). En Costa Rica la familia mustelidae está representada por una especie de comadreja (*Mustela frenata*), una de grisón (*Galactis vittata*) y tayra (*Eira barbara*), tres especies de zorrillos (*Mephitis macroura*, *Conepatus semistriatus* y *Spilogale putorius*) y *Lontra longicaudis* también conocida como nutria o perro de agua (Carrillo et ál. 2002, Wainwright 2007).

La especie se caracteriza por tener un cuerpo alargado y musculoso, presenta extremidades cortas y fuertes con cinco dedos en cada pata mismos que están unidos entre sí por una membrana interdigital. Presentan dimorfismo sexual, siendo los machos un 25% más grande que las hembras, su peso varía frecuentemente entre los 10 y 15 kg (Larivière 1999, Kruuk 2006, Wainwright 2007).

Con excepción de Chile (Larivière 1999), la nutria neotropical se distribuye desde México a hasta Sudamérica incluyendo la parte norte de Argentina y el Océano Atlántico en Brasil (Larivière 1999, Kruuk 2006). Se ha informado la presencia de la especie en ríos o cuerpos de agua desde el nivel del mar hasta los 3,000 metros de altitud (Wainwright 2007). De acuerdo con Larivière (1999) en Costa Rica la especie es más común por debajo de los 300 msnm, sin embargo Carrillo et ál. (2002) la sitúan desde el nivel del mar hasta los 2000 m de altitud en las vertientes del Caribe y el Pacífico. Debido a este amplio ámbito geográfico de la nutria, es común que la especie ocupe una variedad de hábitats y climas muy diversos (Larivière 1999) asociados a ecosistemas acuáticos con características lenticas o loticas (Kruuk 2006) reconociéndose la importancia de la cubierta vegetal al borde de los cuerpos de agua, así como zonas de playones con presencia de rocas, troncos y pozas que constituyan oportunidades de refugio, descanso y escenarios adecuados para la persecución y captura de sus presas (Spínola y Vaughan 1995b, Parera 1996).

Con relación a sus hábitos alimentarios, diversos estudios mencionan que la especie muestra mayor preferencia por peces de las familias Callichthyidae, Cichlidae, Characidae, Gobiesoxidae, Mugilidae, Scianidae y Pimelodidae (Colares y Waldemarin 2000, Louzada-Silva et ál. 2002, Alarcón y Simões-Lopes 2004, Díaz-Gallardo et ál. 2007) y crustáceos, principalmente de los géneros *Macrobrachium spp.* y *Atya spp.* (Spinola y Vaughan 1995b, Gallo-Reynoso 1997, Casariego-Madorell et ál. 2008). Complementa su alimentación con anfibios, reptiles, insectos, aves y pequeños mamíferos variando significativamente las proporciones de estos ítems entre los distintos ambientes (Parera 1996, Gallo et ál. 2008, Marques-Quintela y Gatti 2009, Platt y Rainwater 2011).

El Plan de Acción para la conservación de las nutrias en Latinoamérica reconoce que la destrucción del hábitat y la contaminación de los cuerpos de agua son las amenazas principales para las poblaciones de nutria en la región (Chehebar 1990). Actualmente, la especie se encuentra dentro del Apéndice I (Peligro de Extinción: no se puede comercializar bajo ningún pretexto) de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres (CITES 2011), y la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) la cataloga como *insuficientemente conocida* (Waldemarin y Álvarez 2008). En Costa Rica la nutria es catalogada como una especie con poblaciones reducidas siendo protegida y regulada por la Ley de Conservación de la Vida Silvestre No. 7317 (Ley No. 7317).

2.2 Uso de hábitat

De acuerdo con Thomas (1979) y Hall et ál. (1997) un hábitat es la suma de recursos, condiciones físicas y ambientales dentro de un área determinada que le permite a una especie satisfacer sus necesidades básicas de: alimentación, reproducción y refugio. A pesar de lo puntual y sencilla que pudiera parecer la definición anterior, la palabra hábitat ha sufrido una serie de ambigüedades que han derivado diversas confusiones debido a los distintos términos (p. ej., cobertura vegetal, usos del suelo, microhábitat, macrohábitat, etc.) con los que se ha asociado para describir la relación existente entre los organismos con su medio (Block y Brennan 1993).

Actualmente, los estudios sobre uso y selección de hábitat han surgido como una herramienta útil para la gestión de la vida silvestre ya que nos permiten comprender como los animales interactúan con su entorno (Jones 2001), no obstante en muchas ocasiones estos estudios se ven obstaculizados por la dificultad de cuantificar todos los parámetros bióticos y abióticos que pudieran influir en estas interacciones (Balestrieri et ál. 2009), debido a que la relación especie-hábitat, involucra numerosos procesos que tienen lugar a diferentes escalas y niveles espaciales (Figura 1).

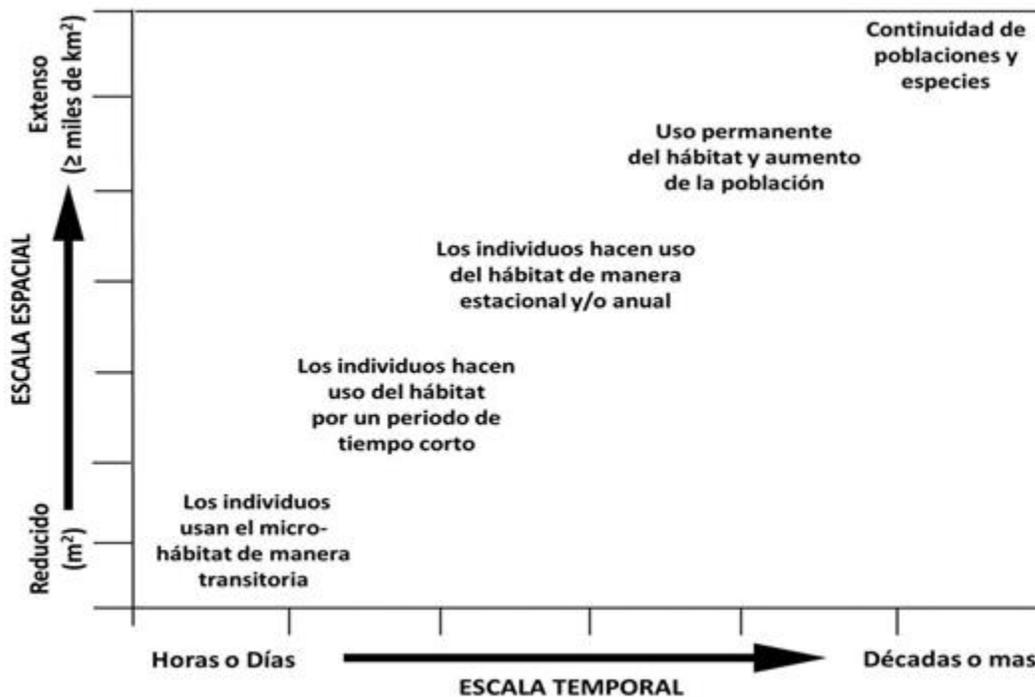


Figura 1. Esquema del arreglo espacial y temporal de las interacciones entre los organismos y su hábitat. Fuente: Traducido y adaptado de Mitchell y Hebblewhite (2012).

Johnson (1980) y Kraussman (1999) han descrito el uso del hábitat como la forma en que un animal utiliza los componentes físicos (refugio) y biológicos (alimentación y reproducción) para satisfacer cada una de sus necesidades. En contraste al “uso del hábitat” se puede decir que la “selección de hábitat” por el animal involucra procesos evolutivos y jerárquicos que están asociados a patrones de comportamiento innatos y/o aprendidos (Hall et ál. 1997, Kraussman 1999) donde las características de cada hábitat (p. ej., estructura de la vegetación) a nivel local pueden ser relevantes en la selección del mismo a nivel de

individuos, mientras que a una escala mayor las poblaciones y metapoblaciones pueden responder de diferentes maneras a los mosaicos del paisaje (Retamosa 2002). No obstante, en el campo del manejo y conservación de la vida silvestre, el estudio de selección del hábitat excluye los procesos evolutivos y adaptativos, por lo complejo que resulta su medición, y se enfoca principalmente en el uso de los recursos y la disponibilidad de los mismos (Sáenz, com. pers.¹).

2.3 Elementos de hábitat y paisaje que influyen en la presencia de la nutria neotropical

A pesar de su amplia distribución y el aumento en el número de publicaciones sobre la nutria neotropical, pocos son los estudios que hacen referencia a los requerimientos de hábitat y cambios en el paisaje que influyen en la presencia de esta especie. Macdonald y Mason (1985), señalan que las nutrias pueden responder de distintas formas a los diferentes mosaicos del paisaje, así como a distintos grados de disturbio en el hábitat, no obstante su presencia estará relacionada de manera positiva a un conjunto de variables físicas y biológicas que satisfagan sus requerimientos básicos de alimentación, refugio y reproducción (Díaz Gallardo et ál. 2007, Pardini y Trajano 1999, Cirelli 2005). Rapport (1992) menciona que de acuerdo a la escala, estas variables pueden influir directa o indirectamente en el hábitat, provocando efectos reversibles o irreversibles dependiendo de la situación particular y el grado de perturbación.

Macías-Sánchez (2003) mencionó que los elementos del hábitat que estuvieron relacionados con la presencia de la nutria neotropical en dos ríos de Veracruz, México fueron la disponibilidad de alimento, la cobertura vegetal y la calidad del agua, sugiriendo que este último elemento puede afectar directamente las presas de la nutrias por lo que las poblaciones de nutria serían más abundantes en ríos con mejor calidad de agua y mayor abundancia de especies presa. Posteriormente, Carrillo-Rubio y Lafón (2004) determinaron que en el Norte de México la nutria neotropical selecciona hábitats en los cuales las zonas ribereñas tienen una cubierta vegetal del 64% con presencia de pozas mayores a los 14.6 m

¹ Sáenz, J. 2012. Comentarios sobre el estudio de selección del habitat por la fauna silvestre. (correo electrónico). Heredia, CR, Universidad Nacional, ICOMVIS.

de ancho y profundidades promedio de 0.8 m. En Colombia Mayor-Victoria y Botero-Botero (2010) observaron que la nutria neotropical seleccionó cuerpos de agua con sustratos rocoso y abundante vegetación ribereña, las cuales estuvieron inmersos en una matriz de paisaje dominada por potreros (57,7%), bosque mixto (18,8%) bosques de *Guadua angustifolia* (12,7%) y bosque secundario (10,7%).

2.4 Modelos de distribución como herramienta de predicción

Implementar programas de monitoreo que nos permitan conocer la distribución espacial de una o más especies o de aquellas que se distribuyen en densidades muy bajas a escala regional puede resultar una actividad que requiera de una inversión económica y temporal muy elevada (MacKenzie y Nichols 2004, Gibson 2011). Una de las tendencias actuales en estudios de ecología y biología de la conservación es la implementación de modelos de predicción como una herramienta que nos permite determinar las variables que influyen en la distribución de las especies (Ferrier y Guisan 2006; Cayuela et ál. 2009, Sua et ál. 2009) en un plazo de tiempo corto.

Hoy en día los modelos de predicción cuentan con un sinnúmero de aplicaciones como consecuencia de la creciente oferta de software y la incorporación de sistemas de información geográfica (Sua et ál. 2009, Gibson 2011, Mateo et ál. 2011), lo anterior ha generado que la comunidad científica les asigne distintas denominaciones en función de su interpretación; por ejemplo: Guisan y Zimmermann (2000) los describen como modelos predictivos de hábitat debido a que informan sobre los atributos ambientales a los que responden las especies. Townsend (2001) los llama modelos de nicho ecológico por caracterizar los distintos escenarios ecológicos en el que una especie interactúa, y Hirzel et ál. (2006) los denominan modelos de idoneidad de hábitat porque representan la distribución potencial de una especie.

A pesar del sinnúmero de nombres con el que se ha descrito esta corriente, la gran mayoría de los trabajos los identifica mediante el término de modelos de distribución de especies (MDE) donde el producto final se ve reflejado cartográficamente en una serie de mapas que identifican zonas ecológicamente similares a aquellas donde consta la presencia

de la especie de interés (Mateo et ál. 2011). De acuerdo con Mateo et ál. (2011), los MDE son ecuaciones matemáticas o estadísticas que relacionan determinadas variables con la distribución real de la especie a partir de técnicas: *discriminantes, descriptivas o mixtas* para las cuales se hace necesario recopilar datos de presencia/ausencia (más recientemente, datos de detección y no detección) en un área relativamente grande (Elith et ál. 2006, Gibson 2011).

Si bien los MDE han sido reconocidos como una técnica eficaz para el modelamiento de especies a escala de paisaje (Durso et ál. 2011), la gran mayoría de los datos de presencia/ausencia que son utilizados generalmente provienen de colecciones científicas, museos, herbarios o bases de datos vía internet. Naoki et ál. (2006) y Mateo et ál. (2011), mencionan que este tipo de información suele presentar diversos inconvenientes dado que: a) se registran solo datos de presencia, mas no de ausencia, b) usualmente gran parte de la información presenta omisiones en la identificación de las especies, c) pueden presentar errores de georreferenciación, y d) en la mayoría de los casos, la información existente usualmente es colectada para otros fines y sin una metodología estandarizada, por lo que en muchas ocasiones son una representación sesgada de la distribución de una especie, generando una sobre estimación del área ocupada por dicha especie durante el proceso de modelación (MacKenzie y Bailey 2004, Durso et ál. 2011).

2.5 Modelos de ocupación

Los modelos de ocupación parten del hecho de que las especies en vida libre son difícilmente observables y en mucho de los casos, aun después de una búsqueda exhaustiva algunas de ellas aún pueden pasar inadvertidas cuando en realidad están presentes (MacKenzie et ál. 2002). Estos modelos, estiman de forma simultanea la probabilidad de ocupación (ψ) y la probabilidad de detección (p) de especies a partir de múltiples repeticiones sobre un transecto de muestreo en sitios establecidos, donde la detección se representa con “1” y la no detección con “0” (MacKenzie et ál. 2002, 2006). Los datos de estas repeticiones se pueden resumir en una matriz binaria donde las columnas representan las repeticiones y las filas los sitios de búsqueda (Jones et ál. 2011); por ejemplo, en un estudio sobre pequeños mamíferos en Australia a partir de 299 sitios de monitoreo y 12

noches cámara trampa se generó un historial de detección de: 111001000001 lo que implica que en la primera estación, una especie fue detectada durante las tres primeras noches y luego dejó de ser detectada en la cuarta y quinta noche para nuevamente ser detectada en la sexta noche y así sucesivamente (Gibson 2011).

MacKenzie et ál. (2002) reconoce tres supuestos básicos a tomar en cuenta para el desarrollo de los modelos de ocupación:

- 1) El sistema permanece cerrado a cambios demográficos en la ocupación de sitios durante el periodo de muestreo. A nivel de especies, esto significa que una especie no puede colonizar/inmigrar un sitio, y/o extinguirse localmente o emigrar de ese sitio durante el periodo de estudio.
- 2) Las especies no son falsamente detectadas. Lo anterior se refiere a que la ausencia de detección de la especie, no es evidencia de su ausencia.
- 3) La detección de o las especies en un determinado sitio, son independiente a la detección en todos los demás sitios.

Recientemente los modelos de ocupación han sido implementados para determinar los factores que influyen en la distribución, probabilidad de ocupación y detección de la nutria neotropical en el Norte de México (Carrillo-Rubio 2004) y la nutria norteamericana (Mackenzie et ál. 2011a,b) en Kansas, EE.UU. Ambos autores coinciden en que estos modelos pueden utilizarse eficazmente para evaluar el uso, selección y cuantificación de hábitat disponible, prediciendo mejores estimaciones sobre la probabilidad de ocupación de fragmentos de vegetación por una especie mediante la incorporación de la probabilidad de detección en los modelos, lo que reduce en gran medida sesgos y proporciona inferencias sólidas en estudios sobre asociaciones de hábitat.

2.6 MAXENT

MAXENT es un software estadístico de modelación basado en la teoría de máxima entropía (todos los valores tienen la misma probabilidad de ocurrir) y generalmente usado para hacer predicciones de distribución cuando se tienen datos incompletos, es decir cuando

solo se tienen datos de presencia y un set de variables ambientales del área de análisis (Hernandez et ál. 2006, Phillips et ál. 2006, Baldwin 2009). El algoritmo de máxima entropía (MAXENT) ha demostrado ser un modelo robusto en comparación con otros métodos de modelización (Elith et ál. 2006, García-Mateo 2008), debido a una serie de ventajas (Phillips et ál. 2006) entre las que destacan:

- 1) Permite trabajar con información incompleta, es decir usando solo datos presencia.
- 2) Se pueden utilizar variables continuas y categorías.
- 3) Incorpora posibles interacciones entre las diferentes variables usadas.
- 4) Ayuda a evitar el sobre ajuste del modelo cuando el numero registros es reducido.
- 5) Funciona a partir de un número reducido de registros debido a su enfoque generativo y no discriminatorio.
- 6) La aditividad del modelo hace que sea posible interpretar la relación de cada variable con la distribución óptima de la especie.

El programa proporciona valores de salida en formatos RAW (valores brutos), acumulativo, y logístico (Liras 2008, Baldwin 2009). Los valores RAW son el resultado del modelo exponencial generado por MAXENT en donde el mapa generado es construido a partir de datos en crudo por lo tanto no son intuitivos, aunado a que el valor de probabilidad que asigna a cada retícula es muy pequeño (todos los valores deben sumar 1) lo que hace que su interpretación sea difícil (Phillips et ál. 2006, Pearson et ál. 2007).

Los valores de salida acumulativos son más fáciles de interpretar (Baldwin 2009) dado que el valor asignado a una celda es el resultado de la suma de probabilidades de todas las celdas; de tal forma que las celdas que el modelo predice presentaran las mejores condiciones para la especie y tendrán un valor acumulativo de 100 y los valores acumulativos cercanos a 0 indicaran condiciones inadecuadas para la especie (Pearson et ál. 2007, García-Mateo 2008). El formato de salida logística expresa valores que van de 0 a 1 y estima la probabilidad de presencia de la especie de interés en cada pixel dentro del mapa lo

que permite una fácil conceptualización de los resultados, siendo potencialmente más precisa sobre los otros enfoques (Baldwin 2009, Soberón 2012). La salida logística asume que el arreglo espacial de los datos en el paisaje es uniforme por lo tanto, las localidades tienen por default un valor de probabilidad de presencia de 0,5 (Phillips et ál. 2006, Soberón 2012).

El ajuste del modelo se valida mediante el análisis del área bajo la curva (Area Under the Curve, AUC) derivada de la curva operada por el receptor (Receiver Operating Characteristic, ROC), estas características están presentes en el software (Phillips et ál. 2006, Briones-Salas et ál. 2012). Así mismo, el programa genera un gráfico con la curva ROC en el cual se representa la sensibilidad y especificidad del modelo (Phillips y Dudík 2008, Baldwin 2009). La sensibilidad hace alusión a que tan bien el set de datos predice la presencia de la especie, mientras que la especificidad proporciona un umbral de ausencias que fueron predichas correctamente por el modelo (Fielding y Bell 1997). Para generar el gráfico ROC, MAXENT utiliza un porcentaje de registros (usualmente 25%) de la base de datos, los cuales elige de manera aleatoria (datos de entrenamiento), la otra porción se utiliza para los datos de prueba (Phillips et ál. 2006, Baldwin 2009, Villordo-Galván 2009).

A fin de estimar cuales son las variables más importantes en el modelo, MAXENT permite realizar una prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) seleccionando la opción: “Do jackknife to measure variable important” el cual genera un conjunto de modelos donde el primero de ellos se crea mediante la exclusión de una variable, el segundo modelo se crea usando cada variable de manera independiente y el tercero a partir de todas las variables incorporadas al programa (Phillips et ál. 2006).

3 BIBLIOGRAFÍA

Alarcón, GG; Simões-Lopes, PC. 2004. The neotropical otter (*Lontra longicaudis*) feeding habits in a marine coastal area, southern Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 21(1):17-20.

- Balestrieri, A; Remonti, L; Prigioni, C. 2009. Habitat selection in a low-density badger *Meles meles* population: a comparison of radio-tracking and latrine surveys. *Wildlife Biology* 15:442-448.
- Barona, J. 2006. Taller práctico de conservación: el caso de la nutria: curso de gestión y conservación de flora y fauna amenazadas. 26 pp.
- Baldwin, RA. 2009. Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy* 11:854-866.
- Benítez-Gutiérrez, AM. 2010. Aproximaciones del hábitat potencial para jaguar (*Panthera onca*) en la Región Caribe colombiana. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 100 p.
- Block, WM; Brennan, LA. 1993. The habitat concept in ornithology, theory and applications. In Power, DM. eds. *Current Ornithology*, Vol. 11. New York. p. 35-91.
- Boeglin, N. 2011. Minería química a cielo abierto y políticas ambientales en la Cuenca del Río San Juan (Nicaragua-Costa Rica) desde una perspectiva jurídica. *Aqua-LAC* 3(2):92-104.
- Briones-Salas, M; Lavariega, MC; Lira-Torres, I. 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 246-257.
- Cabrera, A. 1924. Una nueva nutria de la América Central. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*. 24:52-53.
- Carrillo-Rubio, E. 2004. Factors influencing neotropical river otter habitat use in Central Chihuahua, Mexico. *Otter Specialist Group Bulletin* 21(A).
- _____; Lafón, A. 2004. Neotropical river otter micro-habitat preference in West-Central Chihuahua, Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 21(1):10-15.
- Carrillo, E; Wong, G; Sáenz, J. 2002. Mamíferos de Costa Rica. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBIO). Heredia, CR. 250 p.
- Casariego-Madorell MA; List, R; Ceballos, G. 2008. Tamaño poblacional y alimentación de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24:179-199.

- Cayuela, L; Golicher, DJ; Newton, AC; Kolb, M; de Albuquerque, FS; Arets, EJ; Alkemade JR; Pérez, AM. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2(3):319-352.
- Chanin, P. 1985. The natural history of otters. Croom Helm mammal series, London, United Kingdom. 179 p.
- Chassot, O; Monge-Arias, G. 2011. Establecimiento de un área transfronteriza de conservación y desarrollo en la cuenca baja del San Juan. *Ambientico* 209:18-20.
- Chehebar, C. 1990. Action Plan for Latin American Otters. In Foster-Turley, P; McDonald, S; Mason, C. eds. Otters an action plan for their conservation. Illinois, USA. p. 64-73
- Cirelli, VV. 2005. Restauración ecológica en la Cuenca Apatlaco-Tembembe. Estudio de caso: modelado de la distribución de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*. Tesis Mag. Sc. México, DF. UNAM. 164 p.
- CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, CH). 2011. Apéndice I, II y III, en vigor a partir del 27 de abril de 2011 (en línea). Genève, CH. Consultado 08 nov. 2011. Disponible en <http://www.cites.org/esp/app/appendices.php>
- Colares, EP; Waldemarin, HF. 2000. Feeding of the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the Coastal Region of the Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 17(1): 6-13.
- Cushman, SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Díaz-Gallardo, N; Dávalos, LI; Santana, E. 2007. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la Cuenca Baja del Río Ayuquila, Jalisco. In Sánchez-Rojas, G; Rojas-Martínez, A. eds. Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos. Pachuca, Hidalgo. p. 165-182.
- Durso, AM; Willson, JD; Winne, CT. 2011. Needles in haystacks: estimating detection probability and occupancy of rare and cryptic snakes. *Biological Conservation* 144:1508-1515.

- Elith, J; Graham, CH; Anderson, RP; Dudi'k, M; Ferrier, S; Guisan, A; Hijmans, RJ; Huettmann, F; Leathwick, JR; Lehmann, A; Li, J; Lohmann, LG; Loiselle, BA; Manion, G; Moritz, C; Nakamura, M; Nakazawa, Y; Overton, JM; Peterson, AT; Phillips, SJ; Richardson, KS; Scachetti-Pereira, R; Schapire, RE; Soberón, J; Williams, S; Wisz, MS; Zimmermann, NE. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Ferrier, S; Guisan, A. 2006. Spatial modeling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43:393-404.
- Fielding, AH; Bell, JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- Gallo-Reynoso, JP. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2:10-32.
- _____; Ramos-Sosas, NN; Rangel-Aguilar, O. 2008. Depredación de aves acuáticas por la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*), en el río Yaqui, Sonora, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 79(01):275-279.
- García-Mateo, M. 2008. Modelos predictivos de riqueza de diversidad vegetal: comparación y optimización de métodos de modelado ecológico. Ph. D. Thesis. Madrid, Universidad Complutense de Madrid. 182 p.
- Gibson, LA. 2011. The importance of incorporating imperfect detection in biodiversity assessments: a case study of small mammals in an Australian region. *Diversity and Distributions* 17:613-623.
- González-Navarro, M; Pérez-Gómez, G; Alvarado-García, V; Rubí-Chacón, R; Acosta-Chaves, V; Poltronieri-Méndez, S; Camacho-Varela, P; Vargas-Álvarez, J; Castro-Vargas, E; Barboza-Lizano, O; Silva-Ortiz Z; Piedra-Castro, L. 2010. Factores que influyen en la presencia de la nutria (*Lutra longicaudis*) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Mesoamericana* 14(2):96
- Goodwin, GC. 1946. Mammals of Costa Rica: Bulletin of the American Museum of Natural History 87(5):271-473.
- Guisan, A; Zimmermann, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.

- Hall, LS; Krausman, PR; Morrison, ML. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173-182.
- Hernandez, PA; Graham, CH; Master, LL; Albert, DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Herrera, B; Finegan, B. 2008. La planificación sistemática como instrumento para la conservación de la biodiversidad: experiencias recientes y desafíos en Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* 54:4-13.
- Hirzel, AH; Le Laya, G; Helfera, V; Randina, C; Guisana, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199:142-152.
- IICA (Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, CR). 2007. Dinámicas territoriales en la Zona Norte de Costa Rica. 2ª ed. San José, CR. 15 p.
- INBIO (Instituto Nacional de Biodiversidad, CR). 2011. Especies de Costa Rica: *Lontra longicaudis* Olfers, 1818 (en línea). Heredia, CR. Consultado 05 nov. 2011. Disponible en http://darnis.inbio.ac.cr/ubis/FMPro?-DB=ubipub.fp3&-lay=WebAll&-error=norec.html&-Format=detail_print.html&-Op=eq&id=1684&-Find
- Johnson, DH. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resources preference. *Ecology* 61:65-71.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk* 118(2):557-562.
- Jones, JE; Kroll, AJ; Giovanini, J; Duke, SD; Betts, MG. 2011. Estimating thresholds in occupancy when species detection is imperfect. *Ecology* 92(12):2299-2309.
- Kraussman, PR. 1999. Some basic principles of habitat use. In Launchbaugh, K; Saunders, K; Mosley, J. eds. *Grazing behaviour of livestock and wildlife, Idaho forest, wildlife and range experiment station*. Moscow. Idaho. p. 85-90.
- Kruuk, H. 2006. *Otters: ecology, behaviour and conservation*. Oxford university Press. Great Britain. 265 p.

- Kumar, MA; Mudappa, D; Raman, RS. 2010. Asian elephant *Elephas maximus* habitat use and ranging in fragmented rainforest and plantations in the Anamalai Hills, India. *Tropical Conservation Science* 3(2):143-158.
- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species. No. 609:1-5.
- Leopold, AS. 1977. Fauna silvestre de México: aves y mamíferos, 2a. ed. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables (INMERMAR), México, 655 p.
- Ley No 7317 Conservación de la Vida Silvestre. Diario Oficial La Gaceta, San José, CR. 20 de setiembre de 2005.
- Liras, E. 2008. Funcionamiento, interfaz y formato de los datos en Maxent: réplica del IV taller de modelización de nichos ecológicos (en línea). Almería, ES. Consultado 05 ene. 2013. Disponible en http://www.gbif.es/ficheros/Taller_Nichos_08/13_Funcionamiento_MAXENT.pdf
- Louzada-Silva, D; Vieira, TM; Pinho de Carvalho, J; Hercos, AP; Mergulhão de Souza, B. 2002. Uso de espaço e de alimento por *Lontra longicaudis* no Lago Paranoá, Brasília, DF. *Universitas Ciências da Saúde* 1(2):305-316.
- Macdonald, S; Mason, C. 1992. A note on *Lutra longicaudis* in Costa Rica. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 7:37-38.
- Macdonald, S; Mason, C. 1985. Otters, their habitat and conservation in northeast Greece. *Biological Conservation* 31:919-210.
- Macías-Sánchez, S. 2003. Evaluación del hábitat de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) en dos ríos de la zona centro del estado de Veracruz, México. Instituto de Ecología. Tesis Mag. Sc. Xalapa, MX, INECOL. 93 p.
- MacKenzie, DI; Bailey, LL. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9(3):300-318.
- _____; Bailey, LL; Nichols, JD. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology* 73:546-555.
- _____; Nichols, JD. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(1):461-467.
- _____; Nichols, JD; Lachman, GB; Droege, S; Royle, JA; Langtimm, CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.

- _____; Nichols, JD; Royle, JA; Pollock, KH; Bailey, LL; Hines, JE. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, San Diego, California, USA. 324 pp.
- Mackenzie, RJ; Paukert, CP; Whittier, JB; Sandercock, BK. 2011a. Scale-dependent factors affecting North American river otter distribution in the Midwest. *The American Midland Naturalist* 166:177-193.
- _____; Paukert, CP; Sandercock, BK; Gipson, PS. 2011b. Factors affecting detectability of river otters during sign surveys. *Journal of Wildlife Management* 75(1):144-150.
- Madrigal, MA; Gamboa, RJ. 2007. La dieta de la nutria (*Lutra longicaudis*) en la cuenca Peñas Blancas: Investigando se contribuye al conocimiento. In *Rescatemos el virilla, cambio climático: desafío y propuestas* 13(35):28-32.
- Margules, CR; Pressey, RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Marques-Quintela, F; Gatti, A. 2009. Armadillo (Cingulata: Dasypodidae) in the diet of the neotropical otter *Lontra longicaudis* in Southern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 26(2):78-81.
- Mateo, RG; Felicísimo, AM; Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217-240.
- Mayor-Victoria, R; Botero-Botero, A. 2010. Uso del hábitat por la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora: Mustelidae) en la zona baja del río Roble, Alto Cauca, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 14(1):121-130.
- Mercado NI; Wallace, RB. 2010. Distribución de primates en Bolivia y áreas prioritarias para su conservación. *Tropical Conservation Science* 3(2):200-217.
- Mitchell, MS; Hebblewhite, M. 2012. Carnivore habitat ecology: integrating theory and application. In Boitani, L; Powell, RA. eds. *Carnivore ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford, New York. p. 218-255.
- Morua-Navarro, AP. 1986. Lista anotada y observaciones de los mamíferos del refugio nacional de vida silvestre Tapantí, Costa Rica. Tesis Lic. Biol. San José, CR, UCR. 93 p.

- Naoki, K; Gómez, MI; López, RP; Meneses, RI; Vargas, J. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41(1):65-78.
- OEA (Organización de los Estados Americanos, US). 1997. Estudio de diagnóstico de la Cuenca del Río San Juan y lineamientos de Plan de acción. Washington, US. 330 p.
- Pacheco, J; Ceballos, G; Daily, GC; Ehrlich, PR; Suzán, G; Rodríguez-Herrera, B; Marcé, E. 2004. Diversidad, historia natural y conservación de los mamíferos de San Vito de Coto Brus, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 54(1):219-240.
- Pardini, R; Trajano, E. 1999. Use of sheltets by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80(2):600-610.
- Parera, A. 1996. Las nutrias verdaderas de la Argentina. Boletín Técnico 21 de la Fundación Vida Silvestre Argentina. 31 pp.
- Pearson, RG; Raxworthy, CJ; Nakamura, M; Peterson TA. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Phillips, SJ; Anderson, RP; Schapired, RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips, SJ; Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Platt, SG; Rainwater, TR. 2011. Predation by neotropical otters (*Lontra longicaudis*) on turtles in Belize. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 28(1):4-10.
- PROCUENCA-San Juan. 2004. Formulación del Plan Estratégico de Acción para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río San Juan y su Zona Costera. (en línea). San Jose, CR. Consultado 10 dic. 2011. Disponible en http://www.oas.org/sanjuan/spanish/sobre/documento_proyecto/antecedentes.html
- Rapport, DJ. 1992. Evaluating ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1:15-24.
- Retamosa, M. 2002. Selección de hábitat por el pájaro sombrilla (*Cephalopterus glabricollis*) a escala local y regional en la cordillera de Tilarán, Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 11(1/2):15-22.

- Rojas, JK; Marozzi, MS. 2005. Diet and relative abundance of the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the biological reserve the Tirimbina (en línea). San Jose, CR. Consultado 18 oct. 2011. Disponible en http://www.otter.org/newsUpdates_DietandRelativeAbundanceoftheNeotropicalriverrotter.aspx
- Soberón, J. 2012. Nichos y áreas de distribución: las probabilidades de Maxent (en línea). México, DF. Consultado 08 ene. 2013. Disponible en <https://sites.google.com/site/nichesandareasofdistribution/la-calibracion-del-modelo/maxent>
- Spínola, R; Vaughan, C. 1995a. Abundancia relativa y actividad de marcaje de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en Costa Rica. Vida silvestre neotropical 4(1):38-45.
- _____; Vaughan, C. 1995b. Dieta de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la estación biológica La Selva, Costa Rica. Vida silvestre neotropical 4(2):125-132.
- Sua, ST; Castaño, A; Cárdenas, L. 2009. Modelo predictivo de la distribución de flor de Inírida de invierno Guacamaya superba. Revista Colombia amazónica nueva época 2:145-154.
- Timm, R; Wilson, DE; Clauson, B; LaVal, R; Vaughan, C. 1989. Mammals of the la selva-Braulio Carrillo complex, Costa Rica. Fish and Wildlife Service, U.S.A. North American Fauna no.75. 162 p.
- Thomas, JW. 1979. Wildlife habitats in managed forests: The blue mountains of Oregon a Washington. U.S.D.A., Forest service handbook 553, Washington, DC. 516 p.
- Townsend, PA. 2001. Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. The Condor 103:599-605.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, CH). 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2 (en línea) Genève, CH. Consultado 18 oct. 2012. Disponible en www.iucnredlist.org
- Vega-García, H. 2006. Evaluar el rol de los regímenes ambientales en las cuencas internacionales centroamericanas el caso de Procuenca San Juan y el plan Trifinio. Heredia, CR. 77 p.

- Villordo-Galván, JA. 2009. Distribución y estado de conservación del jaguar (*Panthera onca*) en San Luís Potosí, México. Tesis Mag. Sc. Texcoco, MX, COLPOS. 84 p.
- Wainwright, M. 2007. *The Mammals of Costa Rica: a natural history and field guide*. Cornell University Press. 454 p.
- Wo-Ching, E. 1997. Estudio de la actividad minera de oro a cielo abierto en la cuenca binacional del río San Juan Costa Rica y Nicaragua. San José, CR. 127 p.
- Waldemarin, HF; Alvarez, R. 2008. *Lontra longicaudis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. (en línea) Genève, CH. Consultado 08 nov. 2012. Disponible en <http://www.iucnredlist.org/details/12304/0>

ARTÍCULO 1. VARIABLES LOCALES Y DE PAISAJE QUE INFLUYEN EN LA PRESENCIA DE LA NUTRIA NEOTROPICAL (*Lontra longicaudis*) EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, COSTA RICA

Resumen

De marzo a julio del año 2012, se determinó la presencia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la cuenca del río San Juan (CRSJ), Costa Rica. Para ello se seleccionaron 40 sitios de muestreo al azar en los cuales se instalaron transectos de 3,600 m de longitud divididos en sub-segmentos de 400 m. En cada sitio de muestreo se evaluó la presencia de la nutria con relación a 13 variables locales y seis variables de paisaje. Para relacionar la presencia de la nutria a las variables de hábitat y paisaje se utilizaron los modelos de ocupación, estos fueron construidos a partir de una matriz binaria de detección/no detección. Se detectaron signos de nutria en 64 del total de sub-segmentos muestreados, y se caracterizaron 321 parcelas de vegetación. En los sitios de muestreo, la mayor obstrucción visual se obtuvo de los 0 a 0.50 cm, y se observaron pendientes promedios de 10.86% de inclinación. El tipo de cobertura de mayor porcentaje fue el bosque (45.77%), seguido de los pastizales (40.53%). Se estimó una probabilidad de ocupación de $psi = 0.72$ (95% IC= 0.51-0.86), y una probabilidad de detección constante de $p = 0.26$ (95% IC= 0.20-0.33) para la nutria en la CRSJ. A escala local, el mejor modelo de acuerdo al criterio de información de *Akaike* fue el conformado por la densidad de árboles y el número de troncos, mientras que a escala de paisaje el mejor modelo estuvo compuesto por la jerarquía de ríos y el uso urbano del suelo. De acuerdo a los resultados, las nutrias hicieron uso de todas las jerarquías de río categorizadas, sin embargo se observó una baja probabilidad de ocupación para cauces conformados por quebradas y caños. Así mismo se observó una relación negativa entre el porcentaje del uso urbano del suelo y la probabilidad de ocupación.

Palabras clave: Cuenca del Río San Juan, nutria neotropical, probabilidad de ocupación, selección de hábitat, variables locales, variables de paisaje.

1 INTRODUCCIÓN

De acuerdo con Krausman (1999) la selección que hace un animal de su hábitat es un proceso jerárquico innato y/o aprendido que implica una serie de decisiones a diferentes escalas temporales y espaciales. Johnson (1980) describió cuatro escalas jerárquicas de selección por parte de los animales. La primera escala hace referencia a la selección de la distribución geográfica de un organismo, dentro de ese mismo rango la segunda escala de selección determina el área de acción de un individuo o grupo social, la tercera escala está determinada por la selección que el organismo hace de los elementos del hábitat dentro de su área de acción, y finalmente la cuarta escala ocurre cuando el animal selecciona los componentes de su dieta en su área de alimentación.

Hoy en día, los estudios enfocados a conocer las interacciones entre los animales y su entorno son una herramienta de gran valor para la gestión de la vida silvestre y su conservación en hábitats fragmentados (Balestrieri et ál. 2009). Sin embargo, para el caso de los mamíferos carnívoros que son susceptibles directa e indirectamente a la estructura y dinámica de sus hábitats (Torre et ál. 2003), el cuantificar los parámetros bióticos y abióticos que influyen en la selección que estos hacen de su entorno se vuelve una tarea compleja dado el carácter críptico y/o nocturno de la gran mayoría, aunado a que en la mayoría de los casos se requiere una inversión de tiempo y dinero muy elevada (Gallant et ál. 2007, Balestrieri et ál. 2009).

La búsqueda e identificación de rastros (huellas, excretas, madrigueras) es un método de gran popularidad entre los investigadores por ser una técnica no invasiva y de bajo costo que puede ser usada para estudios de selección de hábitat de diferentes carnívoros (Gallant et ál. 2007). Para el caso particular de las nutrias que se encuentran en densidades relativamente bajas y con requerimientos alimenticios ligados a diferentes ambientes ribereños (Anoop-Husainn 2004), la identificación de rastros resulta una técnica efectiva dada la dificultad de observar estas especies en su ambiente natural (Gallant et ál. 2007). Sin embargo a pesar de la creciente información que se ha generado en México y Sudamérica sobre la nutria neotropical (Pardini y Trajano 1999, Rivilla y Alís, 2003, Cirelli 2005, Díaz-Gallardo et ál. 2007) sigue existiendo un vacío de información en la parte

central de su distribución (Centro América) debido a la escasa o nula investigación sobre la especie, en especial aquellos estudios enfocados en conocer sus requerimientos de hábitat.

De acuerdo con Barona (2006), para que la nutria se establezca en un cuerpo de agua de forma permanente, éstos tienen que tener cierto grado de conservación; es decir, deben disponer de áreas ribereñas con suficiente cubierta vegetal de modo que le proporcione al animal suficientes refugios donde esconderse, descansar y/o reproducirse. Macías-Sánchez (2003) mencionó que la disponibilidad de alimento, la cubierta vegetal y la calidad del agua eran los elementos del hábitat que mejor se relacionaban con la presencia de la nutria neotropical en dos ríos de Veracruz, México.

De igual forma, en Chihuahua, México Carrillo-Rubio y Lafón (2004) observaron que la nutria neotropical seleccionaba zonas ribereñas que mantenían el 64% de su cubierta vegetal, asociada a pozas con profundidades promedio de 0.8 m. En Colombia en un paisaje dominado por potreros (57.7%) la nutria seleccionó cuerpos de agua con sustratos rocosos y abundante vegetación ribereña (Mayor-Victoria y Botero-Botero 2010). Así mismo en Itapoá, Brasil, Quadros y Monteiro-Filho (2002) corroboraron la importancia de la cubierta vegetal en las zonas ribereñas para el mantenimiento de la nutria neotropical. En Costa Rica la escasa información que se ha generado sobre la nutria dificulta conocer su situación actual en el país, debido a lo anterior este estudio determinó la presencia de la nutria neotropical y se relacionó esta presencia con variables de hábitat y de paisaje dentro de la cuenca del río San Juan en Costa Rica.

2 METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La Cuenca del Río San Juan (CRSJ), constituye la mayor reserva de agua dulce de Centroamérica, esta se ubica entre 10° y 12° 30' de latitud Norte, y 83° 30' y 86° 15' de longitud Oeste, abarca el Sureste de Nicaragua y el Noreste de Costa Rica (Vega-García 2006) tiene una superficie de 38,569 km² de los cuales 64% (24,684 km²) pertenece a Nicaragua y el 36% (13,885 km²) restante a Costa Rica (Procuenca-San Juan 2004). En su parte Costarricense, la CRSJ se ubica entre las vertientes noreste de la Cordillera Volcánica

de Guanacaste, la Cordillera Volcánica Central, el Mar Caribe y la frontera con Nicaragua (Wo-Ching 1997). La delimitación geográfica de la CRSJ que se utilizó en este trabajo es la definida por el ITCR (2008) la cual tiene una extensión de 9,236.25 km² (Figura 2).

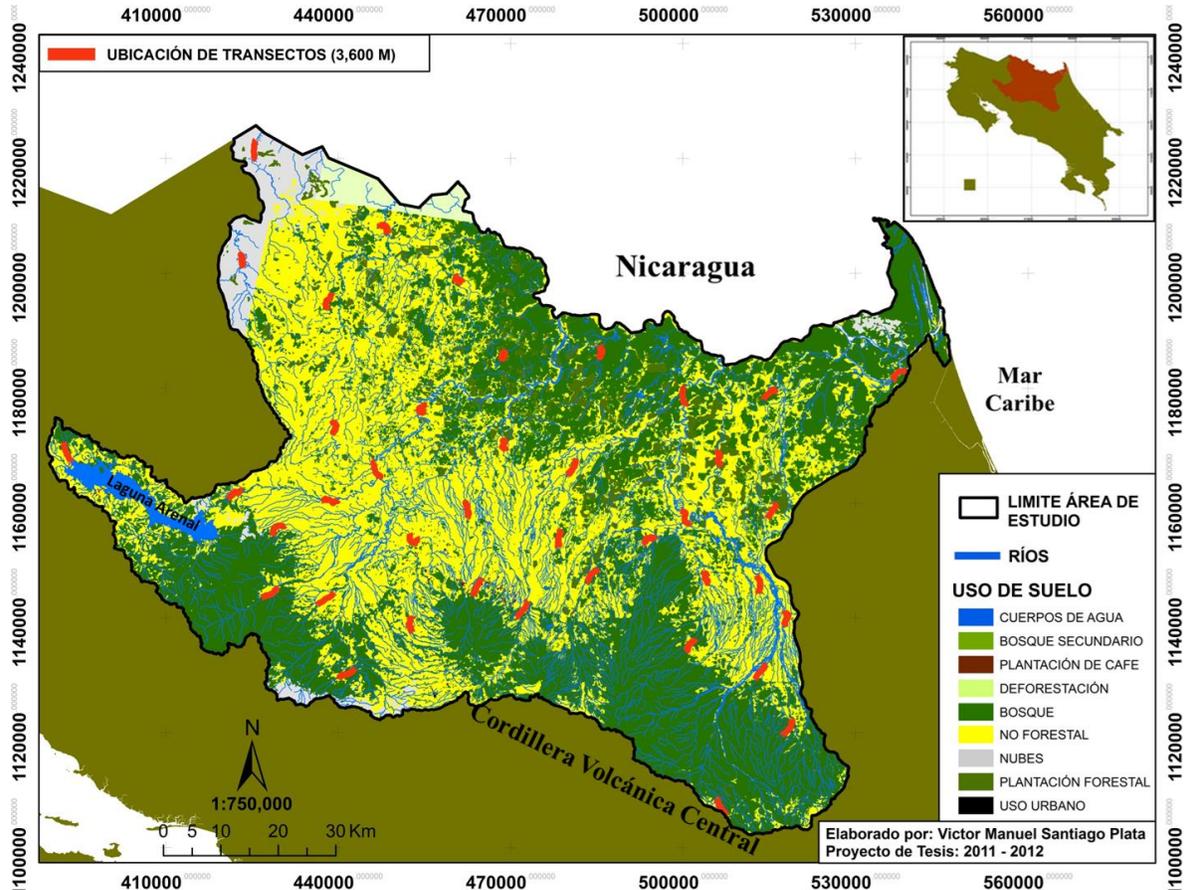


Figura 2. Cuenca del Río San Juan en Costa Rica y ubicación (temporal-espacial) de transectos recorridos para la búsqueda de rastros de nutria neotropical. Fuente: Capa de uso del suelo, Atlas Digital (ITCR 2008).

La CRSJ tiene una precipitación media anual de 3,550 mm con máximos en los meses de agosto-octubre ($\geq 8,000$ mm) y mínimos entre marzo y abril (Procuenca-San Juan 2004). Presenta una variabilidad en su altitud (de 30 a 3,000 msnm), aunque la mayor parte de la zona se ubica entre los 500 msnm (Wo-Ching 1997). La temperatura media anual de la cuenca oscila entre los 20° y 25°C y descienden hasta los 10°C o menos en las zonas más altas (OEA 1997, Procuenca-San Juan 2004). La flora y fauna en la CRSJ se ve favorecida por la situación transicional de la zona Neártica y Neotropical en la que se encuentra

inmersa (OEA 1997, Procuencia-San Juan 2004). A la fecha, se han reportado más de 6,000 especies de plantas vasculares, con un número significativo de endemismos (Villate et ál. 2009). La fauna en el CRSJ es diversa, reportándose 80 especies de anfibios y 135 especies de reptiles, de igual forma se estima que la cuenca alberga 139 especies de mamíferos siendo los roedores (Rodentia) y murciélagos (Chiroptera) los más abundantes, para el grupo de las aves se conocen cerca de 515 especies distribuidas en 15 familias (Chassot y Monge 2002, Procuencia-San Juan 2004, Chassot et ál. 2006).

De acuerdo a la clasificación de Holdridge, en la CRSJ se encuentran representadas 18 zonas de vida (ITCR 2008). El bosque muy húmedo tropical (31.13%) es la zona de vida más representativa a lo largo de la cuenca, seguida del bosque muy húmedo premontano transición a basal (17.58%) y el bosque pluvial premontano (12.57%), el bosque húmedo tropical transición a premontano (0.02%) es la zona de vida de menor extensión (Cuadro 1, Figura 3).

Cuadro 1. Áreas totales y porcentajes de extensión de cada una de las Zonas de vida presentes en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Código	Zona de vida	Área (ha)	Área (%)
bmh-T	Bosque muy húmedo tropical	287,479.39	31.13
bmh-P6	Bosque muy húmedo premontano transición a basal	162,357.66	17.58
bp-P	Bosque pluvial premontano	116,127.85	12.57
bh-T	Bosque húmedo tropical	114,328.68	12.38
bp-MB	Bosque pluvial montano bajo	68,995.02	7.47
bmh-T12	Bosque muy húmedo tropical transición a premontano	53,405.22	5.78
bh-T2	Bosque húmedo tropical transición a per húmedo	48,483.67	5.25
bmh-P	Bosque muy húmedo premontano	34,118.39	3.69
bmh-P4	Bosque muy húmedo premontano transición a pluvial	11,768.88	1.27
bmh-MB	Bosque muy húmedo montano bajo	9,637.49	1.04
bp-M	Bosque pluvial montano	6,754.27	0.73
bp-P6	Bosque pluvial premontano transición a basal	4,448.62	0.48
bh-P	Bosque húmedo premontano	2,660.60	0.29
bh-T10	Bosque húmedo tropical transición a seco	1,546.84	0.17
bmh-MB10	Bosque muy húmedo montano bajo transición a húmedo	729.22	0.08
bp-M6	Bosque pluvial montano transición a montano bajo	307.13	0.03
bh-MB	Bosque húmedo montano bajo	262.28	0.03
bh-T12	Bosque húmedo tropical transición a premontano	213.99	0.02

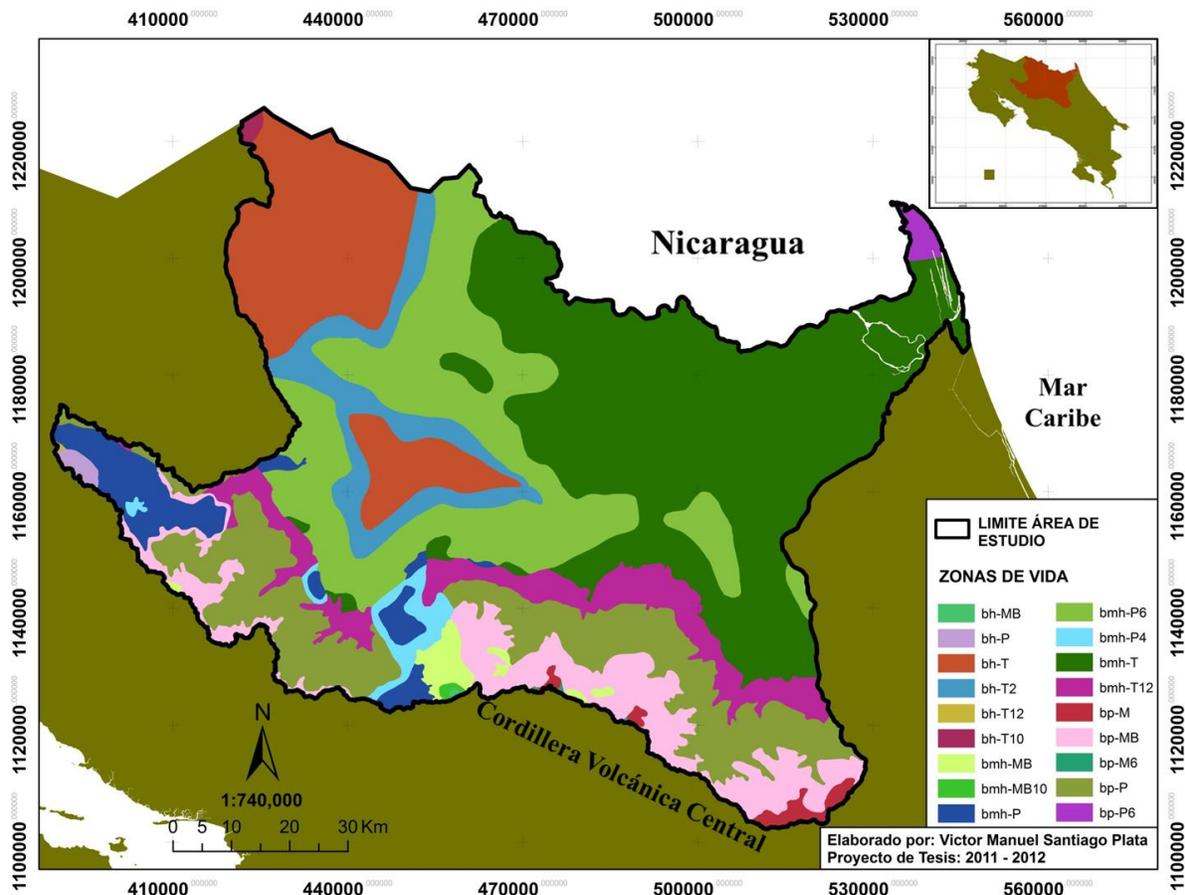


Figura 3. Mapa con las zonas de vida presentes en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012. Fuente: Capa de Zonas de vida, Atlas Digital (ITCR 2008).

Como parte de su actividad económica, en el área se encuentran localizadas algunas industrias como aserraderos, empresas bananeras, plantas procesadora de cítricos, ingenios azucareros, cooperativas de productores de leche y numerosos beneficios de café (OEA 1997). La agricultura en la zona se caracteriza por sostener el 54% de la producción de frijol del país, un 11 % de su caña de azúcar, un 6% de producción de maíz y banano, así como el 90% de la producción de tubérculos y raíces entre las que destacan los cultivos de yuca, camote, brócoli y jengibre (Vega-Garcia 2006). La densidad poblacional para la CRSJ en Costa Rica es de 22 habitantes/km² (Procuenca-San Juan 2004).

2.2 Método

2.2.1 Selección de sitios de muestreo

La cuenca del río San Juan (CRSJ) se delimitó usando la capa digital de Cuencas Hidrológicas del Atlas de Costa Rica 2008 (ITCR 2008). De igual forma, mediante ArcGis 9.3 y la capa digital de ríos (escala 1:50,000) se obtuvo la longitud total de los ríos dentro de cada sub-cuenca que conforma la CRSJ. En base al porcentaje de ríos por sub-cuenca, se distribuyeron 40 sitios de muestreo al azar, donde cada sitio fue considerado una unidad primaria de muestreo. En cada unidad primaria, se establecieron transectos de 3,600 m de longitud divididos en nueve sub-segmentos de 400 m, los cuales fueron considerados como unidades secundarias de muestreo (Figura 4).

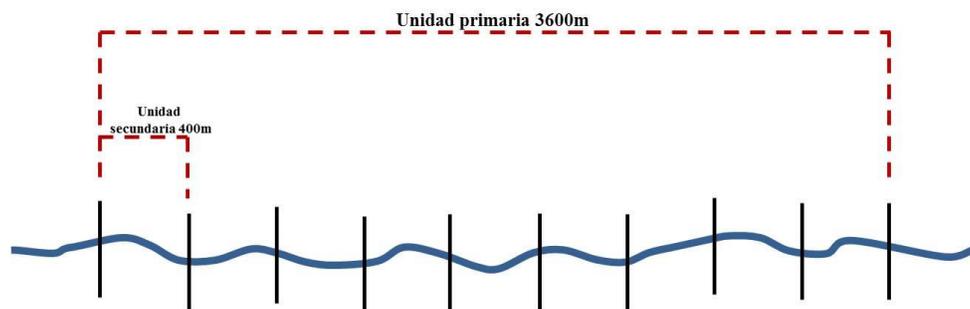


Figura 4. Esquema del diseño de unidades primarias y secundarias para determinar la presencia de la nutria en los sitios de muestreo.

De acuerdo a las características de cada sitio de muestreo (cuerpos de agua), estos fueron recorridos a pie y/o lancha en búsqueda de rastros para anotar la presencia de la nutria en cada sitio (Anexo 1). Debido a que uno de los supuestos básicos de los modelos de ocupación es que la detección de la especie en un determinado sitio, sea independiente a la detección en todos los demás sitios (MacKenzie et ál. 2002). Cada unidad primaria de muestreo se recorrió en una sola ocasión, por lo que cada unidad secundaria (sub-segmento) de 400 m fue considerada como una repetición espacial para estimar la ocupación de la especie en cada una de ellas (Mackenzie et ál. 2011b). Con base a la información anterior se construyó un historial de registro de detección y no detección que consistió en una

matriz binaria, en la cual “1” representa detección y “0” no detección (MacKenzie et ál. 2002).

2.2.2 Caracterización y selección de variables locales

Para relacionar la presencia de la nutria en los ríos visitados, se realizó simultáneamente a la búsqueda de rastros dentro de cada unidad secundaria (sub-segmentos), la caracterización de elementos del hábitat en una sola margen del río a partir de 13 variables (12 continuas y una categórica) que se consideraron de acuerdo a la literatura (Cirelli 2005, Mackenzie et ál. 2011b, Mayor-Victoria y Botero-Botero 2010, López-Martín et ál. 1998), podrían influir en la presencia de la nutria en los sitios de muestro. La medición de las variables locales se efectuó: a) al borde de la línea de agua hasta la orilla de la ribera donde inicia la vegetación y b) en parcelas de 10 x 10 m (Mayor-Victoria y Botero-Botero 2010) establecidas al inicio de la vegetación sobre la ribera del río (Cuadro 2).

La cobertura vegetal en la ribera de los sitios de muestreo se clasificó de acuerdo a Cirelli (2005); donde valores de 0 corresponden a una cobertura nula, de 0-25 cobertura baja, de 26-50 cobertura media, de 55-70 cobertura alta, y valores entre 75 y 100 supondría una cobertura muy alta. De igual forma, la pendiente fue clasificada como: baja: 0-20, media: 20-45, alta: 45-75, muy alta: 75-90. Con relación a las variables de impacto, la cual se refiere a las diferentes actividades humanas (directas o indirectas) observadas durante el recorrido por los ríos (extracción de materiales, extracción de agua para riego, desagüe de aguas negras, desagüe de canales de cultivo), estas fueron codificadas como datos de presencia “1” y ausencia “0” según fuera el caso (Cuadro 2).

Cuadro 2. Variables locales medidas en cada sub-segmento de las unidades primarias establecidas en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2102.

Variable	Descripción	Unidad de medida
Cobertura herbácea (cobher)	Proporción de estrato herbáceo en cada parcela	%
Cobertura arbustiva (cobarb)	Proporción de estrato arbustivo en cada parcela	%
Cobertura del dosel (cobdos)	Proporción de cobertura de dosel presente en cada parcela	%
Obstrucción visual de 0 a 0.50 m (obvis_0-.50)	Altura promedio de la cobertura de escape medida de 0 a 0.50 m	%
Obstrucción visual de 0.50 a 1.0 m (obvis_0.50-1.0)	Altura promedio de la cobertura de escape medida de 0.50 a 1.0 m	%
Obstrucción visual de 1.0 a 1.5 m (obvis_1.0-1.5)	Altura promedio de la cobertura de escape medida de 1.0 a 1.5 m	%
Densidad de árboles (denarb)	Promedio de árboles contabilizados en parcelas de 10x10 m en cada sub-segmento	n/100 m ²
Ancho promedio del río (anpro)	Promedio de mediciones del cauce del río en el punto central de cada sub-segmento	m
Ancho de la ribera (anrib)	Promedio de mediciones de la línea de agua hasta el inicio de la vegetación en el punto central de cada sub-segmento	m
Número de pozas (#pozas)	No. pozas localizadas y divididas por la longitud del transecto	n/400 m
Número de troncos (#troncos)	No. troncos localizados sobre el río y divididos por la longitud del transecto	n/400 m
Pendiente (pndient)	Promedio de mediciones de la pendiente en cada sub-segmento	Grados
Impacto (impcto)	Presencia o ausencia de actividades antropogénicas adyacentes a la ribera del río	P/A

2.2.3 Caracterización y selección de las variables de paisaje

La obtención de las variables de paisaje se realizó con ayuda de imágenes satelitales y Sistemas de Información Geográfica (SIG), en los cuales se ubicó geográficamente la distribución de las unidades primarias de muestreo (Anexo 2). Mediante ArcGis 9.3 se construyó alrededor de cada unidad primaria (n=40) un buffer de 1 km de radio donde se digitalizaron y cuantificaron seis variables de paisaje (cinco continuas y una categórica). Estas variables fueron: el uso del suelo, densidad de caminos y la jerarquía de cada río visitado (Cuadro 3). El uso de suelo dentro de cada buffer se digitalizó a escala 1:15,000 y la jerarquía de los ríos se clasificó de acuerdo a Strahler (1957).

Cuadro 3. Variables de paisaje medidas en cada unidad primaria que fue establecida en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Variable	Descripción	Unidad de medida
Uso urbano (usurb)	Proporción de uso urbano dentro de un buffer de 1000	%
Cultivos (cvos)	Proporción de cultivos dentro de un buffer de 1000 metros	%
Pastizal (pstzal)	Proporción de pastizales dentro de un buffer de 1000 metros	%
Bosque (bsque)	Proporción de bosques dentro de un buffer de 1000 metros	%
Caminos (cmnos)	Densidad de caminos dentro de un buffer de 1000 metros	ha
Jerarquía (jrquia)*	Clasificación de ríos de acuerdo al cauce de su corriente	P/A

*Se clasificaron de acuerdo a Strahler (1957)

Debido a que no existe información disponible sobre el área que utiliza la nutria neotropical cuando está fuera del agua, el radio de los buffers se realizó a partir de la distancia máxima (800 m) perpendicular a la línea de agua, que es la distancia reportada para otras especies de nutria (Gorman et ál. 2006). Con relación a la variable jerarquía de ríos, la detección de rastros de nutria se codificó con 1 (detectado) ó 0 (no detectado) dentro de cada uno de los cinco órdenes establecidos. Para el análisis de los datos se agrupó el orden de los ríos en valores de jerarquía donde las corrientes de agua de 1er y 2do orden correspondían a jerarquía baja y caudales de 3er, 4to y 5to orden a jerarquía alta.

2.3 Análisis Estadísticos

Se calcularon medidas de tendencia central y medidas de dispersión (desviación estándar) para describir las variables locales (ancho de ribera, pendiente, ancho de río, cobertura herbácea, obstrucción visual) y de paisaje (porcentaje de cobertura y densidad de caminos) en los sitios de muestreo. El análisis de los datos fue realizado con el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et ál. 2012).

Para evaluar cuáles variables (locales y de paisaje) explican mejor la ocurrencia de la nutria en los sitios de muestreo, se utilizaron modelos de ocupación (MacKenzie et ál. 2002) los cuales permiten incorporar la probabilidad de detección, ya que un sitio podría haber sido usado por la nutria pero su uso pudo no haberse detectado. Los modelos de ocupación se ajustaron para el historial de detección registrado en las 40 unidades de muestreos primarias seleccionadas al azar.

El número de ocasiones de muestreo para los modelos de ocupación fue de nueve, ya que cada unidad de muestreo primaria de 3,600 m fue muestreada mediante nueve sub-segmentos de 400 m cada uno. La selección del mejor modelo se realizó mediante el Criterio de Información de Akaike (CIA) que permite seleccionar entre varios modelos el que mejor describe el conjunto de datos (Burnham y Anderson 2004), permitiendo inferir cuál de las variables están asociadas con la presencia de la nutria en la CRSJ. De acuerdo a Donovan y Hines (2007), antes del análisis se llevó a cabo la estandarización de todas las variables continuas. Los modelos de ocupación se ajustaron mediante el programa PRESENCE 4.1 (Hines 2006).

3 RESULTADOS

Se detectó la presencia de la nutria en 64 del total de sub-segmentos muestreados, y se caracterizaron 321 parcelas (3.21 ha). La cobertura herbácea promedio fue alta ($\bar{X}=55.5$; Std=35.80; n=321) para la mayoría de los sitios de muestro, seguida de una cobertura arbustiva media ($\bar{X}=29.66$; Std=20.01; n=321) y pendientes relativamente suaves o bajas con un promedio de 10.86% de inclinación (Cuadro 4).

El ancho promedio de los ríos visitados fue de 29.38 m con una distancia promedio de la línea de agua hasta el inicio de la vegetación de 3.51 m, donde la mayor obstrucción visual para cobertura de escape se presentó al nivel del suelo de los 0 a los 0.50 m (\bar{x} =80.57; Std=17.48; n=321). Del total de unidades primarias de muestreo (n=40), se observó la presencia de actividades humanas (cultivos, extracción de materiales, desagüe de aguas negras, represas) en el 25% (n=10) de ellas (Cuadro 4).

Cuadro 4. Resumen de valores promedio obtenidos de 13 variables locales consideradas para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Variable	Promedio (Std)	Rangos
Cobertura herbácea (cobher)*	55.54 (35.80)	0.89-100.0
Cobertura arbustiva (cobarb)*	29.66 (20.01)	1.11-79.06
Cobertura del dosel (cobdos)*	75.05 (24.64)	13.50-100.0
Obstrucción visual de 0 a 0.50 m (obvis_0-.50)	80.57 (17.48)	34.72-100.0
Obstrucción visual de 0.50 a 1.0 m (obvis_0.50-1.0)	33.14 (18.08)	1.25-80.18
Obstrucción visual de 1.0 a 1.5 m (obvis_1.0-1.5)	11.75 (11.42)	0.00-51.96
Densidad de árboles (denarb)	5.67 (6.42)	0.80-38.70
Ancho promedio del río (anpro)	29.38 (46.05)	0.00-251.09
Ancho de la ribera (anrib)	3.51 (4.05)	0.00-16.22
Número de pozas (#pozas)	0.02 (0.05)	0.00-0.27
Número de troncos (#troncos)	0.12 (0.15)	0.00-0.61
Pendiente (pndient)**	10.86 (8.61)	0.00-32.44
Impacto (impcto)***	(P) 25%	
	(A) 75%	

* Para descripción de los sitios de muestreo se clasificaron como: nula: 0, baja: 0-25, media: 26-50, alta: 55-70, muy alta: 75-100. **Valores para pendiente: baja: 0-20, media: 20-45, alta: 45-75, muy alta: 75-90. ***Valores que fueron codificados como datos de presencia/ausencia (1/0), Std = desviación estándar.

El tipo de cobertura de mayor porcentaje fue el bosque (\bar{x} =45.77; Std=23.22; n=40), seguidos de pastizales (\bar{x} =40.53; Std=19.48; n=40), cultivos (\bar{x} =10.30; Std=19.90; n=40) y

en menor proporción áreas de uso urbano ($\bar{x}=0.87$; Std=1.62; n=40). De acuerdo a la clasificación de Strahler (1957) los cauces de 3er orden fueron los que obtuvieron el mayor número de registros de nutrias (45%) en contraste con las corrientes de 5to orden (2,5%) donde los registros fueron menores (Cuadro 5).

Cuadro 5. Resumen de valores promedio (en %) obtenidos de seis variables de paisaje consideradas para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Variable	Promedio (Std)	Rangos
Bosque (bsque)	45.77 (23.22)	0.00-90.74
Pastizal (pstzal)	40.53 (19.48)	5.38-100.0
Caminos (cmnos)	10.87 (7.28)	0.00-32.86
Cultivos (cvos)	10.30 (19.90)	0.00-52.96
Uso urbano (usurb)	0.87 (1.62)	0.00-7.16
Jerarquía (jrquia)*		
1er orden	12.5%	
2do orden	20.0%	
3er orden	45.0%	
4to orden	20.0%	
5to orden	2.5%	

*Valores que fueron codificados como datos de presencia/ausencia (1/0), Std = desviación estándar

Se estimó una probabilidad de ocupación del 72% ($psi=0.72$; 95% IC=0.51-0.86) y una probabilidad de detección constante de $p=0.26$ (95% IC=0.20-0.33) para la nutria en la cuenca del río San Juan. La probabilidad de ocupación promedio más alta ($psi= 1$, 95% IC= 1 - 1), la compartieron las sub-cuencas de los ríos Sabogal, Medio Queso, Río Cuarto, Puerto Viejo, Toro Amarillo, Pocosol, Infiernillo y Sahino, mientras que las sub-cuencas Caño Isla Chica y Caño el Chile registraron el menor promedio de probabilidad de ocupación ($psi= 0.141$; 95% IC= 0.02-0.30) (Figura 5).

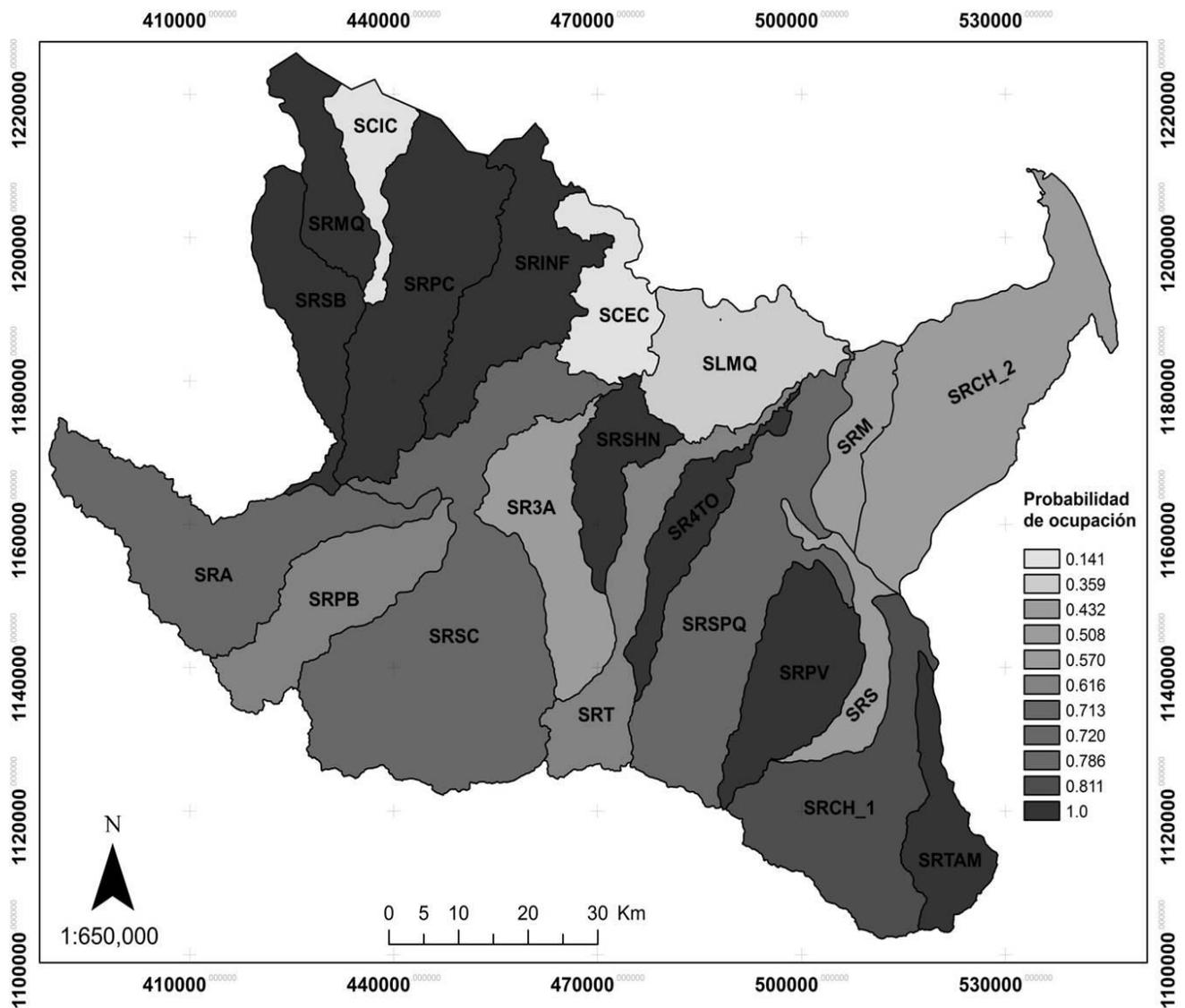


Figura 5. Probabilidad de ocupación de la nutria en sub-cuencas de acuerdo a las estimaciones de los muestreos realizados en la Cuenca del Río San Juan, 2012. SRA: Sub-cuenca río Arenal, SRPB: Sub-cuenca río Peñas Blancas, SRSC: Sub-cuenca río San Carlos, SRT: Sub-cuenca río Toro, SRSPQ: Sub-cuenca río Sarapiquí, SRPV: Sub-cuenca río Puerto Viejo, SRS: Sub-cuenca río Sucio, SRCH_1: Sub-cuenca río Chirripo_1, SRTAM: Sub-cuenca río Toro Amarillo, SRCH_2: Sub-cuenca río Chirripo_2, SRM: Sub-cuenca río Mariás, SR4TO: Sub-cuenca río Cuarto, SRSHN: Sub-cuenca río Sahino, SLMQ: Sub-cuenca Laguna Maquenque, SCEC: Sub-cuenca Caño El Chile, SRINF: Sub-cuenca río Infiernito, SRPC: Sub-cuenca río Pocosol, SCIC: Sub-cuenca Caño Isla Chica, SRMQ: Sub-cuenca río Medio Queso, SRSB: Sub-cuenca río Sabogal.

De acuerdo al mejor modelo bajo el criterio de información de *Akaike*, la presencia de la nutria a escala local estuvo relacionada con la densidad de árboles (denarb) en la ribera de los ríos y con el número de troncos (#troncos) en los cuerpos de agua (Cuadro 6).

Cuadro 6. Comparación de modelos (variables locales) considerados para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Modelo	AIC	Δ AIC	Wi	K
psi(denarb+#troncos),p(constante)	312,52	0,00	0,1987	4
psi(anrib+denarb),p(constante)	314.71	2.19	0.0665	4
psi(.),p(constante)	314.79	2.27	0.0639	2
psi(denarb+impcto),p(constante)	314.85	2.33	0.0620	4
psi(denarb+obvis_1.0-1.50),p(constante)	314.99	2.47	0.0578	4
psi(#pozas+impcto),p(constante)	315.00	2.48	0.0575	4
psi(denarb+anpro),p(constante)	315.03	2.51	0.0566	4
psi(obvis_0.50-1.0+denarb),p(constante)	315.07	2.55	0.0555	4
psi(#troncos+pendiente),p(constante)	315.32	2.80	0.0490	4
psi(cobher+#pozas),p(constante)	315.33	2.81	0.0487	4
psi(anrib+#pozas),p(constante)	315.45	2.93	0.0459	4
psi(#pozas+anpro),p(constante)	315.48	2.96	0.0452	4
psi(obvis_0-.50+#pozas),p(constante)	315.59	3.07	0.0428	4
psi(pendiente+#pozas),p(constante)	315.61	3.09	0.0424	4
psi(anrib),p(constante)	316.33	3.81	0.0296	3
psi(cobarb),p(constante)	316.75	4.23	0.0240	3
psi(pendiente),p(constante)	316.79	4.27	0.0235	3
psi(anrib+cobarb),p(constante)	318.29	5.77	0.0111	4
psi(pndient+impacto),p(constante)	318.37	5.85	0.0107	4
psi(pendiente+cobher),p(constante)	318.74	6.22	0.0089	4

AIC: Criterio de Información de *Akaike*; **ΔAIC:** diferencia en el AIC; **wi:** peso de *Akaike*; **K:** número de parámetros; **psi:** tasa de ocupación (probabilidad); **p:** probabilidad de detección.

Basado en el mejor modelo para las variables locales, se observó que existe una relación positiva entre la densidad de árboles sobre la ribera del río, y el número de troncos

en las márgenes de los cuerpos de agua con la probabilidad de ocupación por la nutria (Figura 6 y 7).

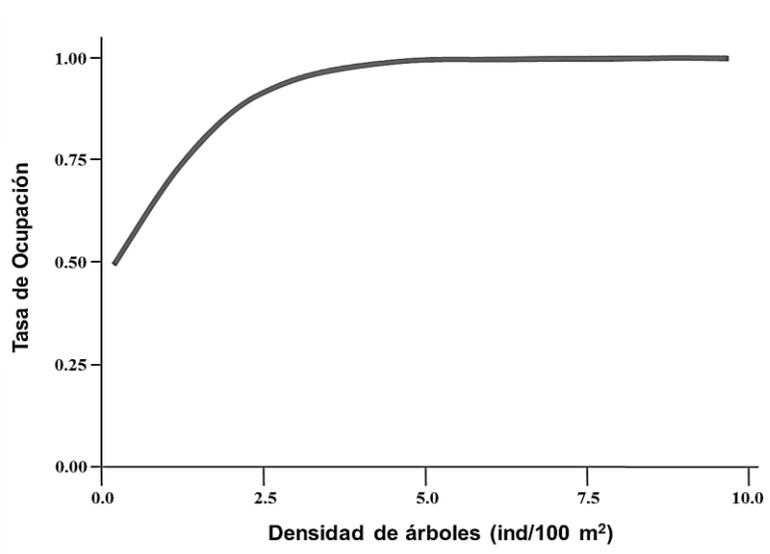


Figura 6. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la densidad de árboles en la ribera de los ríos (*denarb*) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.

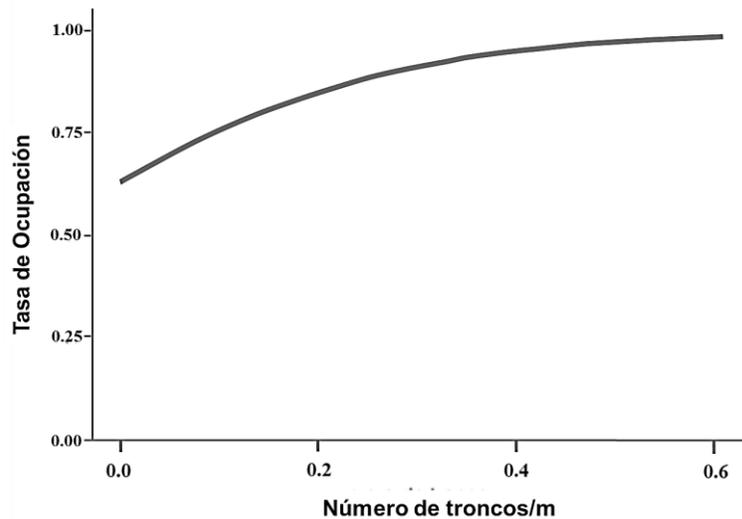


Figura 7. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y el número de troncos en los cuerpos de agua (*#troncos*) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.

A escala de paisaje el mejor modelo que describió la presencia de la nutria (modelo con el mayor peso de *Akaike*) fue el conformado por la jerarquía de los ríos (jrquia) y el uso del suelo urbano (usurb) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Comparación de modelos (variables de paisaje) considerados para explicar la probabilidad de ocupación de la nutria en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Modelo	AIC	Δ AIC	Wi	K
psi(jrquia+usurb),p(constante)	300.62	0.00	0.7896	4
psi(bsque+usurb),p(constante)	306.18	5.56	0.0490	4
psi(jrquia+cmnos),p(constante)	306.26	5.64	0.0471	4
psi(cvos+usurb),p(constante)	306.40	5.78	0.0439	4
psi(usurb+pstzal),p(constante)	307.62	7.00	0.0238	4
psi(usurb),p(constante)	308.82	8.20	0.0131	3
psi(jrquia),p(constante)	309.09	8.47	0.0114	3
psi(cmnos+usurb),p(constante)	310.73	10.11	0.0050	4
psi(jrquia+pstzal),p(constante)	310.98	10.36	0.0044	4
psi(jrquia+cvos),p(constante)	310.99	10.37	0.0044	4
psi(jrquia+bsque),p(constante)	311.04	10.42	0.0043	4
psi(cmnos),p(constante)	314.69	14.07	0.0007	3
psi(.),p(constante)	314.79	14.17	0.0007	2
psi(cmnos+bsque),p(constante)	315.37	14.75	0.0005	4
psi(pstzal+cmnos),p(constante)	315.94	15.32	0.0004	4
psi(pstzal),p(constante)	316.04	15.42	0.0003	3
psi(bsque),p(constante)	316.24	15.62	0.0003	3
psi(cmnos+cvos),p(constante)	316.37	15.75	0.0003	4
psi(cvos),p(constante)	316.74	16.12	0.0002	3
psi(cvos+pstzal),p(constante)	317.95	17.33	0.0001	4
psi(bsque+pstzal),p(constante)	318.01	17.39	0.0001	4
psi(cvos+bsque),p(constante)	318.19	17.57	0.0001	4

AIC: Criterio de Información de *Akaike*; **ΔAIC:** diferencia en el AIC; **wi:** peso de *Akaike*; **K:** número de parámetros; **psi:** tasa de ocupación (probabilidad); **p:** probabilidad de detección.

Con relación a las variables de paisaje, y de acuerdo al mejor modelo seleccionado, se observó una relación negativa entre el porcentaje de uso de suelo destinado al uso urbano y la presencia de la nutria en la CRSJ (Figura 8).

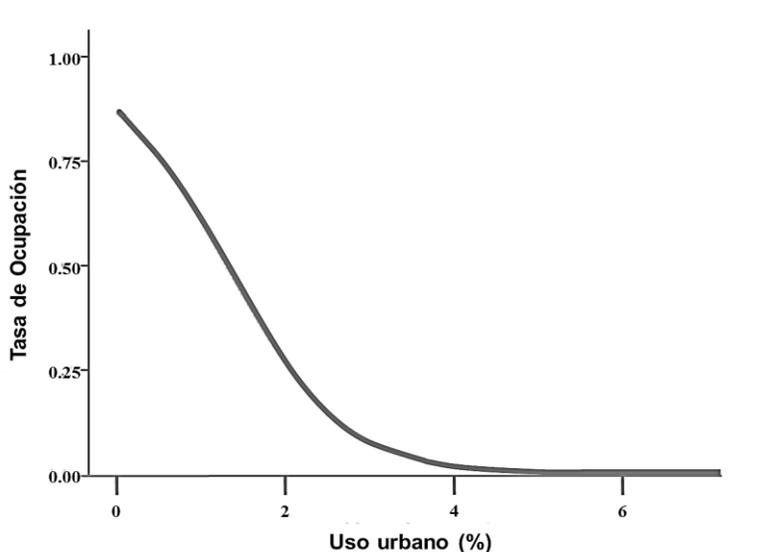


Figura 8. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la proporción de uso de suelo destinado a uso urbano (usurb) de acuerdo a la selección del mejor modelo considerado.

De igual forma se observa una relación positiva entre la variable jerarquía con relación a la probabilidad de ocupación de la nutria, donde se observó que a pesar de que la nutria también hace uso de ríos con cauce de orden bajo, tiene mayor presencia en cauces de orden mayor (Figura 9).

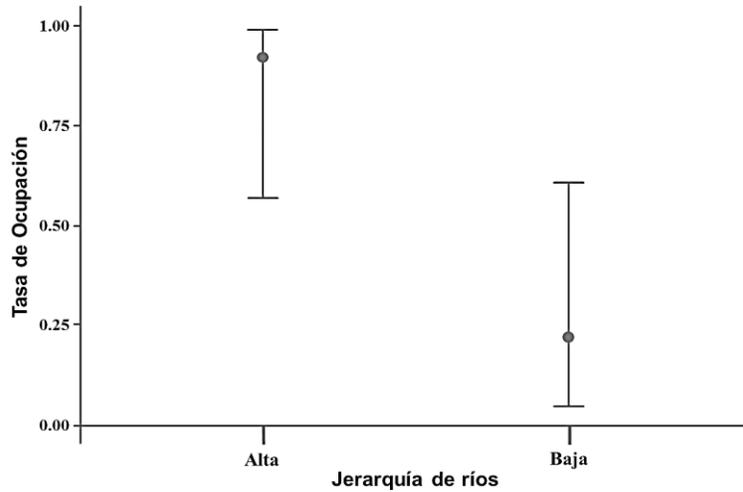


Figura 9. Relación entre la tasa de ocupación (probabilidad) de la nutria neotropical y la jerarquía (jrquia) de los ríos de acuerdo al mejor modelo seleccionado.

Por otro lado, la probabilidad de detección en cada uno de los sub-segmentos de muestreo fue menor ($p= 0.12$; 95%; IC= 0.07-0.28) en el tramo de los 3,200-3,600 m de longitud, en contraste con los sub-segmentos comprendidos de los 0 a 800 m ($p= 0.27$; 95%; IC=0.15-0.43 cada 400 m) los cuales obtuvieron la probabilidad de detección más alta (Figura 10).

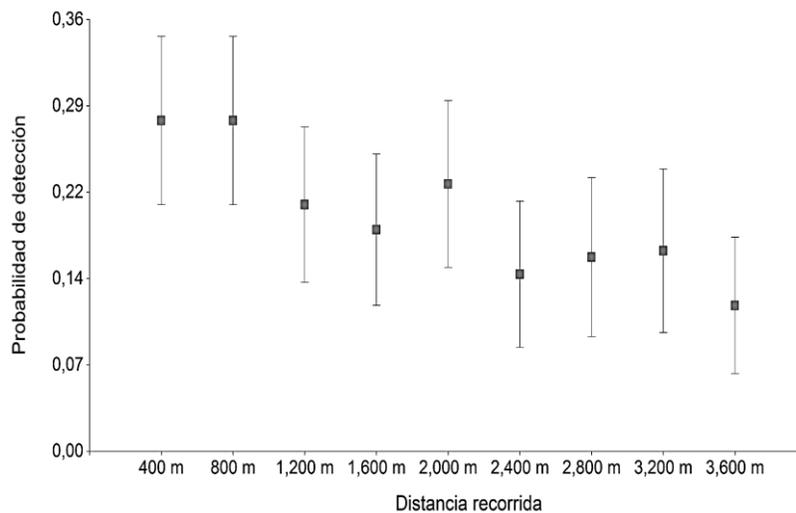


Figura 10. Probabilidad de detección para cada sub-segmento de las unidades de muestreo primarias establecidas en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

4 DISCUSIÓN

Los registros de presencia (rastros detectados) dejados por las nutrias se ubicaron mayormente en áreas con vegetación riparia, donde la obstrucción visual promedio (cobertura de escape de 0 a 1.5 m) estuvo determinada por la proporción de vegetación herbácea, la cantidad de arbustos y árboles en las riberas, esto concuerda con lo reportado por Mayor-Victoria y Botero-Botero (2010) para la misma especie en la zona baja del río Roble en Colombia. Así mismo, el promedio de la pendiente en las riberas de la cuenca del río San Juan se consideró baja ($<20^\circ$), siendo similar a lo reportado por Duplaix (1980) en Surinam para la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*). Anoop y Hussain (2004) observaron en Kerala, India que las nutrias de pelo fino (*Lutrogale perspicillata*) prefirieron pendientes bajas con buena cobertura que les permitiera fácil acceso a sus presas. En México, Cirelli (2005) reportó que la presencia de la nutria neotropical en áreas de escasa pendiente estuvo influenciada por el grado de perturbación humana en las riberas.

Si bien en párrafos anteriores se ha señalado que la vegetación riparia es importante para la presencia de nutrias en los ríos, esta condición por sí sola no explicaría la ocurrencia de las mismas en los cuerpos de agua ya que cada población posee diferentes requerimientos de hábitat específicos, dependiendo de las características espaciales y temporales del ambiente que ocupan (Gallant 2007). Así mismo diversos estudios documentan que la relación entre la vegetación riparia de los cuerpos de agua y rastros de nutria (principalmente heces) puede ser explicado en términos de disponibilidad de refugios y áreas de alimentación (Pardini y Trajano 1999, Waldemarin y Colares 2000, Macías-Sánchez 2003, Botello 2004).

De acuerdo a los datos de ocupación, el modelo registró una mayor probabilidad de ocupación de la nutria en las sub-cuencas de los ríos Sabogal, Medio Queso, Río Cuarto, Puerto Viejo, Toro Amarillo, Pocosol, Infiernillo y Sahino, las cuencas anteriores se caracterizan por estar constituidas en un 91% por ríos de jerarquía alta, una alta cobertura de bosques (41.4%) así como una baja proporción de uso de suelo destinado al uso urbano (0.30%) y cultivos (7.7%). De acuerdo a Macdonald y Mason (1985), la calidad de la

cobertura proporcionada por la vegetación en las riberas de los ríos y áreas aledañas, influye de manera positiva en la presencia de la nutria euroasiática, por lo que las características propias de las cuencas arriba mencionadas podrían influir para el establecimiento de la nutria neotropical de forma permanente.

Para el presente estudio, la ocupación de hábitat por la nutria neotropical estuvo influenciada de manera positiva por la densidad de árboles en la ribera y el número de troncos sobre el cauce de los ríos. Mackenzie et ál. (2011a), mencionan que la presencia de árboles en las riberas pueden proporcionar un mayor número de restos de madera en los cursos de agua, lo que puede aumentar la abundancia de peces y por lo tanto la disponibilidad de presas para la nutria norteamericana (*Lontra canadensis*). Aunque no se midieron variables que permitieran conocer la disponibilidad de presas potenciales para la nutria neotropical en la CRSJ, la presencia de la nutria en 75% de los sitios de muestreo (n=40) podría ser considerado como indicador de la disponibilidad de alimento e idoneidad de los ríos como hábitat para las especies presa (Ruiz-Olmo et ál. 1998), no obstante lo anterior debe tomarse con precaución debido a que en el 25% de sitios restante, el paisaje de la franja ribereña estuvo dominado por la presencia de actividades humanas tales como: extracción de materiales del río, represas, establecimiento de viviendas y diversos cultivos (caña de azúcar, piña, cítricos, palmito) con sus respectivos sistemas de drenaje (aguas residuales y sistemas de riego) los cuales descargan directamente en los ríos.

Prenda et ál. (2008) menciona que cualquier intervención humana que altere el gradiente fluvial natural de los ambientes ribereños, en especial aquellos impactos que disminuyan la capacidad de resiliencia del entorno afectará la disponibilidad de agua y alimento, así como zonas de refugios en las orillas de los ríos. De igual manera, durante los recorridos por el río Peñas Blancas se observó que como consecuencia de la retención de agua (represa) la profundidad del río fue muy baja, habiendo segmentos en los que no había agua o se concentraba en pequeñas pozas de no más de 2 m de ancho donde estas condiciones podrían influir en el deterioro gradual de la densidad de peces y otros vertebrados que son fuente de alimento de las nutrias debido a diversos aspectos tales

como: el calentamiento del agua, la eutrofización y la pérdida de oxígeno (Prenda et ál. 2001).

Para el presente estudio, donde la densidad de árboles sobre la ribera estuvo relacionado con la ocurrencia de la nutria neotropical, podría considerarse como un indicativo de que las nutrias usan las raíces de estos como posibles sitios de descanso o refugio, lo anterior obedece a que durante los recorridos por la ribera de los sitios de muestreo fue posible observar rastros de nutria en oquedades formadas entre las raíces de árboles situados por encima del nivel de agua. Estas observaciones son congruentes con lo reportado por Quadros y Monteiro-Filho (2002) y Uchôa et ál. (2004) para esta misma especie en un bosque Atlántico al Sur de Brasil y la reserva Salto Morato respectivamente; los autores anteriormente citados observaron que en ríos limosos y con ausencia de rocas, las nutrias utilizaron como áreas de marcaje y madrigueras las raíces de los árboles. De forma similar, Waldemarin y Colares (2000) observaron que la nutria neotropical en el sur de Brasil prefirió riberas de ríos cubiertos por una vegetación densa (con presencia de árboles), en contraste con aquellas riberas cubiertas solamente de pasto. Gallo-Reynoso (1989), menciona que esta estrategia de selección de refugios entre las raíces por encima del nivel del agua, permite asegurar la sobrevivencia de los cachorros en temporada de creciente al mismo tiempo que los protege de los depredadores.

Con relación al número de troncos como variable indicadora de la presencia de la nutria neotropical, diversos estudios han documentado que las nutrias mantienen una activa comunicación con otros individuos de su especie mediante el depósito de señales olfativas (Parera 1996) como lo son: heces, orina y secreciones de las glándulas anales; esta función de marcaje se realiza en áreas aledañas a los cuerpos de agua y lugares conspicuos tales como rocas o troncos de árboles muertos sobre las márgenes de los ríos (Spínola y Vaughan 1995a, Prigioni et ál. 2005, Arellano-Nicolás et ál. 2012). Las señales olfativas depositadas en zonas elevadas pueden ser detectadas por otros individuos a una distancia considerable por lo que se considera que desempeñan entre las nutrias un elevado número de funciones tales como: defensa del territorio, comunicación sexual, defensa de crías y/o reconocimiento de individuos (Gallo-Reynoso 1989, Kean et ál. 2011).

A partir de los diferentes rastros observados durante los recorridos por los sitios de muestreo, se determinó que a escala de paisaje la nutria usaba por igual zonas de ribera inmersas en áreas con diferentes grados de modificación (p. ej., deforestación, agricultura, ganaderías en las riberas), así como sitios que se encontraban inmersos dentro de alguna categoría de protección (Parques Nacionales, Refugios de Vida Silvestre, Reservas privadas). Lo anterior es similar con lo reportado para otras especies de nutrias, las cuales pueden llegar a tolerar cierto grado de perturbación en el paisaje (Macdonald y Mason 1985, Madsen y Prang 2001). Una de las principales razones de esto, puede radicar en el carácter lineal de sus hábitats (cuerpos de agua y zonas ribereñas), que permite a las nutrias viajar largas distancias para satisfacer sus necesidades en comparación con los mamíferos terrestres de tamaño corporal similar (Prakash et ál. 2012). No obstante se observó una relación negativa entre la proporción de uso de suelo destinado al uso urbano y la probabilidad de ocupación de la nutria, siendo congruente con lo reportado por Prakash et ál. (2012) para la nutria asiática de garras pequeñas (*Aonyx cinereus*) en el Oeste de la India, donde esta especie evitaba las zonas urbanas a diferencia de lo reportado por Mackenzie et ál. (2011a) para la nutria americana en Kansas, donde la presencia humana no afectó la ocupación de la nutria en los ríos.

Sin embargo a pesar de que los modelos de ocupación observaron una relación negativa nutria-uso urbano, fue posible observar la presencia de la nutria en ríos cercanos a zonas urbanas posiblemente por la presencia de peces en estos ríos (obs. pers.). De acuerdo con Rivilla y Alís (2003) este tipo de situaciones pueden derivar riesgos a medio y largo plazo que impidan el desarrollo óptimo de las poblaciones de nutria implicadas, debido a que en la mayoría de los casos se desconoce la concentración de contaminantes en los ríos, producto de las descargas urbanas. Ramos-Rosas (2010) denominó esta situación como “trampas ecológicas” debido a que la nutria estaría ocupando un ambiente que le ofrece una buena cantidad de presas, aun cuando la calidad del hábitat no sea la más apropiada.

Se observó que las nutrias hicieron uso en todas las jerarquías de río categorizadas, sin embargo de acuerdo a los modelos de ocupación existe una baja probabilidad de ocupación para cauces de 1er y 2do orden (conformados en su mayoría por quebradas y

caños), y mayor ocupación por cauces de 3er orden o más. Lo anterior coincide con lo reportado por otros autores para la nutria neotropical y otras especies de lutrinos (Romanowski et ál. 1996, Prenda et ál. 2001, Kiesow 2003, Barret 2004, Cirelli 2005, Mackenzie et ál. 2011a) donde se menciona que las nutrias usan más los ríos de orden mayor, en el cual las probabilidades de que este tipo de cauce se sequen son menores (ríos perennes) en comparación a los ríos de jerarquía baja, donde en la mayoría de los casos tuvieron un espejo de agua igual o menor de 20 cm. A pesar de lo anterior, es posible que en ríos de jerarquía alta (mayores o igual a 50 m de ancho, p. ej., Río Colorado, Río San Carlos, Río Arenal) la nutria haga mayor uso de pequeños riachuelos (caños) que desembocan a este tipo de cauces por la facilidad de capturar camarones y peces entre las charcas (Balladares, com. pers.²).

Finalmente, aunque en diversos estudios es común observar distancias de muestreo que van de los 200 a 500 m (Durbin 1998, Prakash et ál. 2012) y en ocasiones mayores a los 3,000 m (Carugati et ál. 1995, Spínola y Vaughan 1995, Mayor-Victoria y Botero-Botero 2010, Mackenzie et ál. 2011b). En el presente estudio, se observó que la mayor tasa de detección se obtenía en los primeros 800 m del recorrido, siendo similar con lo reportado por Mackenzie et ál. (2011b) para la nutria americana donde la probabilidad de detección aumentaba conforme la distancia recorrida se acercaba a los 1,000 m. De acuerdo con diversos estudios (Macdonald 1983, Macdonald y Mason 1985, Prenda y Granado-Lorencio 1993, White et ál. 2003) el realizar muestreos mediante recorridos de 600 a 1,000 m es suficiente para establecer la presencia de la nutria en un tramo en particular. Sin embargo es necesario tomar en consideración diversos factores tales como: el tipo de ribera, las fluctuaciones en el nivel del agua, y el aumento de la actividad humana, lo cual podría influir en la probabilidad de detección (Romanowski et ál. 1996).

² Balladares, S. 2012. Comentarios sobre la observación de nutrias en el río San Carlos. (Comunicación personal). Boca de San Carlos, CR.

5 CONCLUSIONES IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL MANEJO

En la cuenca del río San Juan, los registros de presencia dejados por las nutrias se ubicaron mayormente en áreas con vegetación riparia, donde la obstrucción visual estuvo determinada por la proporción de vegetación herbácea, y la cantidad de arbustos y árboles en las riberas. Con base a lo anterior, es recomendable, mantener al menos el 50% de la vegetación herbácea en la laderas de los ríos, con el objetivo de evitar la erosión en esas zonas, así como una cobertura arbustiva $\geq 30\%$ y una densidad arbórea $\geq 3,5$ arb/100 m² que le proporcione a la nutria una adecuada cobertura de escape y permita mantener y/o aumentar la franja ribereña. Lo anterior, puede enmarcarse dentro del artículo 33 y 34 de la Ley Forestal de Costa Rica que marca una zona de protección de 15 m horizontales para ambos lados de las riberas de ríos, quebradas o arroyos, y prohíbe la corta o eliminación de árboles en las áreas de protección descritas anteriormente.

De acuerdo a los datos obtenidos, la mayor probabilidad de detección ocurrió en los primeros 800 m ($p= 0.275$ por cada tramo de 400 m) del transecto recorrido. MacKenzie et ál. (2006) mencionan que tramos de 200 a 1,000 m con valores de detección entre 0.2 y 0.8 se consideran adecuados para determinar el tamaño de un transecto de muestreo; por lo que para estudios posteriores (p. ej., abundancia, probabilidad de ocupación, uso y/o selección de hábitat) se recomienda establecer transectos de menor longitud a la recorrida en este estudio (p. ej., 400 m) con el objetivo de reducir costos y aumentar el número de sitios de muestreo en el área de estudio.

De acuerdo a los modelos de ocupación, la presencia de la nutria en la cuenca del río San Juan estuvo relacionada a la densidad de árboles sobre la ribera y el número de troncos en las márgenes de los cuerpos de agua, siendo mayor la probabilidad de detección en aquellos sitios con un alto porcentaje de bosque en el paisaje (41.7%). Debido a lo anterior, se debe conservar la estructura del paisaje de los ecosistemas ribereños mediante el mantenimiento de la vegetación riparia, evitando en la medida de lo posible la presencia de ganado en las riberas mediante el cercado de las franjas riparias con especies frutales y/o maderables que provean estabilidad y protección a los taludes (Auquilla-Cisneros 2005). Lo

anterior se debe a que mediante el constante pisoteo que el ganado ejerce sobre la vegetación, tiende a limitar la capacidad de regeneración de las especies herbáceas y leñosas.

Finalmente se recomienda evitar actividades de alto impacto a los ecosistemas fluviales, especialmente aquellas que hagan disminuir la capacidad de carga del medio, afectando la disponibilidad de agua, de alimento o bien de refugio en las orillas de los cursos de agua, tal es el caso de los sectores de muestreo establecidos en: Quebrada Chancha, río Negros, río Peje, río San Carlos, río Sarapiquí y río Sucio los cuales están inmersos dentro de un paisaje compuesto en su gran mayoría por zona de cultivos (52.9%) con poca cobertura boscosa (17.2%) y donde se observó que el canal de riego de los diversos cultivos son descargados directamente a los ríos de muestreo lo cual podría estar afectando la calidad de hídrica en esos cuerpos de agua y por lo tanto la sobrevivencia de las nutrias.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Anoop, KR; Hussain, SA. 2004. Factors affecting selection by smooth-coated otters (*Lutra perspicillata*) in Kerala, India. *Journal of Zoology* 263:417-423.
- Arellano-Nicolás, E; Sánchez-Núñez, E; Mosqueda-Cabrera, MÁ. 2012. Distribución y abundancia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en Tlacotalpan, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.)28(2):270-279.
- Balestrieri, A; Remonti, L; Prigioni, C. 2009. Habitat selection in a low-density badger *Meles meles* population: a comparison of radio-tracking and latrine surveys. *Wildlife Biology*. 15:442-448.
- Barja, I. 2003. Patrones de señalización con heces en el lobo ibérico. *Etología* 11:1-7.
- Barona, J. 2006. Taller práctico de conservación: el caso de la nutria. Curso de gestión y conservación de flora y fauna amenazadas. 26 pp.
- Barret, DA. 2004. Status and population characteristics of the northern river otter (*Lontra canadensis*) in central and eastern Oklahoma. Tesis B.Sc. Oklahoma, USA. Southeastern Oklahoma State University. 114 p.

- Botello, JC. 2004. Evaluación del estado de la nutria de río *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), en el río Cauca, zona de influencia del municipio de Cali, departamento del Valle del Cauca, Colombia. Informe final. 44 pp.
- Burnham, KP; Anderson, DR. 2004. Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research* 33(2):261-304.
- Carrillo-Rubio, E; Lafón, A. 2004. Neotropical river otter micro-habitat preference in West-Central Chihuahua, Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 21(1):10-15.
- Carrillo-Rubio, E. 2004. Factors influencing neotropical river otter habitat use in central Chihuahua, Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 21(A).
- Carugati, C; Rowe-Rowe, DT; Perrin, M. 1995. Habitat use by *Aonyx capensis* and *Lutra maculicollis* in the natal Drakensberg (South Africa): preliminary results. *Hystrix*, (7 (1/2):239-242.
- Chassot, O; Monge-Arias, G. 2002. La biodiversidad amenazada del Corredor Biológico San Juan-La Selva. *Ambientico* 107:14-15.
- Chassot, O; Monge-Arias, G; Jiménez, V. 2006. Evaluación del hábitat para la danta Centroamericana (*Tapirus bairdii*) en la zona Norte de Costa Rica. *Tapir Specialist Group* 15/2(20):17-23.
- Cirelli, VV. 2005. Restauración ecológica en la Cuenca Apatlaco-Tembembe. Estudio de caso: modelado de la distribución de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*. Tesis Mag. Sc. México, DF. UNAM. 164 p.
- Díaz-Gallardo, N; Dávalos, LI; Santana, E. 2007. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la Cuenca Baja del Río Ayuquila, Jalisco. In Sánchez-Rojas, G; Rojas-Martínez, A. eds. *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Pachuca, Hidalgo. p. 165-182.
- Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; Gonzalez L; Tablada M; Robledo CW. 2012. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Donovan, TM; Hines, J. 2007. Exercises in occupancy modeling and estimation, exercise 5: single-species, single-season occupancy models with survey covariates. 75p.

- Duplaix, N. 1980. Observations on the ecology and behaviour of the giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Surinam. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 34:496–620.
- Durbin, LS. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. *Journal of Zoology* 245:85-92.
- Gallant, D; Vasseur, L; Bérubé, CH. 2007. Unveiling the limitations of scat surveys to monitor social species: a case study on river otters. *Journal of Wildlife Management* 71(1):258-265.
- Gallo-Reynoso, JP. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Tesis Mag. Sc. México, DF. UNAM. 196 pp.
- Gorman, TA; Erb, JD; McMillan, BR; Martin, DJ; Homyack, JA. 2006. Site characteristics of river otter (*Lontra canadensis*) natal dens in Minnesota. *Am. Midl. Nat.* 156:109–117.
- Hines, JE. 2006. PRESENCE software to estimates patch occupancy rates and related parameters. Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland. [Online.] Available at www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html
- Hussain, SA; Choudhury, BC. 1997. Distribution and status of the smooth-coated otter *Lutra perspicillata* in national Chambal sanctuary, India. *Biological Conservation* 80:199-206.
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica, CR). 2008. Atlas digital de Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal, Laboratorio de Información Geográfica, Cartago, CR.
- Johnson, DH. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resources preference. *Ecology* 61:65-71.
- Kean, EF; Müller, CT; Chadwick, EA. 2011. Otter scent signals age, sex, and reproductive status. *Chem. Senses* 36:555-564.
- Kiesow, AM. 2003. Feasibility of reintroducing the river otter (*Lontra canadensis*) in South Dakota. Tesis Mag. Sc. South Dakota, USA. South Dakota State University. 111 p.
- Kraussman, PR. 1999. Some basic principles of habitat use. In Launchbaugh, K; Saunders, K; Mosley, J. eds. *Grazing behaviour of livestock and wildlife, Idaho forest, wildlife and range experiment station.* Moscow. Idaho. p. 85-90.

- Macdonald, SM. 1983. The status of the otter in the British Isles. *Mammal Review* 13:1 1-23.
- _____; Mason CF. 1985. Otters, their habitat and conservation in Northeast Greece. *Biological Conservation* 31:191-210.
- Macías-Sánchez, S. 2003. Evaluación del hábitat de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) en dos ríos de la zona centro del estado de Veracruz, México. Tesis Mag. Sc. Xalapa, Ver. INECOL 93 pp.
- MacKenzie, DI; Nichols, JD; Lachman, GB; Droege, S; Royle, JA; Langtimm, CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.
- Mackenzie, RJ; Paukert, CP; Whittier, JB; Sandercock, BK. 2011a. Scale-dependent factors affecting North American river otter distribution in the Midwest. *The American Midland Naturalist* 166:177-193.
- _____; Paukert, CP; Sandercock, BK; Gipson, PS. 2011b. Factors affecting detectability of river otters during sign surveys. *Journal of Wildlife Management* 75(1):144-150.
- Madsen, AB; Prang, A. 2001. Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriologica* 46(2):171-179.
- Mayor-Victoria, R; Botero-Botero, A. 2010. Uso del hábitat por la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora: Mustelidae) en la zona baja del Río Roble, alto Cauca, Colombia. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 14(1):121-130.
- OEA (Organización de los Estados Americanos, US). 1997. Estudio de diagnóstico de la Cuenca del Río San Juan y lineamientos de Plan de acción. Washington, US. 330 p.
- Pardini, R; Trajano, E. 1999. Use of sheltets by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80(2):600-610.
- Parera, A. 1996. Las nutrias verdaderas de la Argentina. *Boletín Técnico 21 de la Fundación Vida Silvestre Argentina*. 31 pp.
- Prakash, N; Mudappa, D; Shankar-Raman, TR; Kumar, A. 2012. Conservation of the Asian small-clawed otter (*Aonyx cinereus*) in human-modified landscapes, Western Ghats, India. *Tropical Conservation Science* 5(1):67-78.

- Prenda, J; Blanco-Garrido, F; Hermoso, V; Menor, A; Clavero, M. 2008. Efectos del hábitat y la disponibilidad de presas sobre la dieta y la distribución de la nutria (*Lutra lutra*) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. In Menor, A; Cuenca, I. eds. Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. España. p. 255-271.
- _____; López-Nieves, P; Bravo, R. 2001. Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 11:343-355.
- _____; Granado-Lorencio, C. 1993. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L; sprainting activity in a small Mediterranean catchment. Biological Conservation 76:9-15.
- Prigioni, C; Remonti, L; Balestrieri, A; Sgrosso, S; Priore, G; Misin, C; Viapiana, M; Spada, S; Anania, R. 2005. Distribution and sprainting activity of the otter (*Lutra lutra*) in the Pollino National Park (southern Italy). Ethology Ecology and Evolution 17:171-180.
- PROCUENCA-San Juan. 2004. Formulación del Plan Estratégico de Acción para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río San Juan y su Zona Costera. (en línea). San Jose, CR. Consultado 10 dic. 2011. Disponible en http://www.oas.org/sanjuan/spanish/sobre/documento_proyecto/antecedentes.html
- Quadros, J; Monteiro-Filho, EL. 2002. Sprainting sites of the Neotropical Otter (*Lontra longicaudis*), in an Atlantic forest area of Southern Brazil. Mastozoología Neotropical 9(1):39-46.
- Rivilla, JC; Alís, S. 2003. Distribución de la nutria (*Lutra lutra*) en el río guadiamar tras el vertido tóxico de la mina de Aznalcóllar. de la nutria. Galemys 15 (No. Especial):125-130.
- Romanowski, J; Brzeziski, M; Cygan, JP. 1996. Notes on the technique of the otter field survey. Acta Theriologica 41(2):199-204.
- Ruiz-Olmo, J; Calvo, A; Palazón, S; Arqued, V. 1998. Is the otter a bioindicator? Galemys 10 (No. Especial):227-237.

- Spínola, R; Vaughan, C. 1995. Abundancia relativa y actividad de marcaje de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en Costa Rica. *Vida silvestre neotropical* 4(1):38-45.
- Strahler, AN, 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38(6):913-920.
- Torre, IA; Arrizabalaga, A; Flaquer, C. 2003. Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el parque natural del Montnegre y el corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys* 15 (1): 15-28.
- Uchôa, T; Vidolin, GP; Fernandes, TM; Velastin, GO; Mangini, PR. 2004. Aspectos ecológicos e sanitários da lontra (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Cadernos da Biodiversidade*. 4 (2):19-28.
- Vega-García, H. 2006. Evaluar el rol de los regímenes ambientales en las cuencas internacionales centroamericanas el caso de Procuencia San Juan y el Plan Trifinio. Heredia, CR. 77 p.
- Villate, R; Canet-Desanti, L; Chassot, O; Monge-Arias, G. 2009. El Corredor Biológico San Juan-La Selva: una estrategia exitosa de conservación. San José, CR. 94 p.
- Waldemarin, HF; Colares, EP. 2000. Utilization of resting sites and dens by the neotropical river otter (*Lutra longicaudis*) in the South of rio grande do Sul State, Southern Brazil. *IUCN IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 17 (1):14-19.
- White, CL; McClean, CJ; Woodroffe, GL. 2003. Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biological Conservation* 112:363-371.
- Wo-Ching, E. 1997. Estudio de la actividad minera de oro a cielo abierto en la cuenca binacional del Río San Juan Costa Rica y Nicaragua. San José, CR. 127 p.

ANEXOS

Anexo 1. Cuadro con la ubicación y características de los transectos establecidos en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica para la búsqueda de rastros de nutria neotropical (Marzo-Julio 2012).

Id	Transecto	Coordenadas geográficas		Jerarquía	Distancia (m)	Registro	Fecha de muestro
		Latitud N	Longitud W				
1	Río Toro Amarillo	10° 19'17.02"	83° 50'19.34"	4	3600	1	23-mar-12
2	Río Blanco	10° 08'58.94"	83° 49'37.25"	3	3600	1	25-mar-12
3	Quebrada Chancha	10° 22'34.05"	83° 52'59.73"	3	2800	1	27-mar-12
4	Río Corinto	10° 12'45.05"	83° 53'08.49"	4	3600	1	13-abr-12
5	Caño Cura	10° 16'35.79"	83° 58'55.46"	1	3600	1	14-abr-12
6	Río Bijagual	10° 26'02.55"	84° 02'43.53"	3	3600	1	16-abr-12
7	Quebrada Isla Grande	10° 21'52.63"	83° 57'36.28"	3	3600	1	17-abr-12
8	Río Sucio	10° 27'36.08"	83° 59'18.66"	4	1600	0	19-abr-12
9	Río Sarapiquí	10° 23'15.96"	84°08'19.81"	4	3600	0	20-abr-12
10	Río Cuarto	10° 26'46.94"	84° 11'46.38"	3	3600	1	23-abr-12
11	Quebrada Los Mudos	10° 20'07.76"	84° 14'50.38"	1	2800	0	10-may-12
12	Caño Negro	10°32'14.65"	84° 10'57.39"	3	3600	1	11-may-12
13	Río Sahino	10° 34'22.11"	84° 16'53.04"	3	3600	1	12-may-12
14	Quebrada Los Chiles	10° 28'02.30"	84° 20'33.37"	2	3600	1	13-may-12
15	Río Arenal	10° 30'34.00"	84° 42'01.80"	3	3600	1	15-may-12
16	Río Burro	10° 27'16.69"	84° 37'57.02"	2	3600	1	16-may-12
17	Río Arenal_2	10° 29'39.23"	84° 34'26.42"	3	2000	0	17-may-12
18	Río San Carlos	10° 31'43.83"	84° 28'55.22"	4	3600	0	18-may-12
19	Río San Rafael	10° 26'01.38"	84° 25'05.50"	3	3600	1	19-may-12
20	Río Negros	10°22'18.20"	84° 19'13.86"	2	3600	0	20-may-12
21	Río Cascajal	10° 01'28.24"	83° 56'49.25"	1	1600	0	13-jun-12
22	Río Peje	10° 17'13.73"	84° 25'48.06"	3	3200	0	15-jun-12
23	Río La Esperanza	10° 19'50.88"	84° 34'47.84"	3	3600	1	16-jun-12
24	Río Cataratas	10° 12'57.72"	84° 32'42.83"	3	3200	1	17-jun-12
25	Río Piedras Negras	10° 33'18.79"	84° 58'27.86"	2	3600	1	19-jun-12
26	Río Peñas Blancas	10° 21'24.79"	84° 38'39.89"	3	2800	0	22-jun-12
27	Río Pocosol	10° 35'55.17"	84° 33'24.24"	3	3600	1	23-jun-12
28	Río Medio Quesito	10° 49'15.30"	84° 33'30.87"	1	3600	0	24-jun-12
29	Río Sabogal	10° 52'53.38"	84° 42'08.83"	3	3600	1	25-jun-12
30	Río Medio Queso	11° 01'51.46"	84° 41'09.20"	3	3600	1	26-jun-12
31	Río Pocosol_2	10° 54'54.04"	84° 28'14.22"	4	3600	1	28-jun-12
32	Quebrada Gaspar	10° 28'01.29"	83° 51'57.92"	2	2400	0	19-jul-12
33	Caño Marías	10° 33'02.92"	83° 56'41.39"	2	1600	0	20-jul-12
34	Río Sarapiquí_2	10° 38'39.97"	83° 59'48.92"	4	3600	1	21-jul-12
35	Río Cureno	10° 43'10.36"	84° 08'07.48"	2	2000	0	22-jul-12
36	Río Infiernito	10° 50'20.83"	84° 21'06.84"	3	2400	1	23-jul-12
37	Río Gaspar	10° 40'10.50"	83° 51'05.16"	2	2800	0	26-jul-12
38	Río San Carlos_2	10° 38'01.16"	84° 25'21.86"	4	3600	1	27-jul-12
39	Caño Pataste	10° 43'01.17"	84° 17'13.50"	1	3600	0	28-jul-12
40	Río Colorado	10° 40'52.71"	83° 40'06.53"	5	3600	1	29-jul-12

Las coordenadas geográficas corresponden al inicio del transecto. La jerarquía de los cuerpos de agua se realizó de acuerdo a Strahler (1957). La distancia corresponde al número de metros recorridos por transecto. Los registros se catalogaron como Detección "1" y No detección "0".

Anexo 2. Capas de información digital utilizadas para obtener las variables de paisaje consideradas para determinar la probabilidad de ocupación de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Fuente	Descripción	Año	Resolución
Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008)	Ríos	2008	1: 50,000
Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008)	Red de caminos	2008	1: 50, 000
Imágenes “Rapid Eye”	Imágenes a color del área de estudio	2010-2011	5 x 5 metros
Imágenes Landsat	Imágenes a color del área de estudio	2005	0.5 x 0.5 metros

ARTÍCULO 2. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL Y CONOCIMIENTO LOCAL DE LA NUTRIA NEOTROPICAL (*Lontra longicaudis*) EN LA CUENCA DEL RÍO SAN JUAN, COSTA RICA

RESUMEN

Se establecieron 40 sitios de muestreo en la cuenca del río San Juan (CRSJ); en cada sitio se digitalizó y generó un mapa de uso de suelo escala 1:15,000 dentro de un buffer de 1 km de radio. Así mismo, mediante FRAGSTATS 3.3 se midieron ocho métricas descriptivas del paisaje en dos niveles (clase y paisaje). Para representar visualmente la presencia potencial de la nutria en la CRSJ, se generaron dos modelos predictivos basados en el algoritmo de MAXENT mediante registros de clase I (presencia en transectos, n=25) y clase II (presencia por entrevistas a personas locales, n=33) obtenidos en los sitios de muestreo. Para la generación de los modelos predictivos, se utilizaron nueve capas obtenidas del Atlas Digital de Costa Rica y de la base de datos mundial de WorldClim con un tamaño de celda de 30 m. El área de estudio estuvo compuesta por 1,433 parches; la clase con el mayor número de parches (543) y área (16.18 km²) fue el bosque, seguido del pastizal con un área promedio de 15.34 km², y 422 parches. El sitio de muestreo con el mayor número de parches (n=39) y el índice de diversidad de Simpson de mayor valor fue el río San Carlos. Mediante el análisis del área bajo la curva (AUC; por sus siglas en inglés), el modelo1 presentó un valor de 0.955, mientras que el modelo2 obtuvo un valor de AUC de 0.899. A partir de un análisis de correlación, se determinó una fuerte similitud ($r=0.802$) entre las dos capas ráster (modelo1 y modelo2) generadas en MAXENT. La prueba de “jackknife” determinó que en ambos modelos la variable distancia a ríos de jerarquía alta es la que por sí sola podría predecir de manera efectiva el hábitat idóneo de la nutria en la CRSJ.

Palabras clave: Cuenca del Río San Juan, distribución potencial, Maxent, métricas de clase, métricas de paisaje, nutria neotropical.

1 INTRODUCCIÓN

La acelerada degradación de los recursos naturales en regiones tropicales hace necesario la implementación de métodos alternativos que permitan una evaluación rápida de la diversidad biológica y sus patrones de distribución con el objetivo de contar con herramientas fiables para el desarrollo de políticas de conservación adecuadas (Cayuela et ál. 2009, Armenteras y Mulligan 2010). No obstante, en la mayoría de los casos el elevado costo económico y temporal que supone el implementar programas de monitoreo para conocer la distribución espacial de una o más especies dificulta esta labor (Gibson 2011, Kumar y Stohlgren 2009).

Hoy en día, los modelos de distribución de especies (MDE) se reconocen como una herramienta de planificación adecuada que ofrece información objetiva en la identificación de áreas potenciales de ocupación mediante la interpretación visual de mapas predictivos (Guisan y Zimmermann 2000, Mateo et ál. 2011). Los MDE funcionan a partir de registros geográficos (datos de presencia/ausencia o detección y no detección), y un set de variables predictoras (Elith et ál. 2006, De Souza et ál. 2011). Las variables predictoras, son aquellas que el investigador considera tienen una relación directa (proximal) o indirecta (distal) en la distribución de la especie de estudio (Guisan y Zimmermann 2000). Mateo et ál. (2011), menciona que las variables que comúnmente son utilizadas en estudios de MDE son de carácter: a) ambiental (temperatura, precipitación, red de drenaje, vegetación), b) topográficas (elevación, pendiente, curvatura o rugosidad), y c) demográficas (índice poblacional, accesibilidad, densidad o proximidad a vías de comunicación).

De acuerdo con Benito de Pando y Peñas de Giles (2007), en la actualidad existen diferentes técnicas para la obtención de mapas predictivos y se agrupan de acuerdo al tipo de datos que requieren; tal es el caso de los métodos basados en registros de presencia-ausencia entre los que destacan los modelos lineales generalizados (GLM por sus siglas en inglés), modelos aditivos generalizados (MAG), redes neuronales (ANN), y las técnicas de ordenación (Stockwell y Peterson 2002, Mateo et ál. 2011). De igual forma, se han desarrollado técnicas que trabajan únicamente con datos de presencia como lo son: Bioclim, Domain, ENFA, GARP y MAXENT (Carpenter et ál. 1993, Brotons et ál. 2004,

Phillips et ál. 2006, Terribile et ál. 2010). Las técnicas que requieren solo datos de presencia son de gran ayuda cuando se trabaja con organismos móviles en su ambiente natural (como la fauna silvestre), debido a que las especies en vida libre son difícilmente observables (Baldwin 2009) haciendo que los datos de ausencia verdadera no se encuentren disponibles o sean difíciles de verificar (Brotons et ál. 2004, Mateo et ál. 2011).

Actualmente una de las técnicas más utilizadas para predecir la distribución geográfica de especies cuando no se tienen datos de ausencia verificados es MAXENT (Briones-Salas et ál. 2012, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012). MAXENT es un software estadístico basado en la teoría de máxima entropía (todos los valores tienen la misma probabilidad de ocurrir) y generalmente usado para hacer predicciones a partir de información incompleta (Phillips et ál. 2006, Weber y Schwartz 2011); esta técnica de modelado se basa en la representación del nicho ecológico de una especie a partir del análisis de diferentes variables (Phillips et ál. 2006) ya sean continuas o categóricas mismas que pueden ser incorporadas al modelo (Papes y Gaubert 2007, Baldwin 2009) dando como resultado la probabilidad de distribución de la especie de interés en un área determinada.

A pesar de que la nutria es una especie que presenta cierta tolerancia a modificaciones ambientales (Larivière, 1999), el plan de acción para su conservación en Latinoamérica menciona que la destrucción del hábitat y la contaminación de los cuerpos de agua son sus principales amenazas (Chehebar 1990), aunado al hecho de que no existe información estandarizada sobre cambios en la extensión de su presencia o áreas de ocupación (Waldemarin y Álvarez 2008). De acuerdo con Botello (2004) el realizar estudios que permitan conocer la distribución actual y el estado de sus poblaciones permitirá contar con herramientas fiables para la toma de decisiones que contribuyan a la conservación de la especie y su hábitat. No obstante, solo en tres regiones de Costa Rica (Sarapiquí, Peñas Blancas y Reventazón) se han realizado muestreos focalizados hacia la nutria (Spínola y Vaughan 1995a, b, Rojas y Marozzi 2005, Madrigal y Gamboa 2007, González-Navarro et ál. 2010), lo anterior no significa que la especie no esté presente en otras regiones, sino más bien, indica la carencia de muestreos en el país lo que dificulta la toma de decisiones que contribuyan en su conservación.

Debido a esta carencia de datos, el presente estudio tuvo como objetivo determinar, en primer lugar la presencia actual (distribución) de la nutria en la Cuenca del Río San Juan (CRSJ) y la presencia probable (distribución potencial), mediante la generación de un modelo de distribución de la nutria en la CRSJ, basado en datos de presencia en la cuenca, así como el aporte del conocimiento de los pobladores locales sobre diferentes aspectos biológicos y ecológicos de la nutria, y posibles amenazas para la especie en la zona.

2 METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La Cuenca del Río San Juan (CRSJ), constituye la mayor reserva de agua dulce de Centroamérica, se ubica entre los 10° y 12° 30' de latitud Norte, y entre 83° 30' y 86° 15' de longitud Oeste, abarca el Sureste de Nicaragua y el Noreste de Costa Rica (Vega-Garcia 2006) tiene una superficie de 38,569 km² de los cuales 64% (24,684 km²) pertenece a Nicaragua y el 36% (13,885 km²) restante a Costa Rica (Procuenca-San Juan 2004). En su parte Costarricense, la CRSJ se ubica entre las vertientes noreste de la Cordillera Volcánica de Guanacaste, la Cordillera Volcánica Central, el Mar Caribe y la frontera con Nicaragua (Wo-Ching 1997). La delimitación geográfica de la CRSJ que se utilizó en este trabajo es la definida por el ITCR (2008) la cual tiene una extensión de 9,236.25 km² (Figura 11).

La CRSJ tiene una precipitación media anual de 3,550 mm con máximos en los meses de agosto-octubre ($\geq 8,000$ mm) y mínimos entre marzo y abril (Procuenca-San Juan 2004). Presenta una variabilidad en su altitud (de 30 a 3,000 msnm), aunque la mayor parte de la zona se ubica entre los 500 msnm (Wo-Ching 1997). La temperatura media anual de la cuenca oscila entre los 20° y 25°C y descienden hasta los 10°C o menos en las zonas más altas (OEA 1997, Procuenca-San Juan 2004).

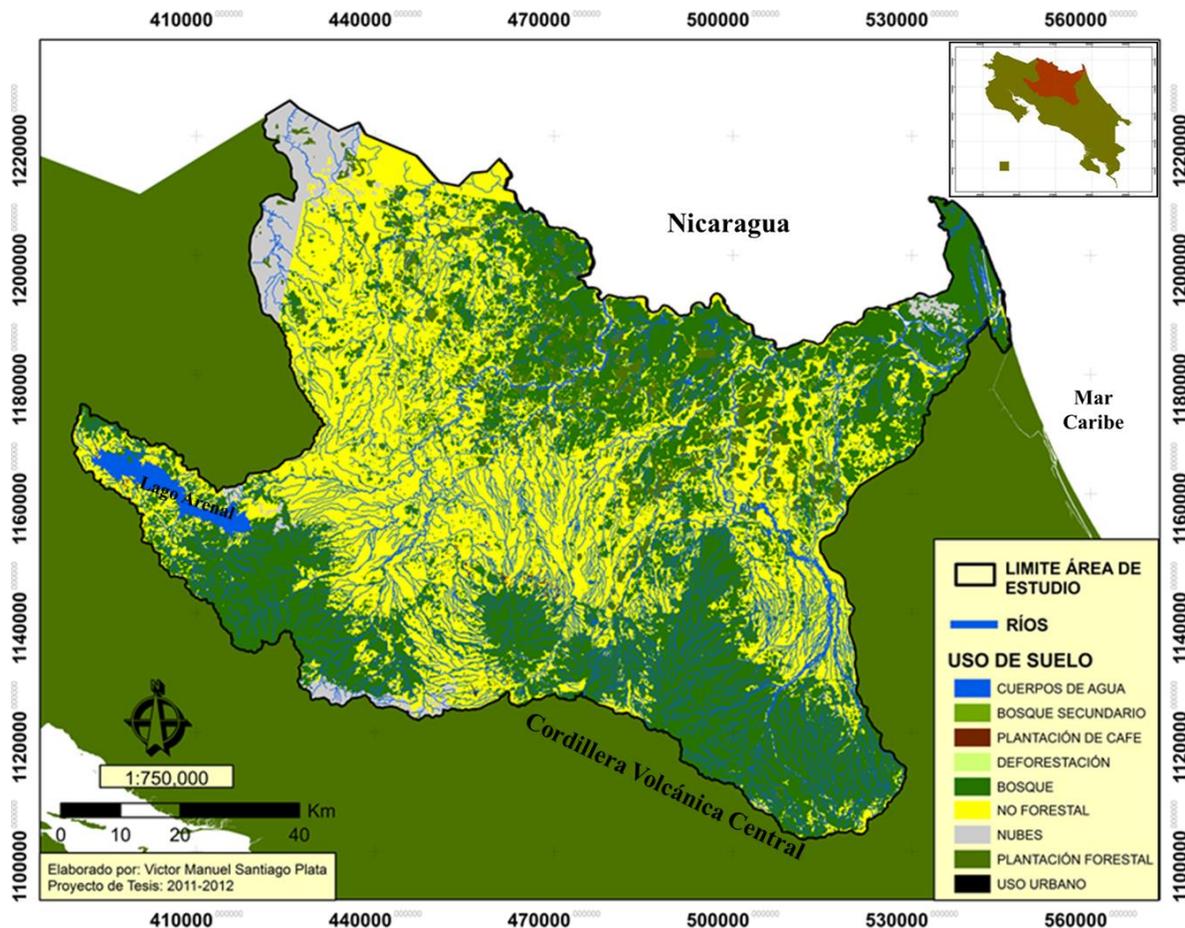


Figura 11. Mapa de ubicación de la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica. Fuente: *Capa de uso del suelo, Atlas Digital (ITCR 2008)*.

De acuerdo a la clasificación de Holdridge, en la CRSJ se encuentran representadas 18 zonas de vida (ITCR 2008). La flora y fauna en la CRSJ se ve favorecida por la situación transicional de la zona Neártica y Neotropical en la que se encuentra inmersa (OEA 1997, Procuena-San Juan 2004). A la fecha, se han reportado más de 6,000 especies de plantas vasculares, con un número significativo de endemismos (Villate et ál. 2009). La fauna en el CRSJ es diversa, reportándose a la fecha 80 especies de anfibios y 135 especies de reptiles, de igual forma se estima que la cuenca alberga 139 especies de mamíferos siendo los roedores (Rodentia) y murciélagos (Chiroptera) los más abundantes, para el grupo de las aves se conocen cerca de 515 especies distribuidas en 15 familias (Chassot y Monge 2002, Procuena-San Juan 2004, Chassot et ál. 2006).

Como parte de su actividad económica, en el área se encuentran localizadas algunas industrias como aserraderos, empresas bananeras, plantas procesadora de cítricos, ingenios azucareros, cooperativas de productores de leche y numerosos beneficios de café (OEA 1997). La agricultura en la zona se caracteriza por sostener el 54% de la producción de frijol del país, un 11 % de su caña de azúcar, un 6% de producción de maíz y banano, así como el 90% de la producción de tubérculos y raíces entre las que destacan los cultivos de yuca, camote, brócoli y jengibre (Vega-García 2006). La densidad poblacional para la CRSJ en Costa Rica es de 22 habitantes/km² (Procuencia-San Juan 2004).

2.2 Método

2.2.1 Composición y estructura del paisaje

El paisaje fue caracterizado en base a 40 sitios de muestreo establecidos en la cuenca del río San Juan (CRSJ). Para cada sitio, se generó un mapa de uso de suelo dentro de un buffer de 1 km de radio el cual fue generado mediante la herramienta Analysis Tools (Proximity-Buffer) en ArcGis 9.3. El uso de suelo fue digitalizado a escala 1:15,000 mediante la interpretación visual de imágenes aéreas (Cuadro 8) y datos recabados en campo.

Cuadro 8. Imágenes aéreas utilizadas para digitalizar el uso del suelo (Escala 1:15,000) para cada sitio de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Imagen	Descripción	Año	Resolución
“Rapid Eye”	Imágenes a color del área de estudio	2010-2011	5 x 5 m
Landsat	Imágenes a color del área de estudio	2005	0.5 x 0.5 m

El mapa de uso de suelo fue clasificado en siete categorías: 1) bosque (plantaciones forestales, bosques primarios, secundarios y ribereños), 2) pastizal (pasto con árboles, pasto sin árboles), 3) cultivos (cítricos, caña de azúcar, piña, otros monocultivos), 4) suelo desnudo (área sin algún tipo de cobertura), 5) cuerpos de agua (ríos, quebradas, caños, lagunas, lagos), 6) charral (pastizal abandonado con presencia de arbustos y vegetación secundaria joven) y 7) uso urbano (asentamientos humanos como poblados, cabeceras de cantón, villas).

Con el objetivo de conocer el arreglo espacial del paisaje, en cada buffer se midieron ocho métricas (variables) descriptivas del paisaje en dos niveles (clase y paisaje). De acuerdo con Correa-Ayram (2010), las métricas a nivel de clase cuantifican las características de un tipo de cobertura de manera independiente, y las métricas a nivel de paisaje se basan en el análisis de las áreas, perímetros, distancias y conectividad de los parches que integran el mosaico del paisaje (Sanz et ál. 2011). Las métricas medidas dentro de cada buffer fueron: área de clase, porcentaje de paisaje, número de parches, distancia promedio al vecino más cercano, área promedio de clase, índice de Shannon, índice de Simpson, índice de conectancia (Cuadro 9).

Cuadro 9. Métricas de composición y estructura a nivel de clase y paisaje medidas dentro de los 40 sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Código	Métrica	Descripción	Métrica tipo
SHDI	Índice de Diversidad de Shannon	Medida de diversidad sin límites definidos; es igual a 0 cuando el paisaje contiene sólo un parche, y aumenta conforme aumente el número de parches de diferentes clases.	Paisaje
SIDI	Índice de diversidad de Simpson	Es una medida de diversidad con límites entre 0 y 1. La diversidad será 0 cuando el paisaje contenga un sólo un parche, y se acercara a 1 conforme el paisaje sea más heterogéneo	Paisaje
CONNECT	Índice de Conectancia	Se define como el número de enlaces funcionales entre parches del mismo tipo, donde cada parche está conectado o no basado en un criterio de distancia.	Paisaje
CA	Área de clase	Esta métrica es una medida de composición que determina el tipo de parche (clase) del que está compuesto el paisaje.	Clase
PLAND	Porcentaje de paisaje	Mediante esta métrica se cuantifica la abundancia proporcional de cada tipo de parche (clase) en el paisaje.	Clase
NP	Número de parches	Corresponde al número de parches de una misma clase.	Clase
ENN_MN	Distancia promedio al vecino más cercano	Es igual a la distancia al vecino más cercano del mismo tipo (clase), basado en la distancia más corta de borde a borde entre ellos.	Clase
ÁREA_MN	Área promedio de clase	Hace alusión al área promedio de los parches de cada clase.	Clase

Fuente: Vila et ál. 2006, Correa-Ayram 2010.

El cálculo de los índices de paisaje (métricas de clase y paisaje) se realizó con el software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal et ál. 2002). Debido a que este software trabaja en formato ráster, se realizó de manera conjunta y con un nivel de resolución de 5 m la transformación de las capas vectoriales (40 buffer de 1 km) a ráster, mediante la herramienta Analysis Tools (Proximity-Batch) en ArcGis 9.3. Previo a la transformación de las capas vectoriales, se asignaron valores numéricos (enteros positivos) a los diferentes tipos de cobertura que componen las distintas clases de parches dentro del paisaje (p. ej., el valor 1 representa el tipo de cobertura bosque, el 2 al pastizal, el 3 a los cultivos y así sucesivamente con los demás usos del suelo). Finalmente se creó un archivo de propiedades de clase en formato .fct, el cual fue incorporado al programa con el objetivo de organizar los datos de entrada a FRAGSTATS (McGarigal et ál. 2002).

2.2.2 Selección de sitios de muestreo para la obtención de registros de nutria

Mediante ArcGis 9.3 y la capa digital de ríos (escala 1:50,000) se obtuvo la longitud total de los ríos existentes dentro de cada sub-cuenca que conforma la cuenca del río San Juan (CRSJ); en base al porcentaje de ríos por sub-cuenca se distribuyeron al azar 40 sitios de muestreo. Para determinar la presencia de la nutria en cada sitio de muestreo, fueron establecidos transectos de 3,600 m de longitud y ancho variable sobre la ribera de los ríos donde se realizó la búsqueda e identificación de rastros (huellas, heces, revolcaderos, madrigueras) de nutria, y así como el registro de avistamientos directos de la especie. Cada registro de presencia fue referenciado geográficamente con la ayuda de un GPS map 62 (marca Garmin).

De igual forma, se efectuaron entrevistas semi estructuradas entre la población local asentada en la margen de los ríos muestreados con la finalidad de recabar información adicional sobre la presencia de la nutria en la zona. La información sobre la presencia de la nutria en los ríos donde se realizaron las entrevistas fue considerada como válida o no, de acuerdo a la descripción morfológica de la especie, y el reconocimiento de sus rastros (mediante ayuda visual impresa de huellas y excretas) por parte del entrevistado. Una vez que se obtuvieron los registros de nutria en la zona, se generó una base de datos geográficos la cual fue clasificada en dos clases: Clase I (registros de presencia obtenidos durante los

recorridos en los transectos de muestreo, con evidencia física) y Clase II (registros de presencia obtenidos a partir de las entrevistas realizadas, sin evidencia física). La base de datos generada fue transportada al programa ArcGis 9.3 para su visualización y conversión a formato “*shapefile*”.

2.2.3 Selección de variables utilizadas en la elaboración del modelo

Mediante revisión bibliográfica (Ali et ál. 2010, Barbosa et ál. 2003, Cirelli 2005, Mackenzie et ál. 2011a, White et ál. 2003), y el conocimiento del nicho ecológico de la especie, se seleccionaron nueve variables (ocho continuas y una categórica) consideradas relevantes para la elaboración del modelo. Las variables seleccionadas fueron: distancia a caminos (m), distancia a poblados (m), distancia a ríos de jerarquía alta (m), distancia a ríos de jerarquía baja (m), uso de suelo (%), altitud (m), pendiente (en grados), precipitación (mm) y temperatura (°C). La variable referente a la jerarquía de los ríos se realizó de acuerdo a Strahler (1957), y consistió en clasificar las corrientes de agua de 1er y 2do orden en ríos de jerarquía baja, y caudales de 3er, 4to y 5to orden como ríos de jerarquía alta. La información digital utilizada para el procesamiento de las variables se generó a partir del Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008), y de la base de datos mundial de WorldClim (<http://www.worldclim.org>) con resolución espacial de 1 km² (Hijmans et ál. 2005) (Cuadro 10).

Una vez que las capas digitales fueron transformadas a formato *ráster*, estas se recortaron y re proyectaron (Spatial Reference: WGS84, Transverse Mercator) en función del área de la CRSJ mediante el programa ArcGis 9.3 y la herramienta Spatial Analyst (Extraction-Extract by Mask), teniendo como resultados nueve capas ambientales con el mismo número de filas y columnas. Previo a la incorporación de las variables a MAXENT, todas las capas digitales fueron transformadas a formato ASCII.

Cuadro 10. Capas de información digital ingresadas a Maxent para modelar la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Variable	Capa digital usada	Fuente	Procesamiento	Tipo variable
Distancia a caminos	Red de caminos	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: Shapefile Feature Class. Geometry Type: Line	Se generó en ArcGis 9.3 el mapa de distancias en formato <i>ráster</i> mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Distance-Euclidean Distance). Output cell size: 30 m	Continua
Distancia a poblados	Poblados	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: Shapefile Feature Class. Geometry Type: Point	Se generó en ArcGis 9.3 el mapa de distancias en formato <i>ráster</i> mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Distance-Euclidean Distance). Output cell size: 30 m	Continua
Distancia a ríos de jerarquía alta*	Ríos (escala 1:50,000)	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: Shapefile Feature Class. Geometry Type: Line	Se generó en ArcGis 9.3 el mapa de distancias en formato <i>ráster</i> mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Distance-Euclidean Distance). Output cell size: 30 m	Continua
Distancia a ríos de jerarquía baja*	Ríos (escala 1:50,000)	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: Shapefile Feature Class. Geometry Type: Line	Se generó en ArcGis 9.3 el mapa de distancias en formato <i>ráster</i> mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Distance-Euclidean Distance). Output cell size: 30 m	Continua
Uso de suelo	Cobertura 2005	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: Shapefile Feature Class. Geometry Type: Polygon	Se transformó a formato <i>ráster</i> mediante la herramienta: Spatial Analyst (Convert-Features to Raster) en ArcGis 9.3	Categoría
Altitud	Modelo de elevación digital (MED30CRTM)	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: File System Ráster. <i>ráster</i> : med30crtm	Esta capa digital no fue modificada, solo fue recortada en función del área de la cuenca mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Extraction-Extract by Mask) en ArcGis 9.3	Continua
Pendiente	Modelo de elevación digital (MED30CRTM)	Atlas Digital de Costa Rica (ITCR 2008). Data Type: File System Ráster. <i>ráster</i> : med30crtm	Se generó en ArcGis 9.3 el mapa de pendientes mediante la herramienta: 3D Analyst Tools (Surface Analysis-Slope) Parámetros: Degree. Z factor: 1	Continua
Precipitación	Precipitación promedio anual (mm)	WorldClim (http://www.worldclim.org). Data Type: File System Ráster. <i>ráster</i> : bio_12. 1 km ² de resolución	Esta capa digital fue recortada y reproyectada en función del área de la cuenca mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Extraction-Extract by Mask) en ArcGis 9.3, cell size: 30 m	Continua
Temperatura	Temperatura promedio anual (°C)	WorldClim (http://www.worldclim.org). Data Type: File System Ráster. <i>ráster</i> : bio_1. 1 km ² de resolución	Esta capa digital fue recortada y reproyectada en función del área de la cuenca mediante la herramienta: Spatial Analyst Tools (Extraction-Extract by Mask) en ArcGis 9.3, cell size: 30 m	Continua

*La jerarquía de los ríos se clasificó de acuerdo a Strahler (1957).

2.2.4 Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ

Para representar espacialmente la presencia de la nutria en la CRSJ, se utilizó el programa MAXENT versión 3.3 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>). Este software en comparación con otros modelos de predicción ha sido reconocido como un modelo de buena capacidad predictiva (Elith et ál. 2006, Hernandez et ál. 2006, Phillips et ál. 2006). Además de que MAXENT es un software de libre acceso que presenta ventajas prácticas que lo hacen fácilmente aplicable, entre ellas está que solo requiere datos de presencia, las variables pueden ser continuas o categóricas, la salida del modelo es continua y puede categorizarse aplicando distintos umbrales y finalmente que los resultados se pueden manejar con sistema de Información Geográfica (Phillips et ál. 2006).

Con la información geográfica de los registros Clase I y II se construyeron dos modelos; para el primer modelo (modelo1), se utilizaron los registros de presencia (n=25) obtenidos durante la búsqueda de rastros en los transectos de muestreo. El segundo modelo (modelo2), fue generado mediante los registros de presencia (n=30) obtenidos en las entrevistas realizadas a los pobladores locales. Con el objetivo de garantizar la independencia espacial de los datos geográficos en ambos modelos, se eliminaron los registros de presencia duplicados, es decir; en aquellos transectos donde se registró más de una presencia (o más de dos entrevistas positivas) solo fue considerada una ubicación para los análisis.

Para la construcción de los modelos, se fraccionaron los datos de presencia en MAXENT de la siguiente manera: se utilizó el 75% de los datos para la elaboración del modelo y el restante 25% fue usado para evaluar el ajuste del mismo. Este procedimiento fue realizado para cada uno de los modelos generados. En ambos casos (modelo1 y modelo2) se utilizó el formato de salida logístico; la salida logística proporciona rangos de probabilidad de 0 a 1 (Soberón 2012), donde 0 representa la probabilidad de presencia más baja y 1 la probabilidad más alta (Kumar y Stohlgren 2009). La capacidad predictiva de ambos modelos fue calculada mediante el área bajo la curva (Area Under the Curve: AUC) la cual se deriva de la curva operacional (Receiver Operating Characteristic: ROC).

La curva ROC es la representación gráfica entre el porcentaje de presencias que el modelo predice correctamente (sensibilidad) y el porcentaje de ausencias predichas positivamente (especificidad) (Fielding y Bell 1997, Phillips y Dudík 2008). Por otro lado, el área bajo la curva (AUC) es una medida directa de la capacidad predictiva del modelo y despliega valores de predicción que van de 0 a 1 (Mateo et ál. 2011), donde valores próximos a 1 indican que existe un buen ajuste con los datos de evaluación, y cercanos a 0.5 que el ajuste del modelo no es mejor que el obtenido por azar (Benito de Pando y Peñas de Giles 2007). Para el presente estudio, el AUC fue clasificado de acuerdo a Parolo et ál. (2008); donde valores de 0,50 a 0,60 corresponden a una capacidad de predicción insuficiente, de 0,60 a 0,70 una predicción deficiente, de 0,70 a 0,80 una capacidad de predicción promedio, de 0,80 a 0,90 representa una buena predicción y un AUC de 0,90 a 1 supondría una excelente capacidad predictiva. De manera adicional dentro de MAXENT se realizó para cada modelo una prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) con el fin de estimar cuales son las variables que mejor predicen la presencia de la nutria en cada uno de ellos (Phillips y Dudik 2008).

Con el objetivo de mejorar visualmente los mapas de probabilidad generados (modelo1 y modelo2) por MAXENT, estos fueron exportados al programa ArcGis 9.3 mediante la herramienta Conversion Tools (ASCII to Ráster). Los mapas exportados fueron reclasificados en cuatro categorías; donde valores de 0-0.25 representan una probabilidad de presencia nula o muy baja, de 0.25-0.50 probabilidad de presencia baja, de 0.50-0.75 probabilidad media y valores de 0.75 a 1 una probabilidad de presencia alta. Esta clasificación fue adaptada de un estudio de hábitat potencial para la nutria de pelo fino (*Lutrogale perspicillata*) realizado por Ali et ál. (2008). Finalmente, mediante un análisis de colección de bandas (BCS por sus siglas en ingles), se generó una matriz de correlación para determinar si habían diferencias entre las dos capas ráster generadas (modelo1 y modelo2). Este análisis se realizó mediante la herramienta Spatyal Analyst (Multivariate-BCS) en el programa ArcGis 9.3.

2.2.5 Conocimiento local sobre la nutria en la CRSJ

Se realizaron entrevistas semi estructuradas entre la población local que estuviera asentada en las riberas de los ríos de muestreo con la finalidad de obtener información adicional sobre la presencia de la nutria en la zona mediante preguntas como: ¿En qué sección del río ha observado nutrias?, ¿Sabe identificar a los machos de las hembras?, ¿Cuál considera las principales causas de la disminución de nutrias en el río? (Anexo 2). Las entrevistas estuvieron encaminadas a recabar información sobre el conocimiento general de las personas sobre la nutria, las actividades productivas cercanas a los ríos así como posibles causas del aumento y/o disminución de nutrias en los mismos. Se tomó como base el cuestionario elaborado por Macías-Sánchez (2003).

Una vez recabada la información, se creó una base de datos en Excel donde las respuestas obtenidas fueron analizadas mediante estadística descriptiva y tablas de contingencia. Las tablas de contingencia se construyeron para determinar la existencia de asociaciones entre las variables categorizadas, lo anterior se realizó mediante el análisis del estadístico chi cuadrado máximo verosímil. Para representar visualmente las asociaciones entre variables, se realizó un análisis de correspondencia canónica mediante el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo et ál. 2012).

3 RESULTADOS

3.1 Composición y estructura del paisaje

Los buffer (n=40) estuvieron compuestos por 1,433 parches distribuidos en siete categorías de uso de suelo. La clase bosque tuvo un área total de 16.18 km² (43.54% del total) distribuida en 543 parches, con un área promedio de parche de 3 km² (Std: 3.8 km²) y una distancia promedio de 3.5 km (Std: 2.9 km) al vecino más cercano; en segundo orden de importancia se observó el pastizal el cual estuvo compuesto por 422 parches que representan el 40.81% (15.34 km²) del área total, con un área promedio de parche aproximada de 3 km² (Std: 2.8 km²) y una distancia promedio al parche más cercano de 3.3 km (Std: 3 km). Los cultivos y el suelo desnudo tuvieron en conjunto 281 parches con un

área promedio de 0.73 km² (Std: 0.33 km²), ocupando un área total aproximada de 4 km². La clase con el menor número de parches fue el charral (NP= 65), no obstante la clase uso urbano presento la menor área (0.36 km²) aun cuando obtuvo mayor número de parches que el charral (Cuadro 11).

Cuadro 11. Valores promedio de la estructura del paisaje con relación a métricas a nivel de clase en los 40 sitios de muestreo en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012.

Tipo de cobertura	CA (km²)	PLAND	NP	ÁREA_MN ± Std (km²)	EEN_MN ± Std (km)
Bosque	16.18	43.54	543	2.97 ± 3.83	3.50 ± 2.90
Pastizal	15.34	40.81	422	2.88 ± 2.83	3.34 ± 3,05
Cultivos	3.48	9.29	127	0.65 ± 0.60	7.04 ± 4.59
Cuerpo de agua	1.01	2.59	51	0.65 ± 0.21	4.34 ± 1.61
Charral	0.58	1.59	65	0.25 ± 0.07	7.35 ± 2.84
Suelo desnudo	0.46	1.24	154	0.08 ± 0.06	10.85 ± 5.44
Uso urbano	0.36	0.93	71	0.09 ± 0.08	8.08 ± 4.38
Total general	37.40	100	1433	7.57	-

CA: área total de clase, **PLAND:** porcentaje del paisaje, **NP:** número de parches, **ÁREA_MN:** área promedio de clase, **EEN_MN:** distancia promedio al vecino más cercano, **Std:** desviación estándar.

Los sitios de muestreo (buffers) con el mayor número de parches (≥ 50) se ubicaron en: río Toro Amarillo (n=58), quebrada chancha (n=62), río Pocosol 1 (n=65), río Sahino (n=65), río Arenal 2 (n=70), río San Carlos (n=88) y río San Rafael (n=95). Por otro lado, el valor de diversidad más alto (cuando el índice de Simpson fue $\geq 0,70$) se observó en quebrada isla grande (0,71) y río San Carlos (0,76) siendo estos los sitios de muestreo más diversos (en parches), y por lo tanto más fragmentados. En lo que respecta al río medio queso, su matriz de paisaje estuvo compuesta por un solo parche de la clase pastizal por lo que su valor de diversidad fue cero (Anexo 1).

La matriz de paisajes generados para los ríos: Cataratas, Cureno y Peñas Blancas obtuvieron el índice de conectividad (CONNECT) más elevado con respecto a los buffer restantes. La métrica CONNECT, hace referencia a la proporción de uniones posibles y

funcionales para cada tipo de cobertura (Marín et ál. 2008), por lo que si consideramos los parches de clase referentes al bosque, la conectividad en el paisaje de los anteriores tres buffers tendrá un promedio del 71% de efectividad (Anexo 1).

3.2 Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ

La construcción del primer modelo (modelo1) se realizó con 25 (19 para entrenamiento y seis para probar el modelo) de los 83 registros obtenidos en los sitios de muestreo. El mapa generado muestra una probabilidad de presencia de 0.25 a 0.50 para ríos de jerarquía baja, y una probabilidad de presencia media-alta (de 0.50 a 1) para ríos de jerarquía alta (cauce permanentes) en la zona central de la CRSJ (Figura 14). Este modelo generó un AUC de 0.955 (Figura 12), lo cual de acuerdo a Parolo et ál. (2008), indica una excelente capacidad para clasificar la presencia de la nutria en la CRSJ.

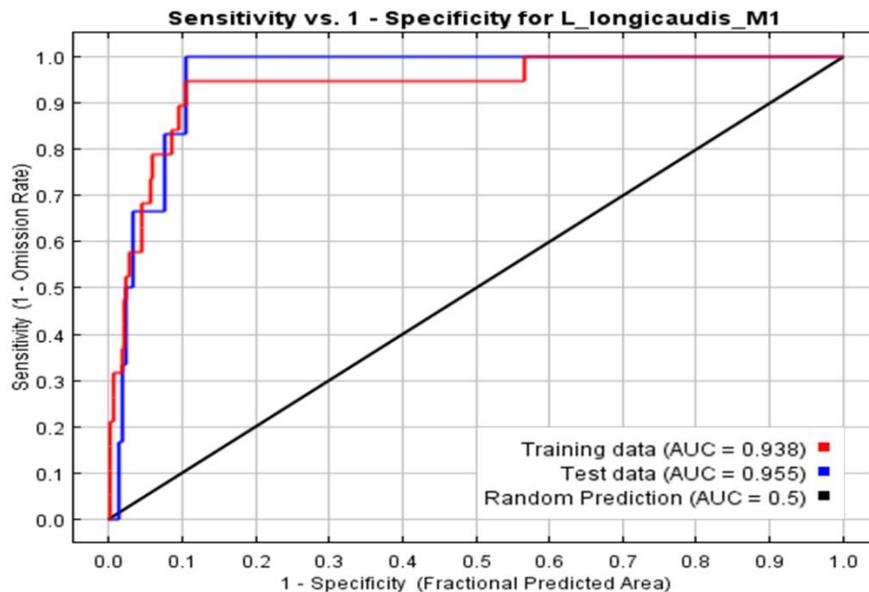


Figura 12. Evaluación del modelo1 mediante el análisis del Área bajo la curva (AUC).

Las variables que tuvieron el mayor poder de predicción cuando se analizaron de manera independiente fueron: distancia a ríos de jerarquía alta (AUC=0.97), distancia a poblados (AUC=0.71), temperatura (AUC=0.71) y la variable uso de suelo (AUC=0.68).

Por otro lado, la precipitación (AUC=0.33) fue la variable con el menor poder de predicción dentro del modelo (Figura 13).

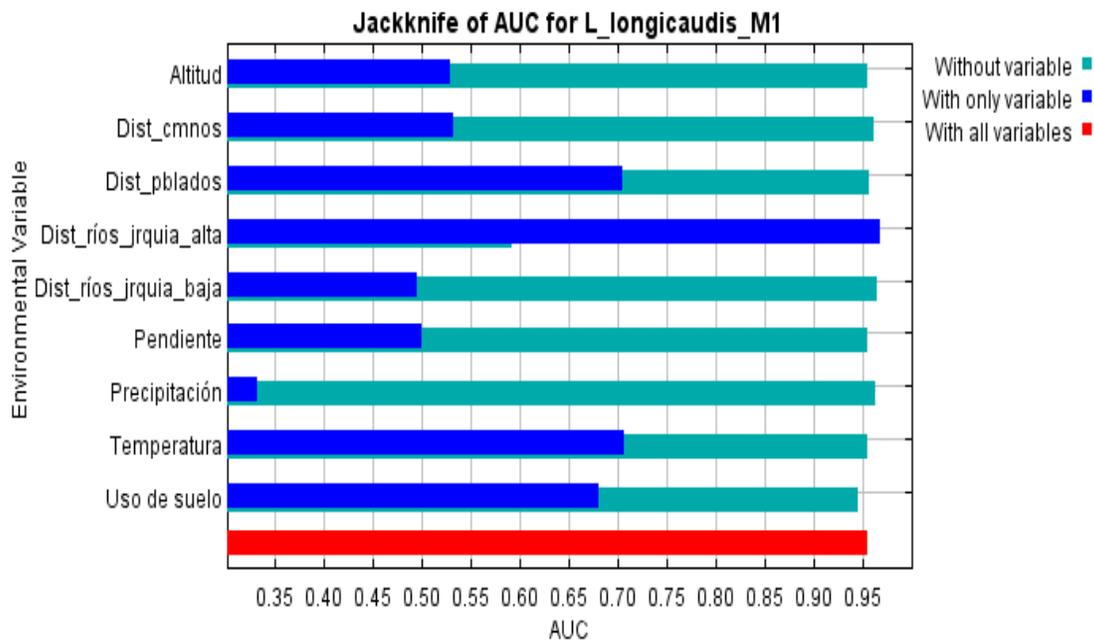


Figura 13. Resultado de la prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) para determinar la importancia de las variables en el modelo1 de acuerdo al AUC.

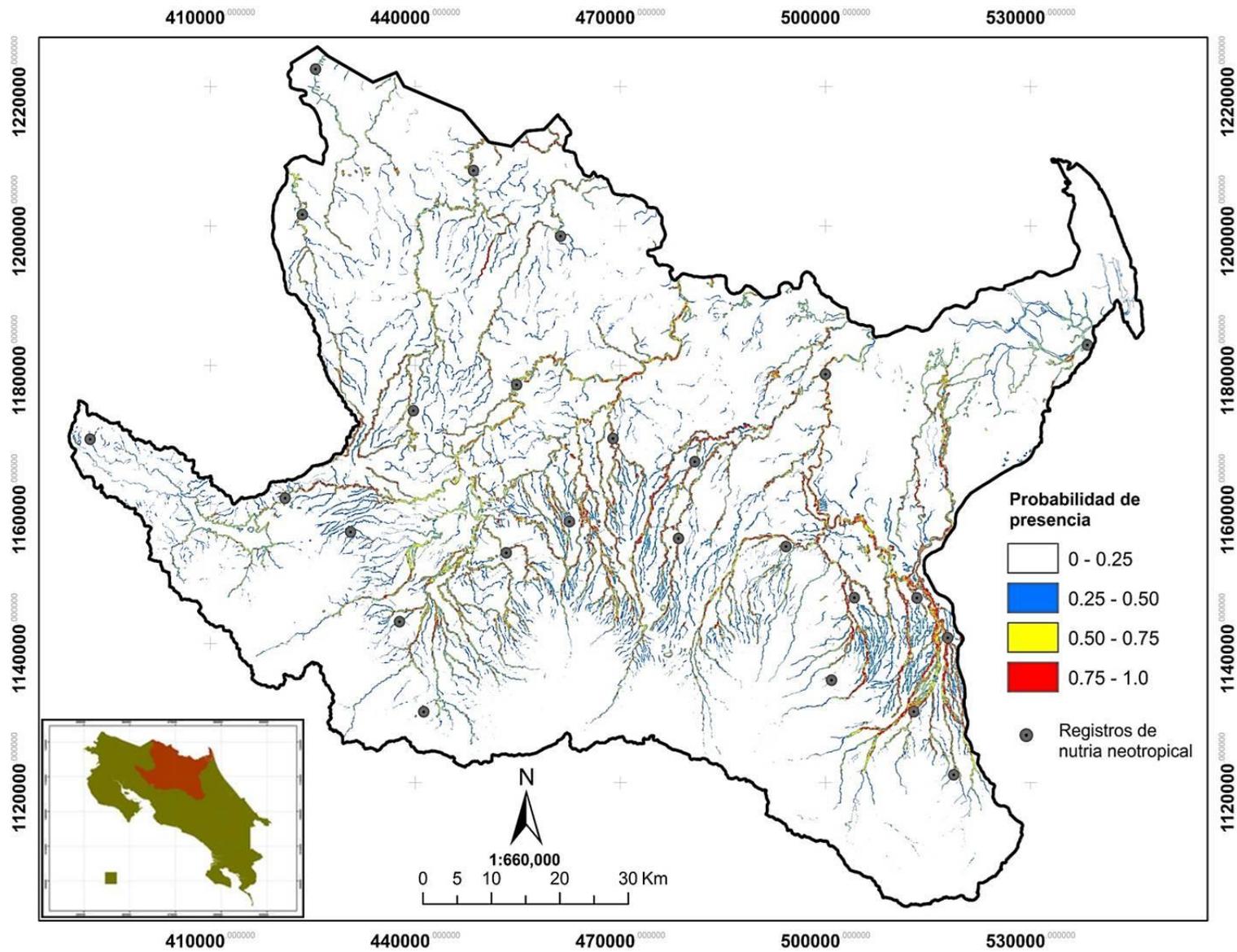


Figura 14. Modelo predictivo de la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012 (n=25).

El segundo modelo, se construyó a partir de 33 registros de presencia (25 para entrenamiento y ocho para probar el modelo) obtenidos de las entrevistas realizadas a los pobladores de la cuenca en los sitios de muestreo. El mapa generado a partir de este nuevo modelo resultó muy parecido al primero, no obstante en algunas áreas se eliminaron o descartaron zonas que en el primero (modelo1) aparecían con probabilidades de presencia; así mismo, este nuevo mapa (modelo2) muestra una probabilidad de presencia media para la zona de Barra de Colorado a diferencia del mapa anterior (Figura 17). La capacidad predictiva del segundo modelo obtuvo un AUC de 0.899, lo cual de acuerdo a Parolo et ál. (2008) nos indica una buena capacidad de predicción (Figura 15).

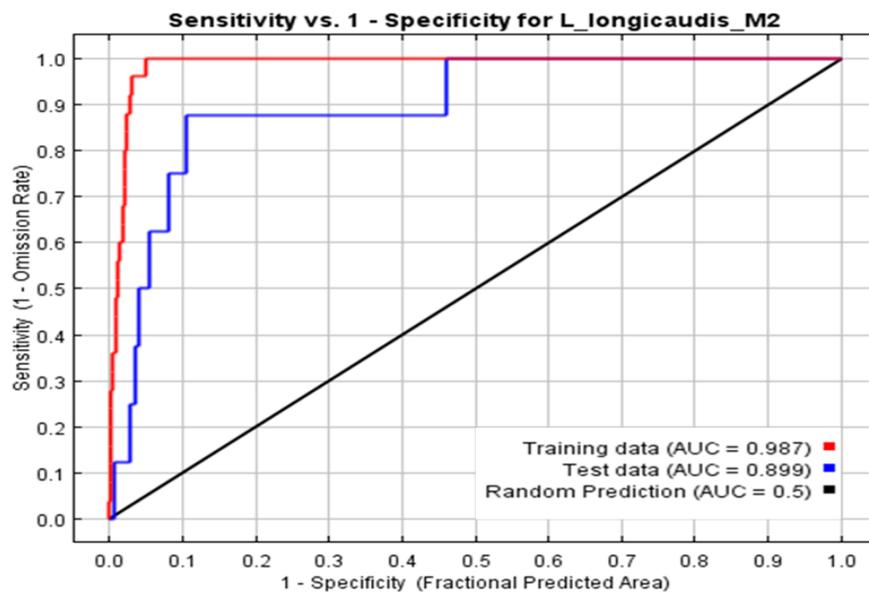


Figura 15. Evaluación del modelo2 mediante el análisis del Área bajo la curva (AUC).

Las variables que tuvieron el mayor poder de predicción en el modelo2 fueron: distancia a ríos de jerarquía alta (AUC=0.76), distancia a ríos de jerarquía baja (AUC=0.74), temperatura (AUC=0.66), y altitud (AUC=0.63), mientras que las variables distancia a poblados (AUC=0.37) y distancia a caminos (AUC=0.44) fueron la que presentaron un menor poder de predictivo (Figura 16).

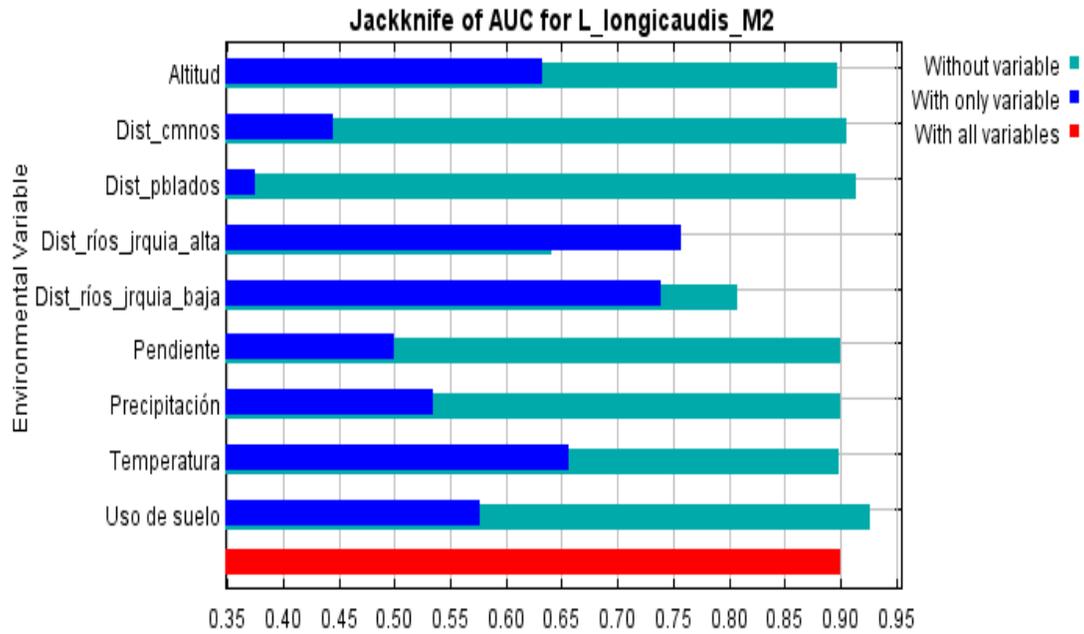


Figura 16. Resultado de la prueba de remuestreo sin remplazo (jackknife) para determinar la importancia de las variables en el modelo2 de acuerdo al AUC.

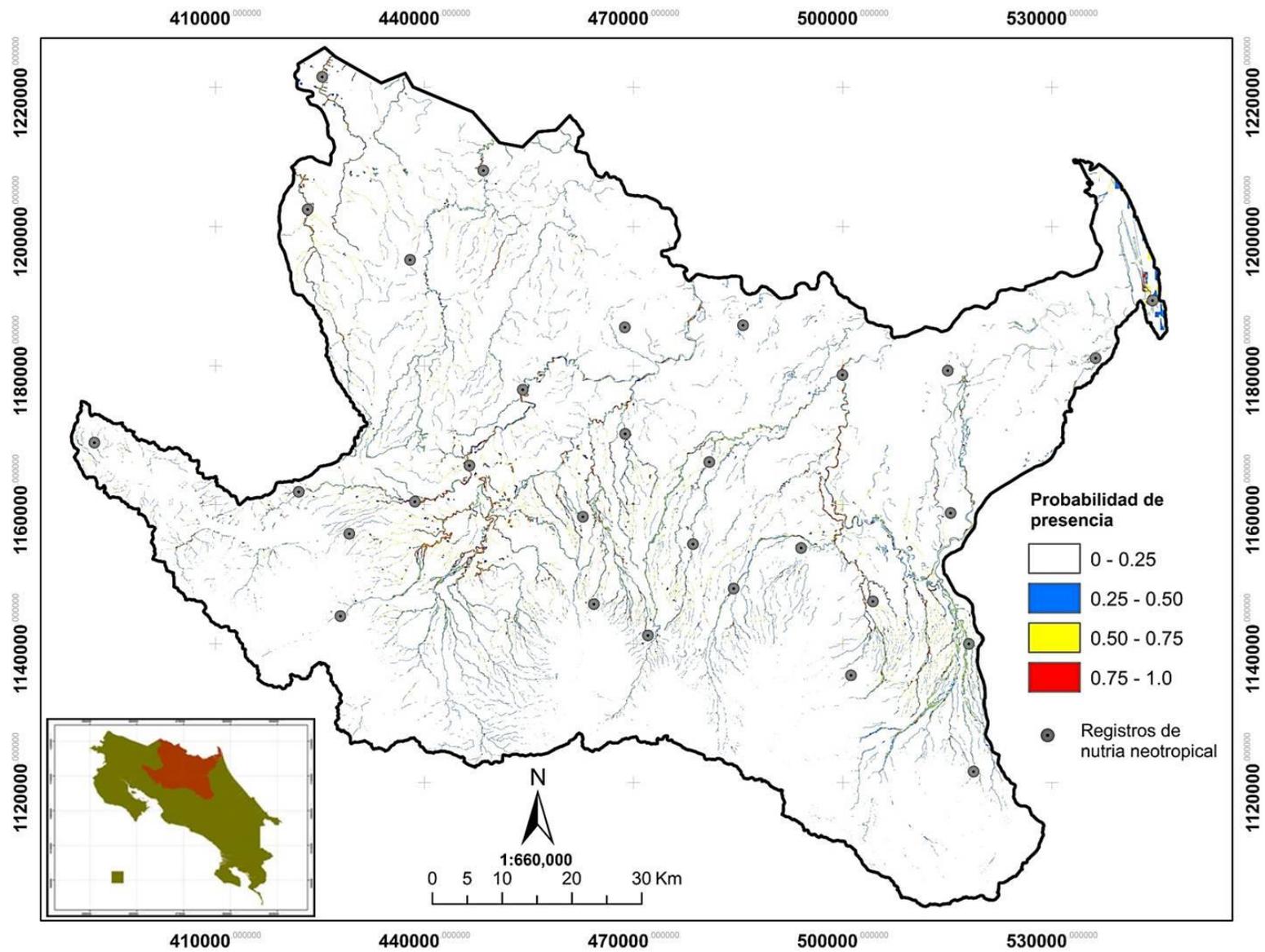


Figura 17. Modelo predictivo de la distribución potencial de la nutria neotropical en la Cuenca del Río San Juan, Costa Rica, 2012 (n=33).

Mediante el análisis de correlación, se determinó un fuerte similitud ($r = 0.802$) entre las dos capas ráster (modelo1 y modelo2) generadas en MAXENT (Cuadro 12).

Cuadro 12. Matriz de correlación entre las capas ráster del modelo1 y modelo2 generados en MAXENT.

Modelos	Modelo1	Modelo2
Modelo1	1.00000	0.80263
Modelo2	0.80263	1.00000

3.3 Conocimiento y percepción sobre la nutria en la CRSJ

Se realizaron 41 entrevistas en diversos sectores de la CRSJ, donde el promedio de edad de los entrevistados fue de 48 años (entre 12 y 81 años). Del total de entrevistas realizadas, el 98% de las personas afirmaron conocer a las nutrias, de este porcentaje de respuestas positivas un 88% indicó haberlas visto al menos una vez en el río de la comunidad. Por otro lado, aunque el 31% de las personas comentaron que es posible observar nutrias en cualquier época del año, el 39% considera que es más común observarlas en verano que en invierno (30%), respecto a lo anterior, uno de los entrevistados comento: *“En verano hay más troncos en el río por lo que es más fácil encontrar excrementos o ver a los perros de agua echados en los troncos, en invierno los ríos crecen y se lleva los troncos”* (Oropeza, com. per.³).

El 49% de las personas comento haber visto individuos solitarios, mientras que un 37% observo parejas de tamaño mediano, el restante 4% menciona haberse topado con nutrias en compañía de 2 o 3 cachorros. Al preguntar a las personas si sabían identificar a los machos de las hembras, el 71% respondió que los machos son más grandes y cabezones, así como más bravos (agresivos), aunque una porción de los entrevistados (6%) indicó que las hembras con crías también suelen ser agresivas. El 6% de los entrevistados consideran que las nutrias son animales dañinos porque se comen los peces de los estanques (tilaperas), mientras que el 94% restante la considera un animal simpático. Con relación a la pregunta sobre el aumento o disminución de nutrias en los ríos, el 54% de los entrevistados considera

³ Oropeza, C. 2012. Comentarios sobre la observación de nutrias en el río Colorado (Comunicación personal). Puerto Lindo, Barra de Colorado, CR.

que las poblaciones de nutria han aumentado en los ríos porque nadie las molesta, mientras que el 46% restante respondió que estas han disminuido en los últimos años a causa de la contaminación de los mismos.

La prueba de chi-cuadrado determinó que no había asociación ($p > 0.05$) entre las posibles causas de contaminación en los ríos y los registros presencia/ausencia de nutrias, así como tampoco entre los registros de nutria y la jerarquía de ríos ($p = 0.6441$). Por otro lado, la percepción de los entrevistados sobre las posibles causas de contaminación en los ríos y por siguiente la disminución de nutrias en ellos, resultado dependiente de la jerarquía de los ríos (prueba Chi-cuadrado, $p = 0.0235$); donde ríos de jerarquía alta estuvieron asociados a la construcción de represas, extracción de material y la contaminación por agroquímicos, mientras que en ríos de jerarquía baja; la cacería y el desagüe de aguas negras se consideran las principales causas que afectan a la especie (Figura 18).

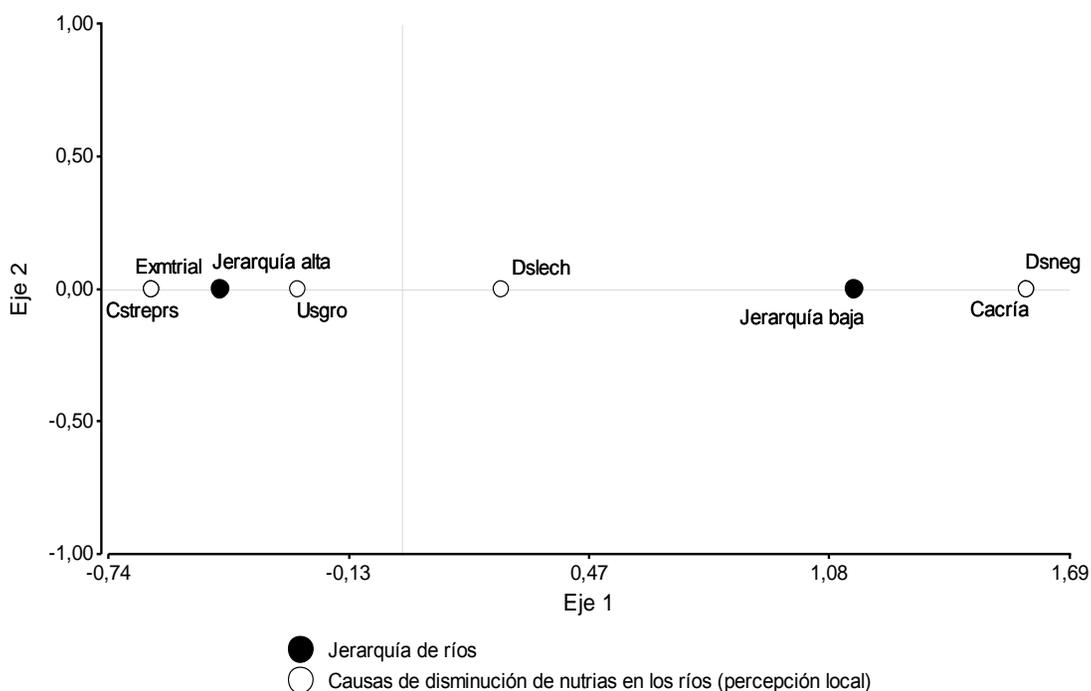


Figura 18. Análisis de correspondencia canónica entre la jerarquía (baja y alta) de los ríos, con relación a las causas de la disminución de nutrias de acuerdo a las personas entrevistadas. Exmtrial: Extracción de material, Cstreprs: Construcción de represas, Usagro: Uso de agroquímicos, Dslech: Desecho de lecherías, Dsneg: Desagüe de aguas negras, Cacria: Cacería.

4 DISCUSIÓN

4.1 Composición y estructura del paisaje

La configuración espacial de un paisaje es el resultado de diversas interacciones que en él ocurren; estas interacciones están influenciadas por variaciones en las condiciones climáticas, topográficas, el suelo, disturbios naturales y las actividades antropogénicas (Forman y Gordon 1981, Turner et ál. 2001). Las métricas de configuración, aportan información sobre las propiedades de un territorio, y son de gran ayuda cuando se quiere encontrar asociaciones entre patrones del paisaje y diversos procesos como: la fragmentación de hábitats para la vida silvestre, conectividad, reducción de la calidad y cantidad del hábitat natural (Mateucci y Silva 2005).

El análisis del patrón espacial del paisaje en la Cuenca del Río San Juan (CRSJ), tomando como base los 40 buffers generados en los sitios de muestreo, y a partir de las métricas de clase y paisaje, permitió tener una aproximación de las características que componen el paisaje de la cuenca donde habita la nutria. De acuerdo al análisis, y de manera general se puede afirmar que la mayoría de los buffers están compuestos por parches de bosque y pastizal con un 85% del paisaje analizado, siendo a la vez los que presentan la mayor cantidad de parches. Sin embargo, se observó que la clase cultivos se encuentra presente en todos los buffers evaluados, lo que es un indicativo de que el área de la CRSJ presenta una fragmentación del paisaje, por la reducción de los parches y una pérdida progresiva de su complejidad estructural (Marín et ál. 2008, Numa et ál. 2005).

Por otro lado, al analizar las métricas de la diversidad según Shannon en promedio fue de 0.93 y el de Simpson es de 0.51; estos valores son indicativos de que la CRSJ es un paisaje heterogéneo y fragmentado, donde unas clases tienden a expandirse territorialmente más que otras. Ramos y Finegan (2007), mencionan que las áreas con mayor deforestación, en el Corredor Biológico San Juan-La Selva (CBSS) son las zonas aledañas a los ríos principales (clasificados como jerarquía alta), como lo son: el río Sarapiquí, río Toro, río Cuarto y río San Carlos (evaluados en el presente estudio). Esta tendencia puede estar asociada a que en las vegas de los ríos, el suelo es más profundo y de mejor calidad siendo consideradas áreas de aptitud para la agricultura (Kattan 2002).

Finalmente es válido mencionar que por la heterogeneidad del paisaje, la CRSJ no puede ser considerada como una matriz binaria de bosque y no bosque, debido a que está conformada por una matriz de bosque, cuerpos de agua y pastizales con parches de charral, cultivos, suelo desnudo y uso urbanos, donde la estructura y composición del paisaje responden a las actividades económicas predominantes de la región como: la ganadería, y diversos monocultivos de piña, caña, naranja, banano, así como las actividades ecoturísticas que se han incrementado en el área (Jiménez-Hernández 2004). De acuerdo con Harvey et ál. (2004) un paisaje heterogéneo, puede tener implicaciones ecológicas para la conservación de diversas especies. En el caso particular de la nutria neotropical que presenta una asociación con la vegetación riparia la cual utiliza principalmente como zonas de alimentación y descanso, e influye en la disponibilidad de refugios (Pardini y Trajano 1999, Waldemarin y Colares 2000, Botello 2004), esta matriz del paisaje influirá en los requerimientos de hábitats específicos, por la modificación de las características espaciales y temporales del ambiente que ocupan las nutrias. Lo anterior es corroborado por Arellano et ál. (2012) en Veracruz, México; los autores anteriormente citados determinaron que las principales amenazas para la nutria neotropical en la zona eran la fragmentación de hábitat por la influencia de actividades como la ganadería y la agricultura cercanas a los márgenes de los ríos.

4.2 Modelamiento de la distribución espacial de la nutria en la CRSJ

Hoy en día, la implementación de modelos para predecir la distribución de especies, es una de las tendencias actuales en estudios de ecología y biología de la conservación, ya que nos permiten realizar aproximaciones de la distribución de diversas especies en distintas localidades (Turner et ál. 2001). Sin embargo, la estabilidad y eficiencia de los modelos, está asociada a diversos factores; uno de ellos es el tamaño de muestra que influye de manera directa en la precisión de los resultados obtenidos (Wisz et ál. 2008).

En el presente estudio, utilizamos el algoritmo MAXENT para modelar la distribución potencial de la nutria neotropical en la CRSJ. MAXENT ha demostrado ser una herramienta confiable de entre diversos métodos de modelación (Elith et ál. 2006, Ortega-Huerta y Peterson 2008). A pesar de ello, no se tiene una regla general sobre el

tamaño mínimo o máximo de datos para que funcione adecuadamente, y muchos de las investigaciones discrepan en cuanto al número de presencias necesarias a utilizar. Hernandez et ál. (2006) e Ibarra-Montoya (2010) señalan que MAXENT funciona de manera precisa a partir de 40 ó 50 registros de presencia, mientras que otros autores (Papes y Gaubert 2007, Pearson et ál. 2007) sugieren que este, también puede funcionar adecuadamente con tamaños de muestra pequeños (≤ 30 registros). A pesar de esta discrepancia, una de las principales ventajas que este algoritmo presenta, radica en que tiene un enfoque generativo y no discriminatorio, lo que evita el sobre ajuste del modelo cuando el numero registros es reducido Phillips et ál. (2006).

La distribución potencial predicha por MAXENT en la CRSJ se generó con base a 25 registros para el modelo1, y 33 registros para el modelo2; ambos modelos presentaron una capacidad de predicción por encima del promedio (Parolo et ál 2008) con valores AUC de 0.955 y 0.899 respectivamente. Esta capacidad predictiva en ambos modelos es coherente con lo mencionado por Phillips et ál. (2006), sobre la robustez del programa para discernir la presencia de la especie a partir de un conjunto de datos pequeños (Weber y Schwartz 2011). No obstante, durante las diferentes corridas de prueba, se pudo observar que el programa es sensible a la ubicación de los registros en el área de estudio, dado que tiende a sobrecargar las predicciones a las zonas con el mayor número de puntos geográficos, dejando vacíos de información en sitios donde se sabe que la especie puede estar presente, más sin embargo no se tienen registros de presencia (Jayat y Torres 2010). Lo anterior se pudo observar al comparar ambos modelos entre sí, donde el modelo1 presento una probabilidad de presencia baja (valores de 0.25 a 0.50) en la parte Noreste de la cuenca (Barra de Colorado) en comparación al modelo2 (valores de 0.25 a 1). Esto puede deberse a que en el modelo1 no se tienen registros de presencia para esa zona, a diferencia del segundo modelo donde por medio de entrevistas se obtuvo un registro.

Guisan y Zimmermann (2000), mencionan que se deben seleccionar adecuadamente las variables que se incluirán en un modelo, considerando aquellas que influyen de mejor manera en la relación especie-hábitat, ya que una elección inadecuada de variables puede generar sesgos en la predicción de los modelos. Por lo tanto, se debe tener una

correspondencia entre las variables ambientales y las localidades donde se registró la presencia de la especie (Anderson y Martínez-Meyer 2004), de igual manera las variables seleccionadas deben afectar de manera directa la distribución de la especie, y tener relevancia a la escala geográfica en la que se esté trabajando (Pearson et ál. 2004). Esto debido a que una elección indiscriminada de variables, afecta la generalización de la predicción a regiones fuera del área de estudio (Phillips et ál. 2006). Como ejemplo, es común que en la modelación del nicho ecológico, se utilicen las 19 variables bioclimáticas de WorldClim (Hijmans et ál. 2005), las cuales representan tendencias anuales (temperatura media anual y precipitación), estacionalidad (rango anual de temperatura y precipitación) y factores extremos (la temperatura de los meses más fríos y más calientes, los trimestres de precipitación más secos y más húmedos), sin tomar en cuenta que algunas de estas variables no presentan relación con la especie a modelar, lo que podría generar una inestabilidad del modelo.

Las variables utilizadas en el presente estudio, fueron seleccionadas con base al conocimiento del nicho ecológico de la especie y la revisión de estudios realizados para la misma especie, y otros lutrinos (Ali et ál. 2010, Barbosa et ál. 2003, Cirelli 2005, Mackenzie et ál. 2011, White et ál. 2003). Del total de variables seleccionadas, la capa ambiental denominada “distancia a ríos de jerarquía alta” obtuvo la mayor capacidad predictiva individual con un AUC de 0.97 para el modelo1 y 0.76 para el modelo2. Esto es congruente con los resultados obtenidos por Martínez-Hernández (2010), en Oaxaca, México donde mediante MAXENT y 20 variables (19 de Worldclim y la capa hidrológica del estado), determinó que la capa hidrológica era la variable de mayor poder predictivo para modelar la ocurrencia de la nutria neotropical en la región. Esta alta capacidad predictiva de las capas hidrológicas en ambos modelos, puede deberse a la estrecha relación de la especie con el medio acuático, como consecuencia de su alimentación piscívora (Colares y Waldemarin 2000, Alarcón y Simões-Lopes 2004, Díaz-Gallardo et ál. 2007) y carcinofaga (Spinola y Vaughan 1995b, Gallo-Reynoso 1997, Casariego-Madorell et ál. 2008).

De igual forma, Martínez-Hernández observó que la mayor parte de las zonas con alta y media probabilidad de ocurrencia de la nutria coincidía con el cauce de los ríos permanentes de la región, tal y como se observa en los modelos generados para este estudio. La selección de los ríos de jerarquía alta, como la mejor variable predictora está sustentada por trabajos realizados previamente por diversos autores (Romanowski et ál. 1996, Kiesow 2003, Barret 2004, Cirelli 2005, Mackenzie et ál. 2011), los cuales mencionan que la nutria neotropical y otras especies de lutrinos hacen un mayor uso de cauces permanentes (ríos de orden mayor), debido a que las probabilidades de que estos (ríos perennes) se sequen son menores.

Por otro lado, los resultados de este estudio difieren de lo reportado por Rheingantz y Menezes (2011) para la nutria neotropical, y Barbosa et ál. (2003) para la nutria euroasiática (*Lutra lutra*) en la Península Ibérica. En los estudios anteriormente citados, las variables con el mayor poder predictivo para discernir la presencia de ambas especies fueron: la temperatura y la precipitación. En el presente estudio, ambas variables fueron incorporadas a MAXENT sin embargo el resultado de la prueba de jackknife determinó una baja capacidad de predicción de estas en contraste con las capas hidrológicas utilizadas (jerarquía de ríos). Sin embargo, y a pesar de que la temperatura y precipitación no fueron variables que contribuyeron de forma directa en la presencia de la nutria en la CRSJ, diversos autores mencionan que la temperatura en ecosistemas con alta disponibilidad de agua (cuerpos de agua perennes) estaría relacionada con una alta productividad en el sistema, y que habitualmente esto conduciría a una mayor disponibilidad de alimento para las nutrias (Delibes y Rodríguez 1990, Barbosa et ál. 2001).

El modelado de la distribución potencial de la nutria neotropical obtenida de los dos modelos realizados con MAXENT, concuerda con las áreas que fueron visitadas en campo donde se encontró alguna evidencia de la nutria y que presentaron condiciones idóneas para el establecimiento de la especie, además, ambos modelos presentaron una fuerte correlación entre ellos ($r=0.802$). Sin embargo, las diferencias en la calidad de los datos, es un factor relevante al trabajar con modelos predictivos, ya que de ellos depende en gran medida la aproximación de las predicciones a la realidad (Anderson et ál. 2003). Llaneza y Núñez-

Quirós (2009) sugieren que la información recabada mediante entrevistas, dado su carácter cualitativo, es una técnica que no suele utilizarse como fuente única para estudios de ecología, sino que generalmente se utiliza como complemento de datos que se obtienen de forma cuantitativa. Para este estudio la aplicación de entrevistas a lo largo de la CRSJ, fue una herramienta eficaz para la adquisición de información de la presencia, y hábitos de la nutria, con información confiable para su modelación. Ya que el factor realmente limitante para modelos confiables es el número mínimo y distribución de registros con los que se genera el modelo (Mateo et ál, 2011), por lo que muestreos con datos de entrevistas y rastros en este caso, resulto ser confiable para la modelación. Sin embargo, una cosa no debe sustituir a la otra, ya que los datos de entrevistas a pesar de ser confiables, las visitas de campo nos permiten corroborar la confianza de los mismos.

Finalmente hay que recordar que los modelos de distribución generalmente representan el nicho fundamental de la especie, que es definido como el espacio ecológico donde es probable que la especie esté presente, o donde podría establecerse, porque el área presenta las características idóneas para su presencia (Guisan y Zimmermann 2000, Liras 2008). Para el presente estudio, los modelos generados estuvieron basados en un conjunto de variables de carácter: ambiental (temperatura, precipitación, capa hidrológica), topográfico (elevación, pendiente), y demográfico (distancias a caminos y/o poblados) que se consideraron importantes para la nutria. Sin embargo no se consideró relaciones ecológicas de la especie como: depredación, competencia, parasitismo o alguna otra interacción que pueda darse entre la especie y otros organismos, las cuales estarían influyendo directamente en la distribución de la nutria neotropical (nicho realizado).

4.3 Conocimiento y percepción sobre la nutria en la CRSJ

Tal y como lo menciona Gallo-Reynoso (1997), la información generada por medio de entrevistas permitió evaluar el nivel de conocimiento sobre la nutria en la CRSJ, conocer la percepción de la personas hacia la especie y sus posibles causas de disminución en los ríos. De manera general se puede decir que en la CRSJ la nutria neotropical es una especie conocida (como perro de agua), ya que en el 98% de los sitios visitados las personas respondieron de forma positiva. Se observó un patrón aceptable sobre las respuestas de la

pregunta ¿sabe identificar a los machos de las hembras?, donde las personas que respondieron positivamente mencionaban que los machos por lo general tienden a ser más grandes y cabezones, siendo coherente con lo reportado por Larivière (1999), que menciona que los machos son de 20 a 25% más grandes que las hembras. Como resultado de las entrevistas, se determinó que las principales amenazas para la especie en la CRSJ son: a) el uso de agroquímicos, b) la construcción de represas, c) extracción de material, d) descarga de lecherías, e) desagüe de aguas negras y f) la cacería, aunque esta última actividad aparentemente no es algo constante, ya que las personas consideran a la nutria una especie simpática, siempre y cuando no ingrese a los cultivos de tilapia.

El uso de agroquímicos y desagüe de aguas negras son amenazas que se han considerado en otros estudios (Calmé y San Vicente 2009, Gallo-Reynoso 1997), como las principales causas de contaminación de ríos y otros cuerpos de agua, afectando directamente a las especies de las que se alimenta la nutria. Jiménez-Hernández (2004) menciona que en la CRSJ, la principal contaminación por agroquímicos está asociada, al progresivo aumento de monocultivos de caña de azúcar en la parte norte de la cuenca, al cultivo extensivo de banano en Pococí y Sarapiquí, las plantaciones de cítricos (en Aguas zarcas, Pococí, Los Chiles y San Carlos), y mayormente, los cultivos de piña en el norte de Ciudad Quesada, Río Cuarto, Boca Tapada, Pital y sobre las márgenes del Río San Carlos. En un estudio realizado en la cuenca del río San Carlos, se determinó que la actividad agrícola, los desechos urbanos y la actividad agroindustrial, generaban altas concentraciones de fosfatos, nitratos, disminuyendo el pH en el agua del río (Chavez y Rodríguez 2005). Al respecto, Mason y Macdonald (1986) mencionan que la mortandad de otras especies de nutria en Canadá, Estados Unidos, Inglaterra, Suecia y Noruega, obedece a las altas concentraciones de metales pesados (p. ej., aluminio, cadmio, plomo y zinc) en los ríos.

La construcción de represas y los desechos de lecherías fueron otras de las problemáticas que la población local identificó como posibles causas de disminución de nutrias en la cuenca. Durante el recorrido por el río Peñas Blancas, se observó que como consecuencia de la retención de agua (represa) la profundidad del río era demasiado baja,

habiendo segmentos en los que no había agua o se concentraba en pequeñas pozas de no más de 2 m de ancho (obs. pers.). Guevara-Mora (2011) sugiere que la construcción de represas acarrea impactos en la corriente del agua y cambios en las tasas de deposición de materia orgánica a lo largo del río, causando cambios físicos asociados con la profundidad de pozas, sinuosidad, ancho y profundidad del cauce (Ometo et al. 2000) lo que repercute en las poblaciones acuáticas (Guevara-Mora 2011). Sumado a lo anterior Gallo-Reynoso (2008) menciona que los desechos fecales del ganado favorecen al aumento de coliformes fecales y materia orgánica en los ríos, disminuyendo la calidad del agua lo que provoca una fuerte eutrofización en los ambientes riparios, lo que conlleva a la desaparición de la fauna original de peces y crustáceos de los que se alimenta la nutria.

A pesar de que las nutrias se encuentran presentes en la cuenca del río San Juan (CRSJ), y es una especie considerada simpática por la población local, esto no implica que dentro de la misma sus poblaciones estén estables, ya que ante la falta de estudios en la región aún se desconoce en gran medida los impactos que pudieran estar causando hacia la especie diversas actividades (uso de pesticidas, represas, deforestación, ganadería) que impactan la calidad del agua de los ríos, así como otros factores de riesgo como la cacería, saqueo de madrigueras y enfermedades. Particularmente en la CRSJ, varios de los afluentes y ríos presentan condiciones complicadas por la captación de agua, construcción de represas hidroeléctricas, descarga de contaminantes que modifican de manera radical las condiciones de los ríos, que con frecuencia tienen consecuencias en las formas de vida acuáticas, siendo un factor indirecto para el mantenimiento de las poblaciones de nutria. Por lo que es necesario implementar estrategias de manejo que incorporen el mantenimiento y la recuperación de estos ambientes para asegurar la viabilidad de las poblaciones.

5 CONCLUSIONES E IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL MANEJO

A nivel de clase se observó que la cobertura vegetal, que presenta mayor conectividad de acuerdo el índice de distancia media al vecino más cercano fue el bosque, no obstante la manera como se encuentra estructurado el paisaje en cuanto al tamaño y

composición de los parches dentro de los 40 buffer de muestreo, sugiere que existe una tendencia a la alza de pequeños parches de suelo desnudo que son destinados a la agricultura. Una de las ventajas de los análisis de métricas del paisaje es que nos permiten tener una visión completa sobre la situación del paisaje, por lo que se recomienda que en estudios posteriores, se realice un análisis general de toda el área, para tener mejores herramientas para proponer alternativas de conservación. Al igual que para el caso particular de la nutria neotropical que presenta una asociación con la vegetación riparia, realizar estudios de cambios en la matriz riparia, para conocer si hay modificación en las características del ambiente que ocupan las nutrias.

Se observó una capacidad predictiva del 95% para el modelo1 y del 86% para el modelo2, así como una fuerte similitud entre ellos, donde las variables que por sí solas podrían predecir de manera efectiva la distribución y presencia de la nutria en la CRSJ fueron aquellas que compuestas por capas hidrológicas (ríos de jerarquía baja y alta). Debido a la estrecha dependencia de la nutria a los ambientes ribereños, esta información puede resultar valiosa para la toma de mejores decisiones de manejo, recuperación, y conservación de los ambientes riparios.

El modelado de la distribución potencial de la nutria realizado en MAXENT a partir de registros de clase I y II (modelo1 y modelo2), concuerda con las áreas que fueron visitadas en campo donde se registró alguna evidencia de la especie y que además presentaban un hábitat adecuado para su establecimiento. Por lo tanto se considera que los resultados obtenidos en este estudio predicen adecuadamente hábitats idóneos para la especie, y que no han sido estudiados por limitaciones económicas o de campo; no obstante, siempre resulta necesaria la validación en campo de los resultados para no subestimar la información.

Como se mencionó, los valores predichos por MAXENT sobre la distribución de la nutria, presentó una alta coincidencia con lo observado en campo, por lo que el uso de herramientas que nos aporten valores de probabilidad de la presencia de una especie en

determinados sitios, es un insumo de gran valor en la implementación de programas específicos de monitoreo y conservación.

Se observó que MAXENT presenta una buena capacidad predictiva con tamaños de muestra pequeños (25 y 33 registros respectivamente para cada modelo), además que muestra una sensibilidad, a la ubicación de los registros en el área de estudio, mostrando mejores predicciones en las áreas con mayor número de puntos geográficos y un vacío en las áreas menos representadas. Por lo que se recomienda que en la medida de lo posible, no se sobrecarguen los registros a una sola área, sino que haya una distribución en la mayor parte del área, para evitar sesgos en la probabilidad de distribución del modelo.

La modelación se realizó con dos fuentes de datos, el modelo I con registros tomados en campo y el modelo II con registros de entrevistas, aunque como ya se mencionó con anterioridad ambos modelos, tuvieron una buena capacidad predictiva. Sin embargo es recomendable no usar solo datos de entrevistas para la modelación, ya que los datos obtenidos dependen de la confiabilidad del entrevistado, así como de su habilidad para recordar la especie, además de que puede ser que la especie si haya estado presente en el área, pero que en la actualidad no se encuentre. Por lo que los registros de entrevistas, debieran mejor ser utilizados como complemento de los datos obtenidos en campo.

A pesar de que la cacería, no se considera como una actividad de riesgo para las nutrias por las personas en la Cuenca, durante el tiempo de muestreo se supo de al menos tres casos de muerte de nutrias por parte de acuicultores por problemas relacionados al consumo de especies comerciales en los estanques, debido a lo anterior se deben realizar estudios que evalúen esta problemática considerando las pérdidas económicas mensuales que estaría ocasionando la nutria en los cultivos de peces, así como implementar charlas o talleres donde se intercambien experiencias para prevenir este tipo de situaciones. De acuerdo con algunos productores, el aumentar el número de hilos en la parte baja del cerco o mediante la colocación de mallas cuadrículadas en los primeros 80 cm de la cerca les ha resultado una práctica efectiva para reducir la presencia de la nutria en sus estanques.

La información que se generó por medio de las entrevistas, fue una buena fuente de información para conocer el conocimiento que tiene los habitantes de la cuenca sobre la nutria, así como de algunas de sus posibles causas de disminución de la especie en los ríos. En general la nutria neotropical es una especie que se puede considerar conocida por las personas que habitan cercanas a los ríos de la cuenca, y que es considerada como una especie simpática. Encontrando que las principales amenazas son: a) el uso de agroquímicos, b) la construcción de represas, c) extracción de material, d) descarga de lecherías, e) desagüe de aguas negras y f) la cacería. Finalmente se puede considerar que la realización de entrevistas aporto información importante, pero sería recomendable aplicar entrevistas a personas no cercanas a los ríos, para tener información sobre el conocimiento que tienen ellos y así proponer alternativas de conservación de la especie.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, RP; Lew, D; Peterson, AT. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Anderson, RP; Martínez-Meyer, E. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116:167-179.
- Alarcón, GG; Simões-Lopes, PC. 2004. The neotropical otter (*Lontra longicaudis*) feeding habits in a marine coastal area, southern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 21(1):17-20.
- Ali, H; Saleem, R; Qamer, FM; Khan, WA; Abbas, S; Gunasekara, K; Hazarika, M; Ahmed, MS; Akhtar, M. 2010. Habitat evaluation of smooth-coated otter (*Lutrogale perspicillata*) in Indus plains of Pakistan using remote sensing and GIS. *Remote Sensing and Spatial Information Science* 38(8):127-132.
- Arellano-Nicolás, E; Sánchez-Núñez, E; Mosqueda-Cabrera, MÁ. 2012. Distribución y abundancia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en Tlacotalpan, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.)28(2):270-279.

- Armenteras, D; Mulligan, M. 2010. Modelación de la distribución potencial de especies arbóreas a escala nacional en Colombia: una aplicación para *Palicourea angustifolia* Kunth y *Palicourea guianensis* Aubl. *Caldasia* 32(2):355-380.
- Baldwin, RA. 2009. Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. *Entropy* 11:854-866.
- Barbosa, AM; Real, R; Olivero, J; Vargas, M. 2003. Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 114:377-387.
- _____; Real, R; Márquez, AL; Rendón, MA. 2001. Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions* 7:137-144.
- Barret, DA. 2004. Status and population characteristics of the northern river otter (*Lontra canadensis*) in central and eastern Oklahoma. Tesis B.Sc. Oklahoma, USA. Southeastern Oklahoma State University. 114 p.
- Benito de Pando, B; Peñas de Giles, J. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus* 7:100-119.
- Botello, JC. 2004. Evaluación del estado de la nutria de río *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), en el río cauca, zona de influencia del municipio de Cali, departamento del Valle del Cauca, Colombia. Informe final. 44 pp.
- Briones-Salas, M; Lavariega, MC; Lira-Torres, I. 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 246-257.
- Brotons, L; Thuiller, W; Araujo, MB; Hirzel, AH. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27:437-448.
- Calmé, S; Sanvicente, M. 2009. Distribución, uso de hábitat y amenazas para la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*): un enfoque etnozoológico. In: Espinoza, AJ; Islebe, GA; Hernández, HA. eds. El Sistema Ecológico de la Bahía de Chetumal/Corozal: Costa Occidental del Mar Caribe. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) pp. 124-130.

- Carpenter, G; Gillison, AN; Winter, J. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.
- Casariago-Madorell MA; List, R; Ceballos, G. 2008. Tamaño poblacional y alimentación de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24:179-199.
- Cayuela, L; Golicher, DJ; Newton, AC; Kolb, M; de Albuquerque, FS; Arets, EJ; Alkemade JR; Pérez, AM. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2(3):319-352.
- Chassot, O; Monge-Arias, G. 2002. La biodiversidad amenazada del Corredor Biológico San Juan-La Selva. *Ambientico* 107:14-15.
- Chassot, O; Monge-Arias, G; Jiménez, V. 2006. Evaluación del hábitat para la danta Centroamericana (*Tapirus bairdii*) en la zona Norte de Costa Rica. *Tapir Specialist Group* 15/2(20):17-23.
- Chavez, AC; Rodríguez, FA. 2005. Efectos de la actividad humana en la cuenca del río San Carlos. *Tecnología en Marcha* 18(2):9-14.
- Chehebar, C. 1990. Action Plan for Latin American Otters. In Foster-Turley, P; McDonald, S; Mason, C. eds. *Otters an action plan for their conservation*. Illinois, USA. p. 64-73
- Cirelli, VV. 2005. Restauración ecológica en la cuenca Apatlaco-Tembembe. Estudio de caso: modelado de la distribución de la nutria de río, *Lontra longicaudis annectens*. Tesis Mag. Sc. México, DF. UNAM. 164 p.
- Colares, EP; Waldemarin, HF. 2000. Feeding of the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the Coastal Region of the Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 17(1): 6-13.
- Correa-Ayram, CA. 2010. Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo. *Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 1:35-50.

- Cuervo-Robayo, AP; Monroy-Vilchis, O. 2012. Distribución potencial del jaguar *Panthera onca* (Carnívora: Felidae) en Guerrero, México: persistencia de zonas para su conservación. *Revista de Biología Tropical* 60(3):1357-1367.
- De Souza, ME; De Giovanni, R; Ferreira, M; Sutton, T; Brewer, P; Scachetti-Pereira, R; Lange, DA; Perez-Canhos, V. 2011. Open Modeller: a generic approach to species potential distribution modelling. *Geoinformatica* 15:111-135.
- Díaz-Gallardo, N; Dávalos, LI; Santana, E. 2007. Ecología y conservación de la nutria (*Lontra longicaudis*) en la Cuenca Baja del Río Ayuquila, Jalisco. In Sánchez-Rojas, G; Rojas-Martínez, A. eds. *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Pachuca, Hidalgo. p. 165-182.
- Delibes, M; Rodríguez, A. 1990. La situación de la nutria en España: una síntesis de los resultados. In Delibes, M. eds. *La Nutria (Lontra lutra) en España*. Serie Técnica, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid. p. 157-167.
- Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; Gonzalez L; Tablada M; Robledo CW. 2012. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Elith, J; Graham, CH; Anderson, RP; Dudík, M; Ferrier, S; Guisan, A; Hijmans, RJ; Huettmann, F; Leathwick, JR; Lehmann, A; Li, J; Lohmann, LG; Loiselle, BA; Manion, G; Moritz, C; Nakamura, M; Nakazawa, Y; Overton, JM; Peterson, AT; Phillips, SJ; Richardson, KS; Scachetti-Pereira, R; Schapire, RE; Soberón, J; Williams, S; Wisz, MS; Zimmermann, NE. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Fielding, AH; Bell, JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- Forman, R; Gordon, M. 1981. Patches and structural components and for a landscape ecology. *Bioscience* 31(10):733-740.
- Gallo-Reynoso, JP. 1989. Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lontra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del Sur, México. Tesis Mag. Sc. México, DF. UNAM. 196 pp.
- _____. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1897. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2:10-32.

- _____. 2008. Nutria de río. *Especies Revista sobre Conservación y Biodiversidad*, 24:6-13.
- García-Mateo, M. 2008. Modelos predictivos de riqueza de diversidad vegetal: comparación y optimización de métodos de modelado ecológico. Ph. D. Thesis. Madrid, Universidad Complutense de Madrid. 182 p.
- Gibson, LA. 2011. The importance of incorporating imperfect detection in biodiversity assessments: a case study of small mammals in an Australian region. *Diversity and Distributions* 17:613-623.
- González-Navarro, M; Pérez-Gómez, G; Alvarado-García, V; Rubí-Chacón, R; Acosta-Chaves, V; Poltronieri-Méndez, S; Camacho-Varela, P; Vargas-Álvarez, J; Castro-Vargas, E; Barboza-Lizano, O; Silva-Ortiz Z; Piedra-Castro, L. 2010. Factores que influyen en la presencia de la nutria (*Lutra longicaudis*) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Mesoamericana* 14(2):96
- Guevara-Mora, M. 2011. Insectos acuáticos y calidad del agua en la cuenca y embalse del río Peñas Blancas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 59(2):635-654.
- Guisan, A; Zimmermann, NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Hernandez, PA; Graham, CH; Master, LL; Albert, DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Hijmans, RJ; Cameron, SE; Parra, JL; Jones, PG; Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Ibarra-Montoya, JL; Rangel-Peraza, GR; Gonzáles-Farías, FA; De Anda, J; Zamudio-Reséndiz, ME; Martínez-Meyer, E; Macías-Cuellar, H. 2010. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. *Revista Ambiente y Agua* 5(3):60-75.
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica, CR). 2008. Atlas digital de Costa Rica. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Escuela de Ingeniería Forestal, Laboratorio de Información Geográfica, Cartago, CR.

- Jayat, JP; Torres, R. 2010. Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos (Cingulata, Artiodactyla y Rodentia) típicas del chaco en Argentina. *Mastozoología Neotropical* 17(2):335-352.
- Jiménez-Hernández, A. 2004. Cooperación transfronteriza ambiental para la conservación de humedales en cuencas compartidas: un análisis desde la frontera Costa Rica-Nicaragua. Tesis Mag. Sc. San Pedro, CR, UCR. 235 p.
- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, MR; Kattan, GH. eds. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago, CR, EULAC/GTZ. p. 561-590.
- Kiesow, AM. 2003. Feasibility of reintroducing the river otter (*Lontra canadensis*) in South Dakota. Tesis Mag. Sc. South Dakota, USA. South Dakota State University. 111 p.
- Kruuk, H. 2006. Otters: ecology, behaviour and conservation. Oxford university Press. Great Britain. 265 p.
- Kumar, S; Stohlgren, TJ. 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrca monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment* 1(4):094-098.
- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. Mammalian species. No. 609:1-5.
- Liras, E. 2008. Funcionamiento, interfaz y formato de los datos en Maxent: réplica del IV taller de modelización de nichos ecológicos (en línea). Almería, ES. Consultado 05 ene. 2013. Disponible en:
http://www.gbif.es/ficheros/Taller_Nichos_08/13_Funcionamiento_MAXENT.pdf
- Llaneza, L; Núñez-Quirós, P. 2009. Distribution of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in Galicia (NW Spain): concordance between field samplings and questionnaires. *Wildlife Biology in Practice* 5(1):23-32.
- Macías-Sánchez, S. 2003. Evaluación del hábitat de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) en dos ríos de la zona centro del estado de Veracruz, México. Tesis Mag. Sc. Xalapa, MX, INECOL. 93 p.
- Mackenzie, RJ; Paukert, CP; Whittier, JB; Sandercock, BK. 2011. Scale-dependent factors affecting North American river otter distribution in the Midwest. *The American Midland Naturalist* 166:177-193.

- Madrigal, MA; Gamboa, RJ. 2007. La dieta de la nutria (*Lutra longicaudis*) en la cuenca Peñas Blancas: Investigando se contribuye al conocimiento. In Rescatemos El Virilla, cambio climático: desafío y propuestas 13(35):28-32.
- Marín, AL; Toro-Restrepo, LJ; Uribe-Soto, SI. 2008. Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del río San Juan, Suroeste Antioqueño, Colombia. Boletín de ciencias de la tierra. 23:43-54.
- Martínez-Hernández, A. 2010. Zonas de importancia para la conservación de los carnívoros en Oaxaca. Tesis Mag. Sc. Oaxaca de Juárez, MX, CIIDIR-IPN. 98 p.
- Mateucci, SD; Silva, M. 2005. Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un territorio antropizado. , GeoFocus 5:180-202.
- Mateo, RG; Felicísimo, AM; Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. Revista Chilena de Historia Natural 84:217-240.
- Mason, CF; Macdonald, SM. 1986. Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, Londres.
- McGarigal, K; Cushman, SA; Neel, MC; Ene, E. 2002. FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Monroy-Vilchis, O; Mundo, V. 2009. Nicho trófico de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en un ambiente modificado, Temascaltepec, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 80:801-806.
- Numa, C; Verdu, JR; Sánchez-Palomino, P. 2005. Phyllostomid bat diversity in a variegated coffee landscape. Biological Conservation 122:151-158.
- OEA (Organización de los Estados Americanos, US). 1997. Estudio de diagnóstico de la Cuenca del Río San Juan y lineamientos de Plan de acción. Washington, US. 330 p.
- Ometo, JP; Matinelli, LA; Ballester, MV; Gessner, A; Krusche, AV; Victoria, RL; Williams, M. 2000. Effects of land use water chemistry and macroinvertebrate in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. Freshwater Biology 44:327-337.

- Ortega-Huerta, MA; Peterson, AT. 2008. Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 205-216.
- Parera, A. 1996. Las nutrias verdaderas de la Argentina. *Boletín Técnico* 21 de la Fundación Vida Silvestre Argentina. 31 pp.
- Pardini, R; Trajano, E. 1999. Use of sheltets by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, Southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80(2):600-610.
- Parolo, G; Rossi, G; Ferrarini, A. 2008. Toward improved species niche modelling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. *Journal of Applied Ecology* 45:1410-1418.
- Papes, M; Gaubert, P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions* 13:890-902.
- Pearson, RG; Dawson, TP; Liu, C. 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* 27:285-298.
- Pearson, RG; Raxworthy, CJ; Nakamura, M; Peterson, AT. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Phillips, SJ; Anderson, RP; Schapired, RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips, SJ; Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Procuencia-San Juan. 2004. *Formulación del Plan Estratégico de Acción para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río San Juan y su Zona Costera*. (en línea). San Jose, CR. Consultado 10 dic. 2011. Disponible en http://www.oas.org/sanjuan/spanish/sobre/documento_proyecto/antecedentes.html
- Ramos, ZB; Finegan, B. 2007. Red ecológica de conectividad potencial: estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan-La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente* no.49/50:112-123.

- Rheingantz, M; Menezes, J. 2011. Modelling the occurrence of neotropical otter *Lontra longicaudis* in its geographic range: estimation by maximal entropy. In Prigioni, C. eds Abstracts XIth International Otter Colloquium, Hystrix The Italian Journal of Mammalogy. Pavia, Italia. p. 135.
- Richards, C; Host, G. 1994. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. Water Resource Bulletin 30:729-738.
- Rojas, JK; Marozzi, MS. 2005. Diet and relative abundance of the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the biological reserve the Tirimbina (en línea). San Jose, CR. Consultado 18 oct. 2011. Disponible en http://www.otter.org/newsUpdates_DietandRelativeAbundanceoftheNeotropicalriverotter.aspx
- Romanowski, J; Brzezinski, M; Cygan, JP. 1996. Notes on the technique of the otter field survey. Acta Theriologica 41(2):199-204.
- Sanz, V; Riveros, M; Gutiérrez, M; Moncada, R. 2011. Vegetación y uso de la tierra en el estado de Nueva Esparta, Venezuela: un análisis desde la ecología del paisaje. Interciencia 36(12):881-887.
- Soberón, J. 2012. Nichos y áreas de distribución: las probabilidades de Maxent (en línea). México, DF. Consultado 08 ene. 2013. Disponible en <https://sites.google.com/site/nichesandareasofdistribution/la-calibracion-del-modelo/maxent>
- Spínola, R; Vaughan, C. 1995a. Abundancia relativa y actividad de marcaje de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en Costa Rica. Vida silvestre neotropical 4(1):38-45.
- _____; Vaughan, C. 1995b. Dieta de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la estación biológica La Selva, Costa Rica. Vida silvestre neotropical 4(2):125-132.
- Stockwell, DR; Peterson, A. 2002. Effects of sample size on accuracy of Species distribution models. Ecological Modelling 148:1-13.
- Strahler, AN, 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions, American Geophysical Union 38(6):913-920.

- Terribile, LC; Diniz-Filho, JA; De Marco Jr, P. 2010. How many studies are necessary to compare niche-based models for geographic distributions? Inductive reasoning may fail at the end. *Brazilian Journal of Biology* 70(2):263-269.
- Turner, MG; Gardner, RH; O'Neill, R. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer-Verlag, New York.
- Vega-García, H. 2006. Evaluar el rol de los regímenes ambientales en las cuencas internacionales centroamericanas el caso de Procuena San Juan y el Plan Trifinio. Heredia, CR. 77 p.
- Vila, SB; Varga, LD; Llausàs, PA; Ribas, PA. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology): una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 48:151-166.
- Villate, R; Canet-Desanti, L; Chassot, O; Monge-Arias, G. 2009. El Corredor Biológico San Juan-La Selva: una estrategia exitosa de conservación. San José, CR. 94 p.
- Waldemarin, HF; Colares, EP. 2000. Utilisation of resting sites and dens by the neotropical river otter (*Lutra longicaudis*) in the South of rio grande do Sul State, Southern Brazil. *IUCN IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 17 (1):14-19.
- _____; Álvarez, R. 2008. *Lontra longicaudis*. In: IUCN 2011. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. (en línea) Genève, CH. Consultado 08 nov. 2012. Disponible en <http://www.iucnredlist.org/details/12304/0>
- Weber, TC; Schwartz, M. 2011. Maximum entropy habitat modeling of four endangered mussels in the Ohio River basin, USA. *Journal of Conservation Planning* 7:13-26.
- Wisn, MS; Hijmans, RJ; Li, J; Peterson, AT; Graham, CH; Guisan, A; NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14(5):763-773.
- White, PC; McClean, CJ; Woodroffe, GL. 2003. Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. *Biological Conservation* 112:363-371.
- Wo-Ching, E. 1997. Estudio de la actividad minera de oro a cielo abierto en la cuenca binacional del Río San Juan Costa Rica y Nicaragua. San José, C.R. 127 p.

ANEXOS

Anexo 1. Métricas de composición y estructura a nivel de clase y paisaje para la descripción de cada uno de los transectos de muestreo.

Transecto	Tipo de cobertura	Métricas de clase					Métricas de paisaje		
		CA	PLAND	NP	AREA_MN	ENN_MN	CONNECT	SHDI	SIDI
T1: Caño Cura	Bosque	766.96	83.05	3	255.65	54.44			
	Pastizal	154.83	16.77	8	19.35	150.40	54.84	0.47	0.28
	Cuerpo de agua	1.66	0.18	1	1.66	N/A			
T2: Caño Marías	Pastizal	827.94	87.45	2	413.97	145.60			
	Bosque	30.65	3.24	3	10.22	513.58			
	Cultivos	35.63	3.76	3	11.88	774.16			
	Suelo desnudo	19.18	2.03	3	6.39	390.03	45.45	0.57	0.23
	Uso urbano	8.11	0.86	2	4.06	227.43			
	Charral	25.26	2.67	1	25.26	N/A			
	Pastizal	827.94	87.45	2	413.97	145.60			
T3: Caño Negro	Pastizal	181.81	20.52	5	36.36	63.59			
	Cultivos	413.12	46.62	7	59.02	112.90			
	Bosque	281.20	31.73	10	28.12	68.61	51.9	1.1	0.64
T4: Caño Pataste	Suelo desnudo	9.98	1.13	3	3.33	313.85			
	Bosque	549.18	81.83	2	274.59	47.43			
	Pastizal	121.91	18.17	6	20.32	49.54	50	0.47	0.3
T5: Quebrada Chancha	Pastizal	490.57	49.02	4	122.64	33.03			
	Suelo desnudo	37.32	3.73	21	1.78	249.27			
	Charral	7.94	0.79	1	7.94	N/A			
	Cultivos	333.38	33.31	14	23.81	90.45	30.9	1.21	0.64
	Bosque	105.19	10.51	18	5.84	127.70			
T6: Quebrada Gaspar	Uso urbano	26.36	2.63	4	6.59	247.18			
	Bosque	300.91	32.54	13	23.15	82.17			
	Cultivos	205.42	22.21	5	41.08	109.31			
	Pastizal	386.89	41.84	8	48.36	135.56	40.16	1.19	0.67
T7: Quebrada Isla Grande	Suelo desnudo	5.25	0.57	3	1.75	603.81			
	Charral	26.32	2.85	3	8.77	598.26			
	Bosque	270.82	33.78	20	13.54	49.08			
	Pastizal	284.77	35.52	13	21.91	41.56			
	Cuerpo de agua	12.76	1.59	4	3.19	307.83			
	Uso urbano	6.82	0.85	3	2.27	450.72	42.19	1.39	0.71
	Suelo desnudo	60.41	7.54	7	8.63	279.11			
T8: Quebrada Los Chiles	Cultivos	161.89	20.19	3	53.96	230.06			
	Charral	4.23	0.53	1	4.23	N/A			
	Cultivos	435.87	47.95	4	108.97	40.33			
	Bosque	118.65	13.05	6	19.77	196.49			
T9: Quebrada Los Mudos	Pastizal	325.69	35.83	7	46.53	36.47	60.38	1.12	0.62
	Suelo desnudo	16.51	1.82	5	3.30	375.88			
	Uso urbano	12.29	1.35	2	6.15	516.58			
	Pastizal	489.82	47.95	8	61.23	159.77			
T10: Río	Bosque	440.52	43.13	25	17.62	45.56			
	Cuerpo de agua	24.75	2.42	5	4.95	131.45			
	Suelo desnudo	15.26	1.49	3	5.09	972.59	45.98	1.07	0.58
	Uso urbano	21.10	2.07	2	10.55	30.41			
	Cultivos	11.78	1.15	4	2.94	193.99			
	Charral	18.19	1.78	1	18.19	N/A			
	Bosque	510.00	53.62	11	46.36	59.55	39.73	0.69	0.5

Transecto	Tipo de cobertura	Métricas de clase					Métricas de paisaje		
		CA	PLAND	NP	AREA_MN	ENN_MN	CONNECT	SHDI	SIDI
Arenal	Pastizal	441.01	46.37	14	31.50	71.18			
	Cuerpo de agua	0.17	0.02	1	0.17	N/A			
T11: Río Arenal_2	Bosque	151.22	15.70	20	7.56	59.60			
	Pastizal	456.91	47.42	17	26.88	50.43			
	Suelo desnudo	74.07	7.69	18	4.12	236.71			
	Cultivos	223.86	23.23	7	31.98	173.42	32.61	1.4	0.69
	Charral	12.65	1.31	3	4.22	417.20			
	Cuerpo de agua	36.41	3.78	1	36.41	N/A			
T12: Río Bijagual	Uso urbano	8.34	0.87	4	2.09	225.23			
	Pastizal	374.06	44.25	8	46.76	41.72			
	Bosque	444.25	52.55	9	49.36	31.40			
	Cuerpo de agua	12.27	1.45	1	12.27	N/A	55.88	0.84	0.53
T13: Río Blanco	Uso urbano	5.39	0.64	3	1.80	113.59			
	Charral	9.42	1.11	2	4.71	127.77			
	Pastizal	191.69	19.22	5	38.34	151.83			
	Bosque	805.53	80.78	2	402.76	431.42	45.45	0.49	0.31
T14: Río Burro	Pastizal	583.38	58.03	8	72.92	92.10			
	Uso urbano	1.12	0.11	1	1.12	N/A			
	Cultivos	16.07	1.60	3	5.36	392.09	51.16	0.77	0.5
	Bosque	402.46	40.03	11	36.59	57.36			
T15: Río Cascajal	Charral	2.32	0.23	1	2.32	N/A			
	Bosque	730.98	72.21	9	81.22	40.41			
	Pastizal	281.38	27.79	12	23.45	105.56	50.98	0.59	0.4
T16: Río Cataratas	Bosque	836.53	88.17	2	418.26	50.99			
	Pastizal	108.39	11.42	4	27.10	309.91			
	Cuerpo de agua	3.72	0.39	2	1.86	46.10	62.5	0.38	0.21
T17: Río Colorado	Suelo desnudo	0.18	0.02	1	0.18	N/A			
	Bosque	609.85	59.28	2	304.93	127.28			
	Pastizal	278.76	27.10	8	34.85	127.60	50	0.94	0.56
T18: Río Corinto	Cuerpo de agua	140.14	13.62	2	70.07	170.00			
	Bosque	460.22	45.47	29	15.87	40.03			
	Cuerpo de agua	151.31	14.95	1	151.31	N/A			
	Pastizal	378.84	37.43	10	37.88	83.33	44.18	1.11	0.63
	Cultivos	5.46	0.54	1	5.46	N/A			
T19: Río Cuarto	Charral	14.04	1.39	2	7.02	326.53			
	Uso urbano	2.19	0.22	3	0.73	479.91			
	Charral	26.15	2.79	5	5.23	789.75			
	Bosque	381.70	40.69	7	54.53	83.85			
	Pastizal	320.59	34.18	16	20.04	90.79	39.37	1.24	0.67
	Uso urbano	9.55	1.02	2	4.78	1492.87			
T20: Río Cureno	Cultivos	194.44	20.73	12	16.20	96.07			
	Suelo desnudo	5.58	0.59	3	1.86	1054.51			
	Bosque	722.31	88.57	4	180.58	24.77			
	Pastizal	55.35	6.79	7	7.91	84.78	86.67	0.43	0.21
T21: Río Gaspar	Cuerpo de agua	37.83	4.64	3	12.61	24.04			
	Bosque	551.57	58.17	13	42.43	31.60			
	Pastizal	351.58	37.08	14	25.11	85.01			
	Cultivos	15.84	1.67	1	15.84	N/A	55.03	0.87	0.52
	Cuerpo de agua	2.92	0.31	1	2.92	N/A			
T22: Río Infiernito	Charral	26.22	2.77	1	26.22	N/A			
	Bosque	325.03	46.20	9	36.11	35.02			
	Pastizal	361.79	51.42	8	45.22	130.66			
	Charral	15.87	2.26	3	5.29	374.95	58.21	0.79	0.52
T23: Río La Esperanza	Suelo desnudo	0.91	0.13	1	0.91	N/A			
	Pastizal	578.42	56.61	13	44.49	38.00			
	Bosque	333.76	32.66	16	20.86	114.94	34.58	1.04	0.57
	Cuerpo de agua	41.40	4.05	3	13.80	203.79			

Transecto	Tipo de cobertura	Métricas de clase					Métricas de paisaje		
		CA	PLAND	NP	AREA_MN	ENN_MN	CONNECT	SHDI	SIDI
	Charral	10.49	1.03	4	2.62	314.49			
	Cultivos	54.70	5.35	4	13.67	466.52			
	Suelo desnudo	3.04	0.30	2	1.52	191.05			
T24: Río Medio Quesito	Pastizal	516.67	50.73	11	46.97	45.08			
	Bosque	473.24	46.47	13	36.40	71.33			
	Suelo desnudo	12.46	1.22	7	1.78	581.64			
	Cultivos	9.15	0.90	1	9.15	N/A	32.47	0.84	0.53
	Uso urbano	1.53	0.15	1	1.53	N/A			
	Cuerpo de agua	2.91	0.29	1	2.91	N/A			
	Charral	2.43	0.24	1	2.43	N/A			
T25: Río Medio Queso	Pastizal	1026.13	100.00	1	1026.13	N/A	0	0	0
T26: Río Negros	Bosque	445.58	43.67	18	24.75	76.83			
	Pastizal	514.93	50.47	17	30.29	40.84			
	Uso urbano	30.47	2.99	4	7.62	97.17			
	Suelo desnudo	7.99	0.78	3	2.66	1512.50	33.89	0.94	0.55
	Charral	13.07	1.28	1	13.07	N/A			
T27: Río Peje	Cultivos	8.24	0.81	3	2.75	1580.60			
	Uso urbano	55.41	5.92	8	6.93	147.58			
	Pastizal	578.28	61.82	7	82.61	46.72			
	Bosque	274.09	29.30	4	68.52	126.43	44.64	0.95	0.53
	Cuerpo de agua	2.78	0.30	1	2.78	N/A			
T28: Río Peñas Blancas	Suelo desnudo	4.45	0.48	2	2.23	1061.99			
	Cultivos	20.48	2.19	1	20.48	N/A			
	Pastizal	220.50	22.04	11	20.05	40.79			
	Cuerpo de agua	53.78	5.38	3	17.93	323.12	63.83	0.73	0.42
	Bosque	725.17	72.48	9	80.57	24.31			
T29: Río Piedras Negras	Charral	1.01	0.10	1	1.01	N/A			
	Bosque	646.68	63.05	3	215.56	25.37			
	Pastizal	280.79	27.38	31	9.06	56.75			
	Cuerpo de agua	63.59	6.20	3	21.20	568.02	32.48	0.94	0.52
	Uso urbano	3.28	0.32	1	3.28	N/A			
T30: Río Pocosol	Charral	31.35	3.06	1	31.35	N/A			
	Bosque	238.89	28.09	27	8.85	62.96			
	Pastizal	529.87	62.31	12	44.16	48.38			
	Uso urbano	2.74	0.32	4	0.69	1283.48			
	Suelo desnudo	21.76	2.56	12	1.81	225.09	29.03	1	0.53
	Cuerpo de agua	3.14	0.37	2	1.57	1565.44			
T31: Río Pocosol_2	Charral	35.41	4.16	5	7.08	252.47			
	Cultivos	18.54	2.18	3	6.18	776.16			
	Pastizal	425.51	50.29	8	53.19	62.26			
	Bosque	186.08	21.99	26	7.16	94.34			
	Cuerpo de agua	25.58	3.02	1	25.58	N/A	33.51	1.24	0.65
T32: Río Sabogal	Suelo desnudo	32.14	3.80	5	6.43	553.58			
	Charral	176.78	20.89	5	35.36	329.29			
	Pastizal	376.46	48.20	8	47.06	106.45			
	Bosque	289.33	37.04	12	24.11	144.68	38.61	1.02	0.61
T33: Río Sahino	Cultivos	112.47	14.40	4	28.12	608.80			
	Cuerpo de agua	2.78	0.36	2	1.39	269.26			
	Charral	2.17	0.26	2	1.09	2462.75			
	Bosque	313.35	38.04	25	12.53	69.29			
	Cultivos	151.36	18.37	12	12.61	147.18	39.05	1.2	0.66
	Pastizal	327.22	39.72	10	32.72	87.14			
T34: Río San	Suelo desnudo	21.06	2.56	12	1.76	249.76			
	Uso urbano	8.63	1.05	4	2.16	74.55			
	Bosque	242.37	23.96	39	6.21	49.11	34.95	1.59	0.76

Transecto	Tipo de cobertura	Métricas de clase					Métricas de paisaje		
		CA	PLAND	NP	AREA_MN	ENN_MN	CONNECT	SHDI	SIDI
Carlos	Charral	13.48	1.33	2	6.74	35.36			
	Cuerpo de agua	43.95	4.35	2	21.98	491.35			
	Cultivos	323.12	31.94	13	24.86	98.42			
	Pastizal	262.61	25.96	19	13.82	32.04			
	Uso urbano	84.02	8.31	5	16.80	376.44			
	Suelo desnudo	41.95	4.15	8	5.24	164.56			
T35: Río San Carlos_2	Bosque	400.53	47.88	24	16.69	57.00			
	Pastizal	368.91	44.10	18	20.50	51.19	34.03	0.92	0.57
	Cuerpo de agua	66.51	7.95	3	22.17	20.15			
	Suelo desnudo	0.65	0.08	1	0.65	N/A			
T36: Río San Rafael	Pastizal	490.06	50.15	18	27.23	42.79			
	Bosque	217.99	22.31	33	6.61	69.81			
	Cuerpo de agua	22.56	2.31	1	22.56	N/A			
	Cultivos	180.12	18.43	11	16.37	239.13	30.65	1.32	0.66
	Charral	36.47	3.73	5	7.29	104.77			
	Uso urbano	5.66	0.58	4	1.41	1006.25			
	Suelo desnudo	24.32	2.49	23	1.06	189.02			
T37: Río Sarapiquí	Bosque	630.36	65.01	19	33.18	32.73			
	Uso urbano	26.38	2.72	4	6.60	243.49			
	Pastizal	264.93	27.32	19	13.94	63.77	36.21	0.89	0.5
	Cuerpo de agua	45.52	4.69	1	45.52	N/A			
T38: Río Sarapiquí_2	Cultivos	2.49	0.26	1	2.49	N/A			
	Bosque	596.87	58.16	10	59.69	88.81			
	Pastizal	350.75	34.18	6	58.46	54.05			
	Cuerpo de agua	54.04	5.27	1	54.04	N/A	55.56	0.94	0.54
	Charral	17.82	1.74	1	17.82	N/A			
T39: Río Sucio	Suelo desnudo	6.84	0.67	3	2.28	397.89			
	Cultivos	523.69	51.74	4	130.92	104.11			
	Charral	23.25	2.30	4	5.81	907.58			
	Cuerpo de agua	81.00	8.00	4	20.25	217.73			
	Suelo desnudo	26.77	2.64	3	8.92	666.38	40.56	1.43	0.67
	Pastizal	175.16	17.30	12	14.60	240.37			
	Bosque	148.18	14.64	13	11.40	53.30			
T40: Río Toro Amarillo	Uso urbano	34.19	3.38	6	5.70	440.49			
	Pastizal	601.53	62.44	9	66.84	39.89			
	Cultivos	20.63	2.14	6	3.44	808.06			
	Bosque	217.92	22.62	24	9.08	80.10			
	Cuerpo de agua	74.35	7.72	1	74.35	N/A	32.72	1.11	0.55
	Charral	29.45	3.06	9	3.27	308.21			
	Suelo desnudo	13.00	1.35	5	2.60	578.53			
	Uso urbano	6.51	0.68	4	1.63	624.82			

CA: área total de clase, **PLAND:** porcentaje del paisaje, **NP:** número de parches, **AREA_MN:** área promedio de clase, **ENN_MN:** distancia promedio al vecino más cercano.

Anexo 2. Formato de entrevista aplicado a la población local para evaluar la percepción y conocimiento de la nutria en la CRSJ.

Sitio: _____	Fecha: _____
Localidad: _____	
Nombre: _____	Ocupación: _____
Edad: _____	Escolaridad: _____

1. ¿Conoce a las nutrias de río o perros de agua?
2. Las ha visto?
3. ¿En qué época del año es más común observarlas?
4. ¿En qué sección del río las ha observado?
5. ¿Qué actividad se encontraba realizando la nutria al momento de la observación?
6. ¿Cuándo observa nutrias que es más común?
 - a) Individuos solos
 - b) Hembras con crías
 - c) Juveniles
7. ¿Sabe identificar a los machos de las hembras?
8. ¿Con qué frecuencia observa nutrias?
9. ¿A qué hora del día es más probable observar una nutria?
 - a) amanecer
 - b) medio día
 - c) atardecer
 - d) cualquier hora
10. ¿Considera que las nutrias son agresivas?
11. ¿Sabe si se cazan nutrias en la región?
12. Sabe para qué?
13. ¿Considera que las nutrias son importantes para el ecosistema?
14. ¿Porque cree que son importantes las nutrias en el ecosistemas?
15. ¿Considera que las nutrias han ido desapareciendo del río, en los últimos años?
16. ¿Cuál considera que serían las principales causas?
17. ¿Cree que la nutria es un animal dañino o peligroso?
18. ¿Qué tipo de cultivos tiene en las márgenes del río?
19. ¿Usa agroquímicos en su finca?
20. ¿Considera que los agroquímicos son dañinos para la nutria? Si / No Por qué?