



Universidad Nacional  
de Córdoba



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES  
CARRERA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL MANEJO FORESTAL CON  
ROLADO EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO DE SANTIAGO  
DEL ESTERO SOBRE LA TORTUGA TERRESTRE (*CHELONOIDIS  
CHILENSIS*).

TESINISTA: CORTÉS, JUAN I.

DIRECTOR: DR. LEYNAUD, GERARDO C.

CO DIRECTOR: CORIA, RUBÉN D.

CENTRO DE ZOOLOGÍA APLICADA  
CÓRDOBA, 2019.

EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL MANEJO FORESTAL CON  
ROLADO EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO DE SANTIAGO  
DEL ESTERO SOBRE LA TORTUGA TERRESTRE (*CHELONOIDIS  
CHILENSIS*).

Tribunal examinador:

Dra. Andrea Hued

Firma: .....

Dra. Daniela M. Tamburini

Firma: .....

Dra. Laura Bellis

Firma: .....

Calificación: .....

Fecha: .....

## ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	4
RESUMEN.....	5
INTRODUCCIÓN.....	7
OBJETIVOS.....	10
MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
RESULTADOS.....	19
DISCUSIÓN.....	26
RECOMENDACIONES DE MANEJO.....	30
BIBLIOGRAFÍA.....	32

## AGRADECIMIENTOS

Para la realización de este trabajo, en primer lugar quiero agradecer a mi director, Gerardo, por haberme dado la oportunidad de realizar mi tesina en el Centro de Zoología Aplicada, por todo el apoyo brindado y por su disposición para ayudarme cada vez que lo necesité, sin dudas una gran persona que me hizo sentir cómodo en un lugar nuevo. Extiendo este agradecimiento a Gabi, ya que sin sus habilidades, hubiera resultado más dificultoso la toma de muestras en los cerrados bosques chaqueños, y por sobre todo por sus dotes gastronómicos. A mi co-director Darío, por su predisposición siempre que lo necesite, y junto con el personal del INTA (Estación Experimental Francisco Cantos) por el reconocimiento previo del campo en una primera instancia; por darnos alojamiento y por estar atentos ante cualquier consulta requerida a la hora de ir estructurando el presente trabajo.

Al Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA) por proveernos el vehículo para los traslados hasta Santiago del Estero.

Considerando que la finalización de este trabajo también implica el fin de mi recorrido en la carrera en Ciencias Biológicas, quiero agradecer al constante e incansable apoyo de mi familia; a mi padre y a mi madre, ejemplos y referentes reales en mi vida, por darme y mostrarme la posibilidad de estudiar en la Universidad, permitiéndome vivir en otra ciudad con una gran calidad académica y sobrellevar una excelente vida estudiantil, siempre fomentando la búsqueda de lo que más me gusta; a mi hermano y hermanas por la afectuosa compañía y el constante apoyo a la distancia. A Cinthia por todo el acompañamiento brindado durante esta última e intensa etapa. A mis amigos de la vida y de la facultad los cuales considero mis hermanos incondicionales.

Y por sobre todo a la Educación Pública de la Universidad Nacional de Córdoba, por la excelente formación y oportunidades brindadas.

## RESUMEN

La tortuga terrestre (*Chelonoidis chilensis*) continúa siendo en Argentina objeto del mercado ilegal, a pesar de la legislación vigente que la protege. Asimismo, en gran parte de su área de distribución el avance de la frontera agrícola desencadenó un severo proceso de deforestación que podría atentar con la viabilidad de sus poblaciones. Diversas acciones de manejo son utilizadas para maximizar la producción ganadera en los áridos suelos del Chaco, como aquellas tendientes a reducir el estrato arbustivo e incrementar la productividad de forraje herbáceo. Específicamente para la Tortuga terrestre (*C.chilensis*), habitante del Chaco, no hay estudios que evalúen el impacto de estas acciones antrópicas sobre sus poblaciones como tampoco estudios poblacionales que puedan ser utilizados como líneas de base para el monitoreo de sus poblaciones. En el Campo Experimental F. Cantos del INTA en Santiago el Estero, se está llevando a cabo una acción de manejo forestal, llamada Rolado de Baja Intensidad (RBI), con el objetivo de generar bosques abiertos, a través del aplastamiento de la vegetación de sotobosque y la permanencia de los árboles de gran porte, para efectuar luego siembra de pasturas para el ganado. En este trabajo se propuso evaluar asociaciones entre la presencia y abundancia de la Tortuga terrestre (*C.chilensis*) y las características ambientales resultantes de manejo con RBI, y por el otro caracterizar una población de esta especie, en términos de sus dimensiones, proporción de sexos y abundancia relativa en un área del bosque en buen estado de conservación. Se efectuaron muestreos de sus poblaciones en dos campañas realizadas durante el mes de noviembre de 2016 y 2017, teniendo en cuenta un gradiente de disturbio que incluyó un área bien conservada con prácticamente nula actividad antropogénica durante los últimos 20 años y un sector donde se implementó de manera reciente RBI. Se establecieron 12 parcelas en total, 6 en la zona con RBI y 6 en la zona sin RBI. Dentro de cada parcela se establecieron 6 transectas distribuidas aleatoriamente en línea recta de 200 m de largo y se recorrieron considerando un ancho de faja de 10 metros. En cada transecta se tomaron datos de vegetación y se advirtió mediante observación directa la presencia-ausencia de tortugas. Se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para evaluar los posibles efectos de las variables ambientales sobre la presencia-ausencia de la especie, seleccionando al mejor modelo según el criterio de información de Akaike. Se capturaron 29 tortugas y se hallaron 17 caparazones, estos últimos en una mayor proporción en transectas correspondientes a parcelas con RBI, lo cual permitió adjudicar un importante efecto del rolado sobre la abundancia de la especie a lo largo del gradiente de disturbio; por otro lado se caracterizó la población en términos de dimensiones corporales, peso, proporción de sexos y se calculó el índice de condición corporal (ICC) para cada individuo de la población. En relación a esto se detectó un mayor ICC en proporción con individuos mantenidos en cautiverio. La abundancia

de la especie en el área alcanza los niveles más altos registrados hasta ahora en el país (1,38 tortugas/hectárea). El RBI genera un importante efecto en la abundancia de las poblaciones de *C.chilensis*, es por ello que se recomiendan acciones de manejo para que su efecto no afecte a la especie.

**Palabras clave: Tortuga terrestre – Ecología – Bosque chaqueño - Rolado**

## INTRODUCCIÓN

La deforestación es actualmente una de las mayores amenazas para la biodiversidad global (Primack 2004) y en nuestro país, a partir de la colonización europea, el avance de la frontera agrícola-ganadera hacia sectores forestales del Chaco occidental desencadenó un vertiginoso proceso de deforestación (Gasparri and Grau 2009; Hoyos et al. 2012; Hoyos et al. 2018) con una tasa que supera a la de otros bosques tropicales y subtropicales del mundo (Zak et al. 2008). La ganadería, por su parte, condujo al pastoreo excesivo por herbívoros domésticos y a un proceso de invasión de arbustos rápido y generalizado. La etapa final, se evidencia en gran parte del territorio chaqueño que aún no ha sido utilizado para agricultura es un matorral con escasos árboles de porte y una cobertura casi inexistente de hierbas y pastos (Bucher 1982; Bucher and Schofield 1981; Kunst and Bravo 2003; Morello and Saravia Toledo 1959; Hoyos et al. 2018).

Este proceso conduce necesariamente a producir un impacto sobre la flora y fauna nativa, existiendo algunos estudios que los documentan (Altritcher & Boaglio 2004; Cardozo & Chiaraviglio 2008; Lescano et al. 2014; Lescano et al. 2016; Leynaud & Bucher 2005; Pelegrin et al. 2009; Pelegrin & Bucher 2010, Periago et al. 2014, entre otros). Sin embargo, los estudios son aún escasos, en relación a la magnitud e importancia de la fauna del Chaco. Esta información es de importancia crítica para la conservación de la biodiversidad en términos de los cambios resultantes en la idoneidad del hábitat de las especies y las alteraciones en las interacciones planta-animal (Pelegrin & Bucher 2012).

El efecto que la pérdida de áreas de bosque o su degradación ocasiona sobre la fauna silvestre no es uniforme en todos los grupos faunísticos (Vallan 2002; Watson et al. 2004). Especies con diferentes requerimientos de hábitat se ven afectadas de manera diferente ante un mismo proceso de degradación. Es por ello que resulta de real importancia evaluar el efecto de la degradación general de las áreas de bosques sobre cada especie o grupo de especies en particular si se quieren efectuar a futuro, medidas de conservación o manejo. Debemos entender los procesos de cómo las diferentes especies y comunidades responden a diferentes niveles y tipos de uso del bosque (Goodman & Raherilalao 2003). Esta información ayudará a determinar una jerarquía en orden de prioridad de conservación para las diferentes especies y para desarrollar e implementar prácticas de manejo y uso de la tierra potencialmente efectivas para ayudar a una resolución al conflicto entre la conservación y necesidades antropogénicas (Scott et al. 2006).

El Chaco semiárido argentino además de caracterizarse por una historia de más de dos siglos de actividades productivas, particularmente ganadería extensiva y uso forestal también contempla una gran y extendida presión de caza y recolección de

especímenes para su venta en el mercado de mascotas (Caziani et al. 2003; Altrichter & Boaglio 2004). Diversas especies que despiertan interés, por su importancia socio-económica, habitan esta región, una de ellas es la Tortuga terrestre o chaqueña (*Chelonoidis chilensis*) que se encuentra presente en todos los bosques semi-xerófilos (Chaco) y matorrales desérticos (Monte) (Waller 1997, Cabrera 1998, Ruete and Leynaud 2015).

El comercio de esta especie es especialmente marcado en la provincia de Santiago del Estero (todo su territorio) y Córdoba (Norte) donde se ha documentado una cifra de entre 1.000 a 3.000 ejemplares al año, para ser comercializados en mercados populares y tiendas de mascotas de las ciudades más importantes del país (Waller 1997; Richard 1999). Estas cifras surgen de cargamentos decomisados por la autoridad nacional y los organismos provinciales de control de fauna silvestre, por lo que esta cifra podría ser mucho mayor (Richard 1999). No hay datos actualizados del volumen comercializado actualmente, pero en el área de estudio de esta tesina, en cercanías a la Localidad de Loreto (Santiago del Estero) se han detectado más de 50 puestos ubicados sobre la ruta nacional N° 9 que ofrece para la venta tortugas vivas (Figura 1). Además de la caza extractiva y comercialización, hay que considerar otros factores que actualmente alteran sus poblaciones como es la pérdida acelerada de sus ambientes naturales con el fin de aumentar la producción agrícola-ganadera, la construcción de carreteras; la muerte provocada por maquinaria agropecuaria y los incendios forestales intencionales (Chebez 2009; Farioli 2015).



**Figura 1.** Puesto de venta de tortugas ubicado sobre la ruta nacional N°9, a pocos kilómetros de la localidad de Árraga.



Aunque aún se carece de evidencia demográfica de disminución de la población, la tortuga terrestre se considera una especie amenazada (Chebez 2009), además se encuentra incluida en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora (CITES) y esta categorizada bajo el status de Vulnerable por la UICN (Tortoise and Fresh water Specialist Group, 2016) y por la Asociación Herpetológica Argentina (Prado et.al 2012).

De este modo, a pesar de los años transcurridos desde las primeras acciones de conservación que comenzaron a realizarse, la tortuga terrestre continúa siendo el reptil vivo "doméstico", más explotado por el comercio ilegal de fauna silvestre autóctona para continuar satisfaciendo la demanda del mercado de mascotas (Waller and Micucci 1997); siendo muy requeridas por su reducido tamaño, rusticidad, resistencia y aparentemente mínimos requerimientos. Faltan estudios de campo recientes que evalúen el estado actual de las poblaciones de *C. chilensis*. De hecho, solo unos pocos trabajos evaluaron la densidad, la abundancia o simplemente la presencia / ausencia de esta especie en ciertas regiones de Argentina (Auffenberg 1969; Waller and Micucci 1997; Richard 1999; Guerreiro et al. 2005; Briguera et al. 2006; Chébez 2008; Sanabria and Quiroga 2009; Sanchez and Alcalde 2014).

Por otra parte, en el centro de Argentina (norte de Córdoba, Santiago del Estero, La Rioja, sur de Salta y Chaco) diversas acciones de manejo son utilizadas para maximizar la producción ganadera en los suelos del Chaco semiárido. Entre las mismas, una de las más difundidas es reducir el estrato arbustivo a través de remoción mecánica, manual, química y con fuegos e incrementar la productividad de forraje herbáceo, especialmente con la siembra de pasturas exóticas con fines ganaderos (Coria et al. 2015). Recientemente se desarrolló una tecnología de habilitación de sistemas silvopastoriles denominada rolado selectivo de baja intensidad (RBI) con el fin de integrar la producción ganadera y forestal sustentable (Kunst et al. 2008). Esta práctica reduce el estrato leñoso bajo (<3 m de altura, principalmente plantas arbustivas), incrementando la cobertura herbácea, en especial con la siembra de pasturas exóticas (Coria et al. 2015). El RBI se realiza con rolo, un cilindro metálico de 2.5 m de ancho armado con cuchillas que, traccionado por maquinaria agrícola pequeña, aplasta y tritura las leñosas a su paso, pero no las mata (Albanesi et al. 2013) con el fin de generar bosques abiertos.

Esta alternativa de manejo desarrollada de manera experimental por el INTA tiene como objetivo aprovechar los recursos que ofrece el bosque chaqueño para la explotación ganadera, procurando no modificar en gran medida el ambiente. Los estudios de la influencia de estos tipos de manejos sobre la fauna chaqueña son escasos y en particular se han realizado en unos pocos grupos como aves, lagartos y mamíferos (Coria et al. 2015, 2017; Areskoug 2001; Codesido et al. 2009; Mastrangelo and Gavin 2012).

Debido a la importancia biológica de la Tortuga terrestre en los ecosistemas en los que habita y a que son escasos los estudios poblacionales que permitan conocer la densidad de sus poblaciones especialmente en el área central de su distribución (Provincia de Santiago del Estero), dónde sufre un fuerte impacto del comercio de mascota, se propone realizar una evaluación del estado poblacional en un área de bosque chaqueño en buen estado de conservación correspondiente al INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). El mismo comprende 6000 ha, dentro de la cual se encuentra un área intangible de 1000 ha aproximadamente donde no se han realizado intervención alguna en el bosque por más de 20 años y se encuentra emplazado en una matriz con distintos niveles de impacto donde distintas prácticas agroforestales, incluida el rolado de baja intensidad (RBI) son realizadas, por lo tanto se presenta una buena oportunidad para evaluar en qué medida la distribución y abundancia de la tortuga terrestre se asocia con los distintos niveles de degradación que se manifiestan en este campo, para un ambiente representativo de los bosques del Chaco Semiárido.

## OBJETIVOS

### *Objetivo general.*

Evaluar asociaciones entre la presencia y abundancia de la Tortuga terrestre (*Chelonoidis chilensis*) y las características ambientales resultantes de manejo con rolado selectivo de baja intensidad (RBI) de un área de bosque chaqueño semiárido en Santiago del Estero.

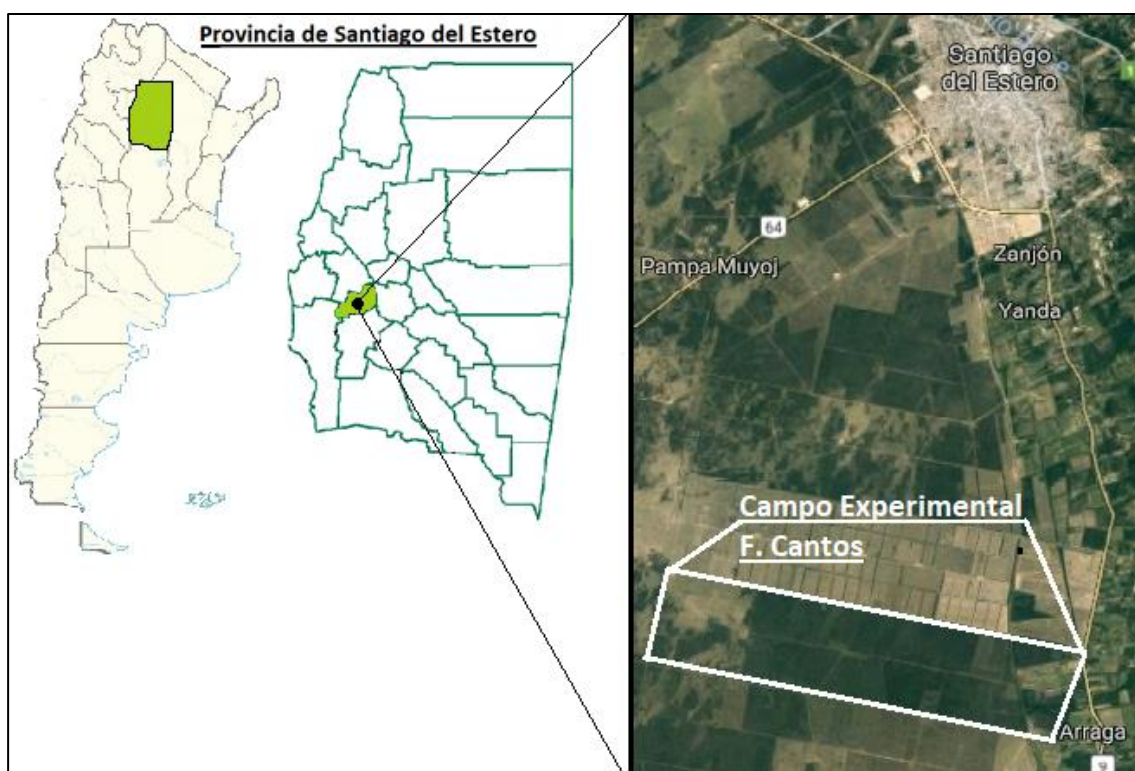
### *Objetivos específicos.*

- Caracterizar una población de *Chelonoidis chilensis*, en términos de sus dimensiones, proporción de sexos y abundancia relativa en un área de bosque chaqueño semiárido en buen estado de conservación.
- Determinar los valores de ocupación de la especie en el área a lo largo de un gradiente de manejo del área con la práctica de Rolado de baja Intensidad (RBI).
- Determinar las variables ambientales asociadas que permiten explicar las diferencias encontradas entre los tratamientos analizados.

## MATERIALES Y MÉTODOS.

### *Área de estudio:*

El estudio se realizó en el Campo Experimental F. Cantos (ex Campo Experimental La María) (28° 3'S – 64° 15'O) del INTA, Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Provincia de Santiago del Estero, Argentina (Figura 2). Ubicado en la eco-región Chaco Seco, subregión Chaco Semiárido (Morello et al. 2012), el Campo F. Cantos posee una matriz de vegetación nativa continua de 60 km<sup>2</sup> (6000 ha). El área de estudio mantiene conectividad con vastas superficies de vegetación nativa hacia el oeste y el sur, mientras que hacia el norte y el este predomina una matriz agrícola.

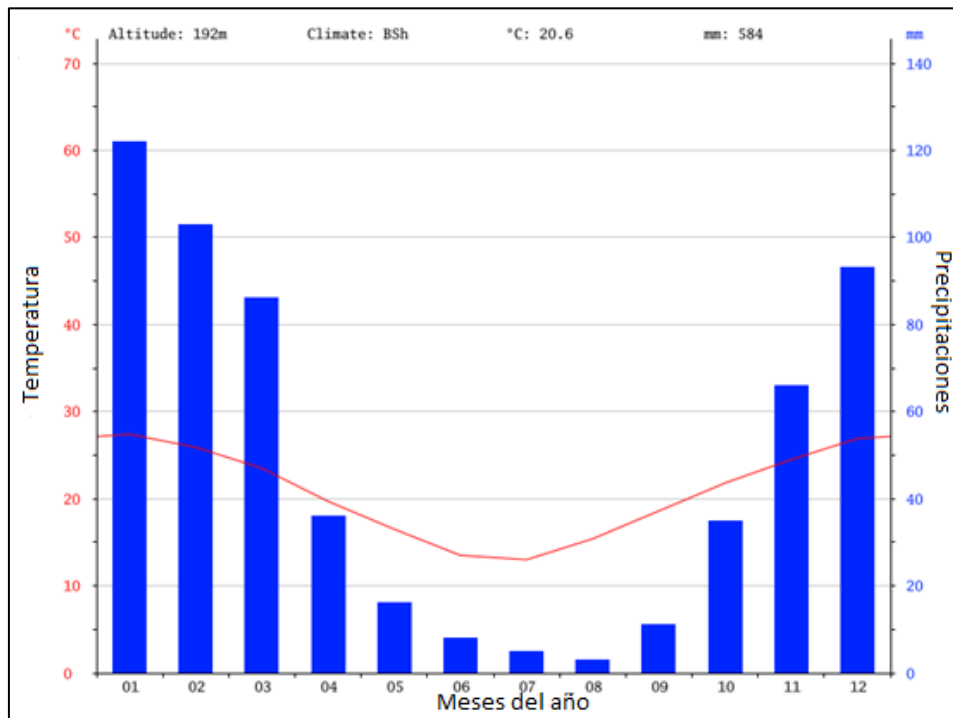


**Figura 2.** Ubicación geográfica del área de estudio en la provincia de Santiago del Estero, Argentina.

La vegetación presenta una estructura dominada por bosques de quebrachos densamente arbustizados en los sectores más elevados del paisaje y por sabanas de *Elionurus muticus* (Aibe) y arbustales más o menos densos en las áreas más

deprimidas. En los sectores de bosque, los árboles dominantes son *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco) y *Schinopsis lorentzii* (quebracho colorado), seguidos por *Ziziphus mistol* (mistol) y *Prosopis nigra* (algarrobo negro). Los arbustos dominantes son *Acacia gilliesii* (garabato negro), *Capparis atamisquea* y *Celtis ehrenbergiana*. En el estrato herbáceo son frecuentes las gramíneas *Gouinia latifolia*, *Gouinia paraguayensis*, *Setaria lachnea*, *Setarias p.* y *Trichloris crinita*, y entre las latifoliadas, *Justicia squarrosa*, *Wissadula densiflora* y *Amphilophium carolinae* (Coria et al. 2015).

El clima de la región es semiárido subtropical con estacionalidad bien marcada (Boletta 1998). La temperatura promedio anual es de 21°C, con una mínima y una máxima media de 14 y 28°C, respectivamente. La precipitación media es 574mm/año, concentrada en los meses de noviembre a marzo conformando la estación húmeda de la región, mientras que los restantes meses conforman la estación seca, donde el mes de agosto es el que presenta el mayor déficit hídrico (Figura 3).



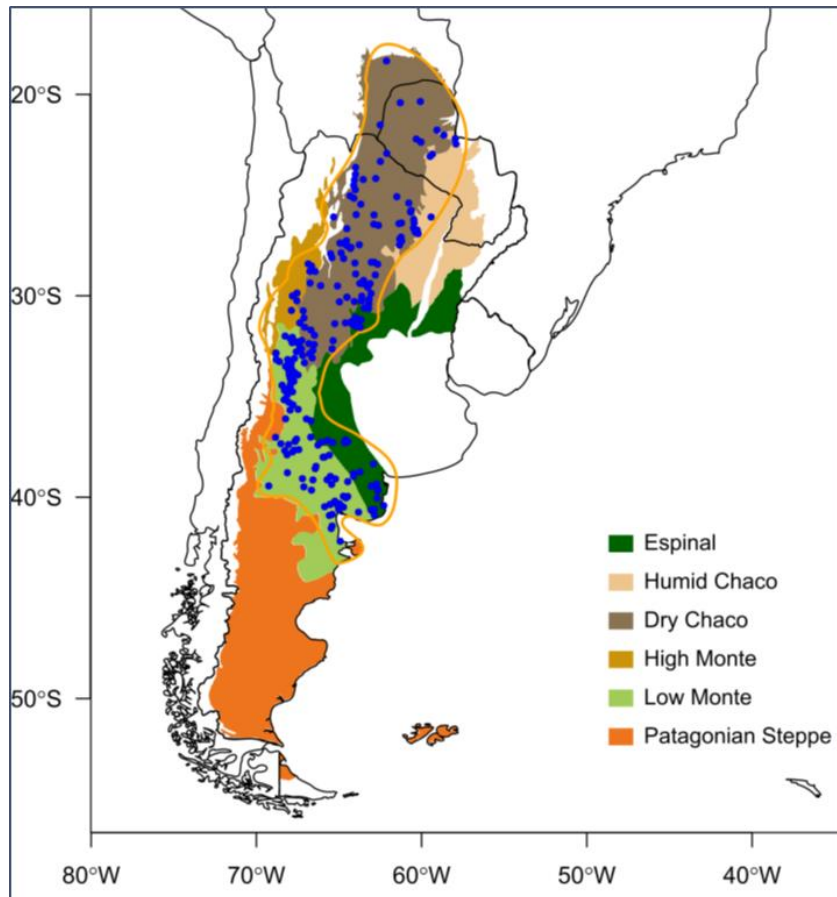
**Figura 3.** Climograma de la región. Los valores de precipitación por encima de la línea de temperaturas medias corresponden a los meses de estación húmeda; valores por debajo de esta línea corresponden a los meses que conforman la estación seca. Los meses del año se encuentran enumerados secuencialmente desde enero (01) a diciembre (12).

*Característica de la especie.*

La Tortuga terrestre o chaqueña *Chelonoidis chilensis* (Testudinidae, Gray, 1870) (Figura 4) se encuentra ampliamente distribuida en el sur de Sudamérica, desde el sureste de Bolivia y Paraguay hasta el norte patagónico (Cabrera 2015; Ruete and Leynaud 2015). Se encuentra particularmente en ambientes con vegetación arbórea y arbustiva xerófila y espinosa, y áreas salitrosas, correspondientes a la ecorregión de Chaco y Monte (Ruete and Leynaud 2015) (Figura 5). Es una especie de actividad diurna, que evita las horas de mayor insolación refugiándose en cuevas (Kenneth 2007).



**Figura 4.** Ejemplar de *Chelonoidis chilensis* reposando dentro de una cueva en el área de estudio.



**Figura 5.** Sitios de observaciones confirmadas de *Chelonoidis chilensis* (puntos azules) y ecorregiones donde se ha observado la especie (polígonos de colores). (Ruete and Leynaud 2015)

Su dieta es herbívora y frugívora, y se alimenta de cactáceas y gramíneas e incluso, complementa con restos de carne y huesos (Cabrera 1998; Varela and Bucher 2002).

Su caparazón es de contorno elíptico, alto y abovedado, alcanzando hasta 30 cm de longitud (largo recto); aunque hay mención de un ejemplar record de 43,3 cm (Richard 1999). Las hembras suelen ser de mayor tamaño que el macho. No posee escudo nual y presenta once placas marginales en cada lado del caparazón, cuatro pares de costales, y cinco escudos vertebrales, seguidos de un supracaudal en el borde posterior del carapax. La boca es irregularmente aserrada, con dos prominencias mayores en el borde cortante superior. Las extremidades anteriores poseen escamas fuertemente cornificadas, a veces tuberculares y cinco garras; las posteriores son columnares con cuatro garras (Cabrera 2015).

Es una especie adaptada a temperaturas relativamente altas (con temperaturas entre 40 y 50°C la tortuga se retira a lugares más frescos, bajo arbustos o dentro de cuevas donde se mantiene inactiva hasta tanto la temperatura del sustrato expuesto disminuya para alcanzar valores que permitan retomar la actividad) (Richard 1999) pero también considerablemente bajas, como lo demuestra su distribución altitudinal

y latitudinal (por ejemplo, Patagonia). Pernocta e hiberna en refugios (Cabrera 2015). Se reproduce de noviembre a marzo (Scolaro 2006; Cabrera 1998). La hembra cava un hueco de aproximadamente 15 cm de profundidad con sus patas posteriores y deposita hasta 6 o 7 huevos; luego cubre por completo el hueco con la tierra restante, a la que compacta con su plastrón (Richard 199). Según Chebez (1994), las crías eclosionan entre 9 meses y un año después de la ovipostura.

#### *Diseño de muestreo.*

Los muestreos se realizaron en dos campañas realizadas durante el mes de noviembre de 2016 y 2017, teniendo en cuenta un gradiente de disturbio que incluyó un área bien conservada con prácticamente nula actividad antropogénica durante los últimos 20 años, denominado Reserva “La María” (Figura 6), y un sector donde se implementó de manera reciente rolado de baja intensidad (RBI) (Figura 7). Se preestablecieron 12 áreas de posible acceso, de 2 km<sup>2</sup> cada una, debido a las dificultades del ambiente por ser bosques sumamente cerrados, 6 en la zona con RBI y 6 en la zona sin RBI. Dentro de cada área se establecieron 6 transectas distribuidas aleatoriamente de 200 m de largo con un ancho de faja de 10 metros, y separadas cada una por una distancia de 200 metros. En cada una de las unidades de muestreo (transectas) se registró la presencia/ausencia de la especie a través de una revisión exhaustiva bajo la vegetación, huecos o cuevas, de individuos vivos o indicios que daban cuenta de su presencia (caparazones).



**Figura 6.** Fisonomía del bosque en áreas sin manejo con Rolado de Baja Intensidad.



**Figura 7.** Fisonomía del bosque en áreas con manejo de Rolado de Baja Intensidad.

Asimismo se registraron variables de hábitat en el centro de cada transecta, a saber: a) cobertura de suelo, estimada como el porcentaje de cobertura en cuadratas de 50x50 cm (tomando cuatro mediciones por transecta), b) cobertura del dosel utilizando un



densiómetro forestal cóncavo, que registraba la cobertura del dosel en 4 puntos coincidentes con los puntos cardinales, c) densidad de arbustos utilizando el método de arbusto más cercano (Bonham 1989), d) n° de especies leñosas identificadas en una cuadrata de 5 m<sup>2</sup> y f) tipo de manejo: presencia o ausencia de manejo con RBI.

Las parcelas se revisaron de 7 a 11h de la mañana y de 15 a 19h de la tarde aproximadamente, por ser los horarios de mayor actividad de la especie. Todas las variables medidas, tanto de vegetación como referidas a las características de los individuos hallados y coordenadas de las transectas, fueron registradas mediante el software "Epicollect+" en el teléfono de cada observador. Para cada transecta se tomaron las coordenadas exactas de inicio, mitad y final, con el fin de no superponer transectas futuras. A la mitad del recorrido (100 metros) se tomó una fotografía del ambiente y se midieron las covariables de sitio antes mencionadas. Para cada tortuga viva o caparazón hallado dentro o fuera de las transectas, se registraron las coordenadas exactas del sitio donde se lo encontró, se fotografió al individuo en vista dorsal, ventral y lateral, como también el lugar del avistamiento y se le tomaron medidas corporales tales como: largo recto del caparazón (LC) y ancho máximo del caparazón (AC) (cinta métrica); peso (P) (con pesola Swiss-42500, ± 20g) y se determinó el sexo de los adultos por diferencias en la concavidad ventral; por último se le realizó un marcado al caparazón para evitar la recaptura de individuos que produzcan un mal sesgo de los parámetros calculados para la población. En el caso de los caparazones hallados que se encontraban desarmados, variables tales como LC o AC no fueron posibles de medir. Toda esta información se utilizó para caracterizar a la población de tortugas presente en el área.

#### *Calculo de índice de condición corporal*

El índice de condición corporal (ICC), proporciona información sobre el estado nutricional y fisiológico en vertebrados (Speakman 2001), incluidas las tortugas (Nagy and Medica 1986; Henen 1991, 1997; Lagarde et al. 2002) y generalmente este índice se estima a través de la relación peso-longitud corporal. Un ICC útil para tortugas es  $\log(M / M')$ , donde M es la masa observada, M' es masa predicha para una cierta longitud (L) y  $M / M'$  es "masa relativa" (generalmente expresada como porcentaje) (Willemsen and Hailey et. al 2002).  $\log(M / M')$  es igual a un residuo de una regresión del valor del log del peso del animal y su longitud, método que usaremos en nuestro trabajo. De este modo el índice de condición corporal se estimó utilizando valores residuales de una regresión lineal general (todos los individuos agrupados), tomados a partir del logaritmo natural (ln) de la masa corporal como variable dependiente y ln L como la variable independiente (Lagarde et al. 2001; Speakman 2001; Hailey 2002, Willemsen and Hailey 2002), y se compararon luego con una

población mantenida en cautiverio, obtenida de registros de bibliografía (Buteler 2017). Los valores de ICC para cada individuo particular se expresaron, como valores negativos o positivos (sin unidades), con el valor medio establecido en cero por definición. Un valor de ICC = 0 indica que masa observada = masa predicha (es decir,  $M / M' = 1.0$  o 100%), mientras que un valor negativo de ICC indica que la masa observada es menor que la masa predicha. Estudios veterinarios con tortugas han demostrado que la masa corporal varía con la salud (Jackson 1978, 1980, 1985): una masa relativa inferior al 80% es un indicio de baja calidad sanitaria (Hailey 2000).

#### *Modelo estadístico para el estudio del uso de hábitat de la tortuga terrestre*

Se analizó la respuesta de la ocupación de la especie en cada tipo de tratamiento usando modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) (Generalized Linear Models, GLIM); en donde el tipo de manejo aplicado a cada parcela (con o sin Rolado) se ajustó como un efecto fijo y la variable respuesta era la ocurrencia en las transectas de ejemplares de tortugas. Cada área se asumió como un factor aleatorio (random effects), y se incluyó en el modelo para minimizar los efectos de la pseudoreplicación que se presentaba en el diseño de muestreo utilizado. Este diseño se aplicó por necesidades operativas dada las características del terreno, donde resultaba imposible una aleatorización completa de los muestreos.

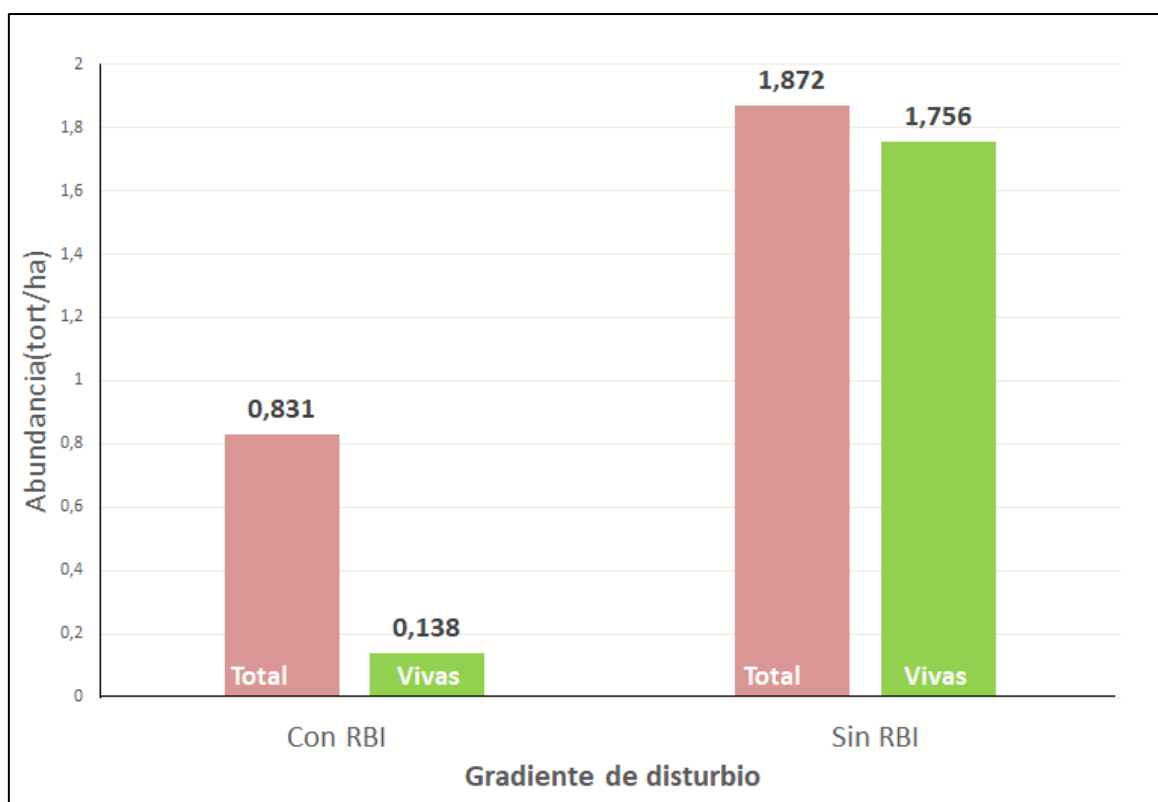
Del mismo modo se incorporaron al modelo como efecto fijo las variables de hábitat medidas. Para identificar qué variables explicaron mejor la variación en la variable respuesta (ocurrencia), se realizaron modelos con todas las combinaciones posibles de variables, analizando separadamente la relación con la variable respuesta bajo dos hipótesis: a) Existe un efecto significativo del tratamiento de Rolado sobre la ocurrencia de la tortuga en las áreas muestreadas y b) La diferencia en la ocupación de la tortuga entre tratamientos puede ser explicada a través de las variables de hábitat (vegetación) medidas.

Se asumió que la distribución de la probabilidad de ocurrencia de tortugas por parcela es de tipo Binomial, y se utilizó la función vinculante Logit (regresión logística). Se corroboraron las correlaciones entre las variables locales para no incluir variables correlacionadas en el modelo. En este caso se conservaron aquellas variables que se asumía que tenían mayor influencia directa sobre los hábitos de la tortuga. Se construyó un modelo inicial con estas variables seleccionadas, y se incluyeron las interacciones que tuvieran sentido biológico. Este modelo fue simplificado usando selecciones graduales de variables minimizando AIC (Criterio de Información de Akaike 1974) definido como:  $AIC = -2 \times (\text{máxima verosimilitud del modelo}) + k \times (\text{número de parámetros del modelo})$ . Los análisis se realizaron con el programa R versión 2.7.1 (R Development Core Team 2018).

## RESULTADOS

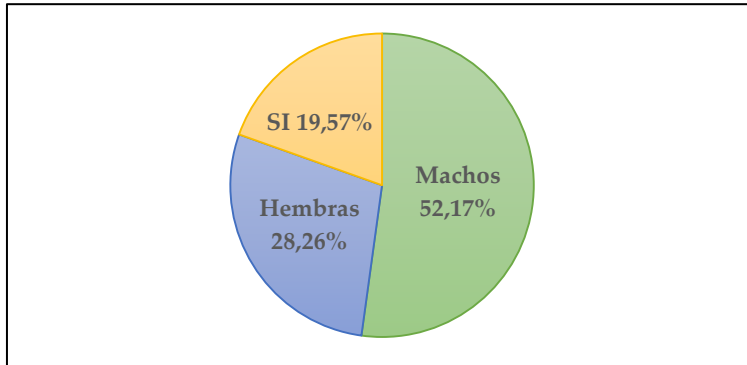
### *Caracterización de la población de tortugas del área de estudio*

Se registraron en total 46 tortugas, tanto ejemplares vivos como caparazones de ejemplares muertos; de los cuales 21 individuos se encontraron dentro de las transectas realizadas y 25 fuera de ellas (en su mayoría a lo largo de las carreteras recorridas entre las parcelas de muestreos). La abundancia relativa de tortugas obtenida, la cual se calculó como el número de ejemplares encontrados en relación a la superficie total cubierta por las 72 transectas realizadas (15,2 ha), fue de 1,38 tortugas por hectárea. Analizando en forma diferencial, entre las parcelas bajo condiciones de manejo, con y sin RBI, 1,87 tortugas/ha se detectaron en parcelas sin RBI y 0,83 tortugas/ha en parcelas con RBI (Figura 8). Del total de registros de tortugas, 29 correspondieron a individuos vivos y 17 a restos de caparazones, estos últimos en una mayor proporción en transectas correspondientes a parcelas con RBI (Figura 8).



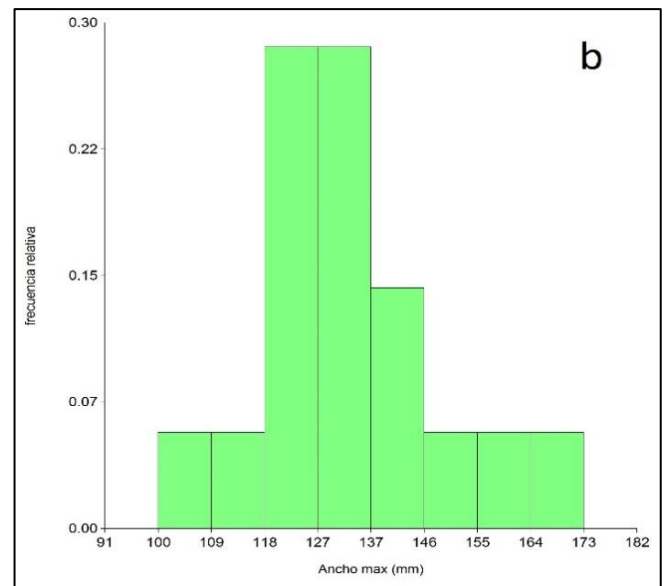
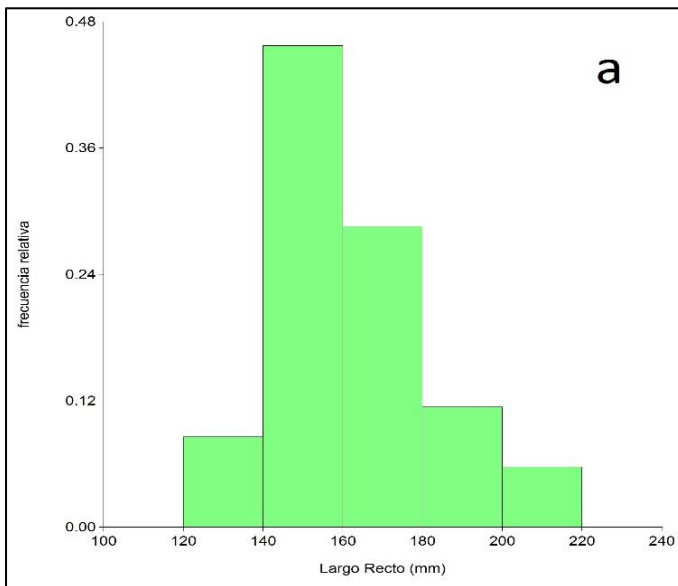
**Figura 8.** Abundancia relativa de *C. chilensis* sobre un gradiente de disturbio antrópico. RBI: Rolado de Baja Intensidad; Total: abundancia teniendo en cuenta caparazones y ejemplares vivos; Vivas: abundancia teniendo en cuenta solo ejemplares vivos.

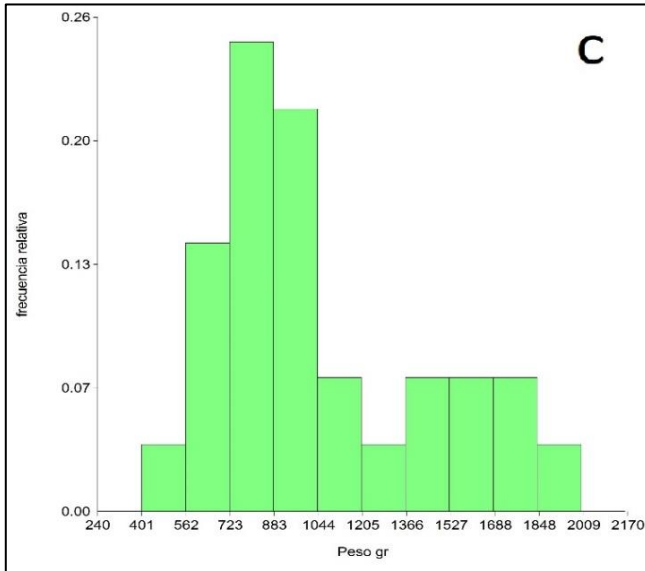
Se identificaron 24 machos, 13 hembras y 9 individuos de sexo indeterminado por tratarse de restos de caparazones, en gran parte de su totalidad desarmados, lo cual no nos permitió observar el dimorfismo sexual en el plastrón; o simplemente por ser ejemplares juveniles, ya sean vivos o no, que aún no presentaban dicho dimorfismo. (Figura 9)



**Figura 9.** Proporción de sexos en la población de tortugas del área de estudio.

El rango de valores hallados para la variable largo recto del caparazón (LRC) estuvo entre 125 mm y 220 mm (Figura 10 a). Del mismo modo se expresaron las diferencias encontradas en las demás variables corporales como ancho del caparazón y peso mediante gráficos de frecuencias relativas (Figura 10 b, c). Las tortugas de mayor tamaño registradas en el área de trabajo alcanzaron valores de LRC de 187 mm en machos y 220 mm en hembras, con un peso de 1385gr y 1950gr respectivamente.



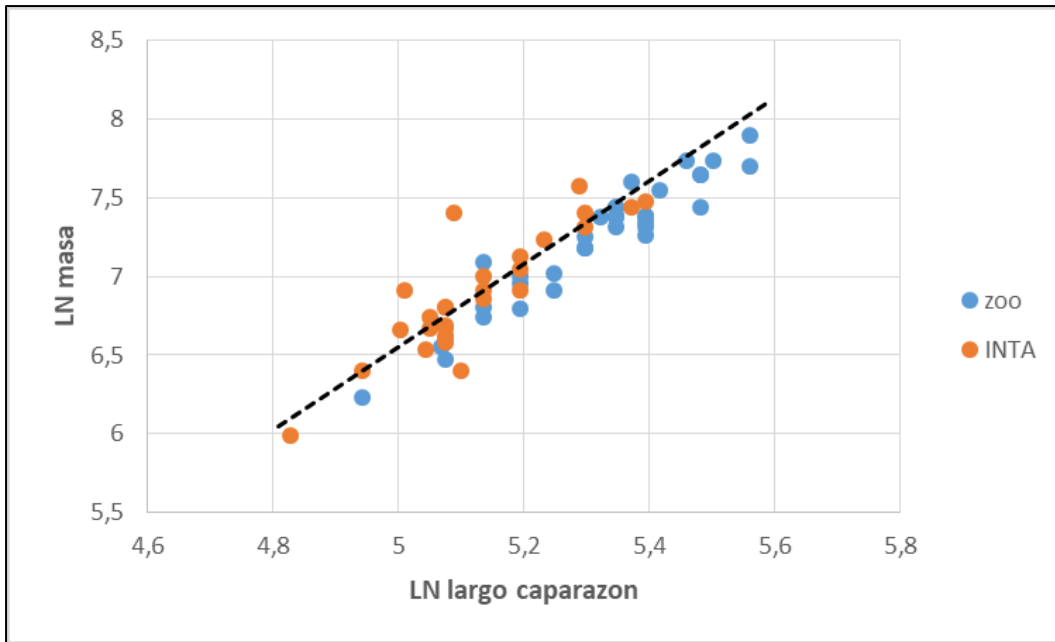


**Figura 10.** Representación gráfica de los registros para los parámetros morfométricos medidos (largo y ancho del caparazón (mm) y el peso (gr), vs la frecuencia relativa de tortugas. Para los datos morfométricos se utilizaron los datos del total de la población (ejemplares vivos y caparazones) y para el peso solo los ejemplares vivos.

Los valores individuales de las mediciones tomadas, largo corporal (LC) y peso (P) o masa, se utilizaron para obtener un valor que refleje la “condición” del animal tanto para los individuos en cautiverio (Zoo) como para los ejemplares silvestres (INTA). Los valores de condición corporal, se expresaron a través de los residuos de la regresión lineal entre LC y P. Los valores de la relación obtenida a partir de las regresiones de las variables Peso y Longitud del caparazón (expresados en sus respectivos logaritmos) de cada individuo de ambas poblaciones se presentan en la Figura 11. De este modo, y a través de una comparación de los promedios de los residuos obtenidos de esta relación, determinamos que la población de tortugas del área de trabajo de esta tesina presenta mayor proporción de residuos mayores al promedio; mientras que la población del Zoo, valores inferiores al promedio (Tabla 1).

**Tabla 1.** Comparación de los valores de los parámetros medidos (residuos de la relación Longitud y Peso) a través de una prueba t ( $p < 0.05$ ) de una población cuyos parámetros se obtuvieron de la bibliografía (Zoo de Córdoba) y nuestro trabajo (INTA).

Lugar	n	media	T	p
INTA	28	0.05	2.23	<b>0.0311</b>
Zoo	34	-0.04		



**Figura 11.** Relación alométrica entre el peso=masa (gramos) y el largo del caparazón (milímetros) para ambas poblaciones de *C.chilensis*. La línea punteada corresponde a la línea de tendencia para ambas poblaciones. Los puntos representan mediciones únicas realizadas en distintos individuos correspondientes a dos poblaciones, INTA y Zoo de Córdoba.

#### *Uso de hábitat y efecto resultante del manejo en el campo*

Los relevamientos realizados a lo largo de las 72 transectas distribuidas entre ambos tratamientos, mostraron una alta proporción de sitios ocupados en áreas con ausencia de Rolado (RBI). Considerando solamente las tortugas detectadas vivas, una sola transecta dentro de las áreas con RBI resultó ocupada por la especie. Esto se evidencia a través del modelo obtenido del análisis con modelo lineales generalizados mixtos (GLMM); detectándose un alto y significativo efecto de la variable considerada (Rolado) sobre la variable respuesta (ocupación de la transecta) (Tabla 2).

Los resultados obtenidos del modelo muestran un adecuado ajuste, en donde para modelos lineales generalizados con distribución binomial, como los usados en este caso, el cociente entre la “deviance” relativa y los grados de libertad residuales debería estar cerca de 1 si el ajuste es razonable, alcanzando en nuestro análisis un valor de 0.82 (Tabla 3).

**Tabla 2.** Resultados obtenidos del Modelo Lineal Generalizado Mixto, con respuesta Binomial; "Parcela" (efecto aleatorio) y Tipo de Manejo como Efecto Fijo.

Efectos fijos	Estimate	Std. Error	z valor	P (> z )
<b>(Intercept)</b>	-3.669	1.071	3.425	0.000616
<b>Tipo de Manejo</b>	3.189	1.133	2.814	<b>0.0048</b>

**Tabla 3.** Medidas de Ajuste del Modelo

AIC	BIC	logLik	deviance	gl.resid	Dev/gl
63.0	69.8	28.5	57.0	69	0.82

Incorporando al modelo las covariables de hábitat medidas, para evaluar en qué medida las variables de hábitat pueden explicar la variación encontrada en cada una de las transectas, se observa que ninguno de los modelos que incluyen las variables de hábitat resultan significativos ( $p > 0.05$ ) para explicar la variación encontrada (Tabla 4).

**Tabla 4.** Resultados obtenidos del Modelo Lineal Generalizado Mixto, con respuesta Binomial; "Parcela" (efecto aleatorio) y variable de hábitat como Efectos Fijo.

Efectos fijos	Estimate	Std. Error	z value	P
<b>(Intercept)</b>	3.1643534	2.3384487	1.353	0.1760
<b>Div.leñosas</b>	0.0686523	0.1675628	0.410	0.6820
<b>DAMC</b>	-0.0006172	0.0055777	0.111	0.9119
<b>Cob. suelo</b>	-0.0034683	0.0289252	0.120	0.9046
<b>Cob. dosel</b>	0.0045073	0.0214743	0.210	0.8338

Sin embargo se encontró un relativo contraste en las variables de hábitat entre ambas situaciones (bosque testigo y bosque con RBI). En general, dentro de las parcelas sin RBI se observó mayor diversidad de árboles y arbustos, una mayor cobertura de

suelo, una mayor cobertura de dosel y una menor densidad de arbustos, existiendo además diferencias estadísticamente significativas en todas las variables medidas consideradas (Tabla 5). Esto indica un leve a moderado contraste en las características del hábitat, principalmente en las características de la vegetación como consecuencia de la intervención antrópica registrada entre ambas situaciones (parcelas con tratamiento y parcelas sin tratamiento), pero estas diferencias observadas no explican el uso diferencial de las parcelas con o sin RBI por parte de las tortugas.

**Tabla 5.** Estructura de la vegetación (media) de dos tipos de bosque del Chaco Semiárido. Estadístico de la prueba t y valor de P entre el Bosque Testigo (n=40) y Bosque con RBI (n=36). DAMC: distancia de arbusto más cercano.

<b>Variable</b>	<b>Bosque testigo</b>	<b>Bosque con RBI</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
<b>Cob. dosel (%)</b>	68.72	41.81	4.95	<0.0001
<b>DAMC (cm)</b>	169.71	249.31	3.71	0.0005
<b>Div. de leñosas (nº)</b>	7.25	5.36	3.71	0.0004
<b>Cob. Suelo</b>	73.7	53.8	4.5	0.0001

Sobre la premisa de evaluar combinaciones de variables de hábitat con valor predictivo sobre la ocurrencia de tortugas se plantearon modelos alternativos formados sólo con variables de hábitat en un modelo general. De la totalidad de modelos obtenidos, cuatro presentaron valores de  $\Delta AIC < 2$ . Se muestra un resumen con las variables incluidas en cada modelo y los parámetros que se utilizaron para su selección (AIC,  $\Delta AIC$ ). Los modelos que mejoraron considerablemente al modelo nulo (modelo sin información) fueron los que se detallan en la Tabla 6. Sin embargo, ninguna de estas variables presentó un valor de probabilidad significativo como para explicar la presencia-ausencia de la especie en las transectas (Tabla 7).



**Tabla 6** - Modelos de ocurrencia para la tortuga terrestre. a) Se presentan los mejores modelos seleccionados para los datos con presencia de la tortuga). Df: grados de libertad; logLik: Log índice de probabilidad; AIC: criterio de Información de Akaike;  $\Delta$  AIC: diferencia entre el valor de AIC de los modelos respecto al mejor modelo;  $\omega_i$ : peso de Akaike

<b>Variables del modelo</b>	<b>Df</b>	<b>logLik</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math> AIC</b>	<b><math>\omega_i</math></b>
<b>Modelo nulo</b>	2	-33.8	71.88	0.00	0.37
<b>Dosel</b>	3	-33.15	72.6	0.77	0.14
<b>Cob. Suelo</b>	3	-33.38	73.1	1.24	0.11
<b>DAMC</b>	3	-33.42	73.2	1.32	0.10

**Tabla 7.** Coeficientes de los parámetros ajustados en el modelo con menor AIC.

	<b>Estimación</b>	<b>Error</b>	<b>ErrorAj.</b>	<b>Z value</b>	<b>P</b>
<b>(Intercept)</b>	-2.169138	1.335884	1.351277	1.605	0.108
<b>Dosel</b>	0.018575	0.015347	0.015621	1.189	0.234
<b>Suelo</b>	0.020203	0.021054	0.021430	0.943	0.346
<b>Dist.arb</b>	-0.004415	0.005117	0.005209	0.848	0.397

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este trabajo reflejan la notable abundancia de la especie en el área. Tal como se observa en Ruete & Leynaud (2015), uno de los puntos de mayor probabilidad de presencia para la especie en el país incluye la provincia de Santiago del Estero. Si bien este trabajo constituye uno de los pocos estudios donde se intenta reflejar la densidad poblacional de *C.chilensis*, existen otros antecedentes que dan cuenta de la abundancia relativa de la especie a lo largo de diferentes ambientes del Chaco. En el trabajo de Sánchez & Alcalde (2014), se tomaron puntos de muestreo que trataron de abarcar gran parte del área de distribución de la especie en la Argentina, en particular definieron dos puntos en la provincia de Santiago del Estero, uno en El Parque Nacional Copo, (al noreste de la provincia), con un alto grado de conservación y una fisonomía y composición de especies vegetales muy similar a nuestra área de estudio sin Rolado de Baja Intensidad; y otro en la localidad de Tío Pozo, a 55 km del Campo Experimental F. Cantos, con un paisaje de bosque chaqueño con fuertes presiones antrópicas, como ganadería, extracción forestal y recolección ilegal de tortugas. Con un diseño de muestreo similar al nuestro, (57 transectas de 100 m de largo x 30 m de ancho), los autores registraron una estimación de abundancia de 0,29 tortuga/ha en PN Copo; frente a 1,87 tortugas/ha estimado en nuestra área de estudio, en los lugares más conservados. En contraste en la localidad de Tío Pozo, con un paisaje de fuerte degradación ambiental, no se registró ninguna tortuga, frente a 0,138 tortugas/ha (n=1) encontradas en el sector del Campo Experimental F. Cantos con prácticas de manejo forestal con RBI. Las temperaturas promedios diarias registradas durante los muestreos fueron muy similares en ambos trabajos, por lo que la variación de las condiciones ambientales (temperatura diaria en particular) no parece ser la causa de esta variación. Estos escasos datos que existen en la bibliografía específica permiten establecer, por un lado, que la tortuga terrestre chaqueña es sensible a las intervenciones antrópicas, y su densidad poblacional está fuertemente influenciada por el grado de uso de su ambiente. Por otro lado, y a pesar de ejercer una importante intervención de manejo forestal con Rolado en el Campo Experimental F. Cantos, los valores de densidad encontrados son comparables y aún mayores que los registrados en el PN Copo. Igualmente, son datos de densidad relativa, que deben usarse con cuidado. Es necesario estudios más profundos de densidad poblacional de esta especie que permita establecer valores de referencia para evaluar tanto las acciones extractivas como para evaluar los efectos de la pérdida de áreas naturales.

Con respecto a la caracterización de la población de tortugas del campo, los datos obtenidos permiten establecer algunas conclusiones importantes. La proporción de sexos se encontró en una relación de 2:1 para machos y hembras respectivamente

entre ambos trabajos. Estas diferencias encontradas se relacionan con una actividad diferencial entre los sexos en las tortugas a lo largo del año; lo cual se apoya en la hipótesis de la estrategia reproductiva (Gibbons et. al 1990). Se sugiere que la actividad y el movimiento serían mayores en los machos durante la temporada de apareamiento cuando están buscando parejas (meses de primavera), mientras que las hembras tienen una actividad y movimientos similares o mayores que los machos durante la temporada de anidación al buscar sitios para nidificar (meses de verano) (Gibbons et. al 1990; Doody et. al 2002; Litzgus and Mousseau 2004b; Diaz Paniagua 1995; Lescano 2008). Por lo tanto los machos y las hembras tienen sus picos de actividad durante distintos períodos de la temporada de actividad, generalmente explicados por diferentes inversiones en tareas relacionadas a la reproducción (Rose 1981). Esta teoría comprobada en varios trabajos previos con otras especies de tortugas y teniendo en cuenta que los muestreos de este estudio fueron realizados durante los meses de primavera permitiría explicar el gran número de machos frente al bajo número de hembras halladas.

Estudios previos para esta región han demostrado que el RBI, no afecta significativamente a las comunidades de aves, como tampoco a la diversidad y ensamble de reptiles (Coria 2015, 2017). En contraste con estos estudios a partir de los resultados obtenidos, en donde se constató una menor densidad de ejemplares de *Chelonoidis chilensis* en las áreas con rolado, se deduce un impacto de esta práctica y quizás de la manera en que se viene aplicando sobre la especie. Una de las posibles causas pueden ser el impacto directo de las cuchillas sobre los individuos o aplastamiento de los mismos por el rolo, o las trampas que significan el acumulo de ramas de plantas espinosas y troncos (Figura 12) que generan que ejemplares queden atrapados y por ende estén más expuesto a predadores, a sobrecalentamiento o a morir de inanición. Debido a su escasa vagilidad las tortugas están expuestas al accionar de la maquinaria agrícola (máquinas de arado y máquinas segadoras) pudiendo provocar heridas graves o muerte (Buică et al. 2014) por mutilación, aplastamiento o entierro, habiendo estudios que lo demuestran (Dodd 2001, Hailey 2000, Saumure et al. 2007). Una lesión en un caparazón o plastrón podría causar una infección, destrucción tisular o daño en un órgano interno (Abou-Madi et al. 2004) que evita el desarrollo individual normal (Tuegel and Weise 2006). Hailey (2000) calculó que la mortalidad de tortugas (*Testudo hermanni*) resultante del arado y la excavación era aproximadamente del 50% en las áreas afectadas por esta práctica, es estudio realizados al norte de Grecia. El entierro y la muerte de un *Glyptemis insculpta* en un área arada para cultivar maíz proporciona la primera evidencia documentada científicamente de que las poblaciones de tortugas también pueden incurrir en pérdidas por la rotación de cultivos y arados (Saumure et al. 2007). Durante los muestreos en el área con rolado se pudieron apreciar caparazones desarmados en su totalidad con placas individuales partidas (Figura 13) y otros incrustados bajo restos

de arbustos o troncos caídos, denotando posiblemente el efecto mecánico directo de esta práctica sobre la especie. Resulta relevante destacar la observación efectuada por Coria (com. per, 2018) durante la realización de un rolado dentro del área de estudio, donde pudo apreciar como un ejemplar fue aplastado por esta maquinaria, y afirmó que el caparazón se desarmó a través de las líneas de las placas; de manera similar a ejemplares que encontramos muertos en el área (Figura 13). En contraste, en las sitios sin rolado prácticamente fue nula la presencia de ejemplares muertos (caparazones).



**Figura 12.** Área donde se efectuó RBI y se observan acúmulos de ramas muertas.



**Figura 13.** Placas del caparazón de un ejemplar

Cabe destacar que las áreas con RBI elegidas en el presente trabajo y en los estudios de Coria (2015, 2017) fueron similares en cuanto a su ubicación geográfica en el campo, no así los tratamientos “testigo”, donde por una parte los elegidos por Coria corresponden a áreas ubicadas alrededor de las áreas con RBI, a diferencia con este trabajo donde se tomó como “testigo” un sector más alejado de las áreas con RBI el cual posee un mayor grado de aislamiento a poblaciones humanas, y vías de acceso, por lo que las tortugas se encuentran más protegidas y sujetas a una menor presión de caza para mascotas. Es por ello que, teniendo en cuenta estos otros factores no medidos durante el diseño de muestreo del presente trabajo, no sería correcto atribuir la menor densidad relativa de tortuga encontrada en las áreas con rolado solo al efecto directo mecánico de esta práctica.

Diversos estudios mostraron que el RBI ejerce un impacto bajo sobre la vegetación y genera hábitats estructural y florísticamente similares a los bosques sin tratar (Kunst et al. 2008; Albanesi et al. 2013; Coria et al. 2015, 2017). Las parcelas utilizadas en este estudio mostraron contraste en algunas de las variables medidas; pero esta variabilidad no alcanzó a explicar la diferencia en el grado de ocupación de ejemplares entre ambos tratamientos con diferente tipo de manejo. Por esto y por todo lo antedicho se asume que el impacto principal sobre la población en estudio podría adjudicarse al efecto mecánico del rolado tal vez sumado a los otros disturbios mencionados correspondiente a las áreas con rolado, como es la mayor cercanía a poblaciones humanas y mayor historia de uso del ambiente de estos sectores del campo que provocan la mortandad y menor presencia de la especie. Otra característica a destacar es que se observó un continuo estrato vegetal (musgos y selaginella) que abundaba sobre el suelo en las áreas sin RBI y esto podría actuar como aislador térmico, junto con la mayor cobertura arbórea del testigo, o de un buen sustrato para que aporte alimento para las tortugas; frente al escenario con RBI donde el suelo se encontraba plenamente removido y sin vegetación herbácea en crecimiento, aunque sí muchos residuos de hojarasca o leñosos.

Debido a la gran abundancia de la especie encontrada en esta región, se presenta una buena oportunidad para evaluar el estado sanitario de la misma con el fin de compararla en estudios futuros con otras poblaciones presentes en todo el rango de distribución. Para llevar a cabo esto se pueden usar muchos parámetros diferentes para cuantificar la condición de un animal (Willemsen and Hailey 2002). Para los quelonios particularmente existen varios procedimientos para evaluar a través de algún parámetro la condición del animal. Por ejemplo se pueden tomar muestras de sangre de diferentes estructuras u órganos (Avery and Vitt 1984; Jacobson 1988, 1993; McDonald 1976), pero el procedimiento puede ser difícil y peligroso para una tortuga (Jacobson et. al 1992). Otros parámetros fisiológicos presentan dificultades técnicas aún mayores que la recolección y análisis de sangre. Por ejemplo, Henen (1991, 1997)

midió el contenido de lípidos para tortugas del desierto (*Gopherus agassizii*), y Christopher et al. (1997) encontró que para la misma especie el contenido de nitrógeno de la urea era una buena medida del estado de hidratación y el hierro, la glucosa y las proteínas totales en plasma eran buenos indicadores de su nutrición. Una alternativa mucho más simple y no riesgosa para el animal es relacionar la masa de la tortuga con su tamaño (Jackson 1980, 1991) para así calcular el índice de condición corporal (ICC) anteriormente explicado. De esta manera se calculó el ICC para cada individuo de nuestra población en estudio y se compararon estos valores con los calculados a partir de los datos de peso y longitud obtenidos por Buteller (2017) para una población en cautiverio presente en el Zoológico de Córdoba, dándonos diferencias significativas ( $p=0,0311$ ) entre ambas poblaciones. Vale aclarar que la población del Zoológico se compone de individuos donados por personas las cuales mantuvieron a las tortugas cautivas durante años con tal vez, una dieta pobre que no abarcaba todos los requerimientos nutricionales para esta especie. No está claro si las relaciones de longitud-masa de las tortugas silvestres son aplicables a animales en cautiverio, o si estas últimas generalmente sufren de insuficiencia ponderal crónica (por ejemplo, debido al estrés o comida inadecuada) u obesidad por ejemplo, por inactividad o dieta excesivamente rica (Willemsen et al. 2002). Aunque el cautiverio no necesariamente lleva a una tendencia general en Testudos a tener bajo peso o sobrepeso (Willemsen et al. 2002), las diferencias encontradas entre ambas poblaciones en este estudio, podría indicar alguna carencia nutricional, o estrés propias de la vida en cautiverio, que llevarían a tales diferencias significativas.

## RECOMENDACIONES DE MANEJO

Cabe destacar la importancia de preservar esta especie debido al rol que ocupa dentro de los procesos ecosistémicos del bosque chaqueño, tanto como agente dispersor de grandes variedades de semillas, debido a su amplia y variada dieta de frutos (Cabrera 1998, Varela and Bucher 2002), como también dentro de las cadenas tróficas como alimento de vertebrados tope como el *Puma concolor* o *Lycalopex griseus*, entre otros, cumpliendo así papeles esenciales en el funcionamiento de los ecosistemas en los que habita. Es debido a esto, y en relación a los resultados obtenidos a partir del presente estudio, que resulta relevante proponer posibles recomendaciones de manejo en cuanto a la aplicación del Rolado de Baja Intensidad sobre los bosques del chaco.

Al igual que muchos reptiles, la Tortuga terrestre es una especie que en invierno se aletarga, bajando su metabolismo permaneciendo inactiva mientras las temperaturas

permanecen bajas (Ultsch 1989). Bajo estas condiciones, suelen refugiarse en madrigueras que cavan en la tierra o en cuevas naturales en las rocas u otros sitios que le proporcionen protección de las bajas temperaturas (Kenneth 2007). Debido a la importancia de la gran abundancia relativa encontrada para la especie en esta región y para todo su rango de distribución, y teniendo en cuenta la característica comportamental antes mencionada se podrían plantear sugerencias y/o modificaciones para aumentar la probabilidad de subsistencia de la tortuga terrestre en ambientes del Chaco donde se lleve a cabo esta práctica de manejo teniendo en cuenta el impacto que al parecer genera sobre la especie.

Podría sugerirse la aplicación del RBI en los meses invernales donde se observa una menor actividad de *C.chilensis* y por ende habría una menor probabilidad de encuentro de esta maquinaria con las tortugas, de esta manera se reduciría la mortandad por efecto mecánico directo del rolo durante la actividad de los individuos.

En la región chaqueña, cuando la pastura es mal manejada (sobrepastoreada), el pasto no compite con el arbusto, y este último (que difícilmente muera por el rolado) se recupera más rápido. Así, hay campos mal manejados que se rolan todos los años, o cada dos años, porque los arbustos se recuperaron rápidamente. En cambio en un campo bien manejado, no sobrepastoreado, la frecuencia media de rolado es de 5 años (Coria com. per, 2018). En base a esto se podría sugerir el incrementar al máximo posible la frecuencia de re-rolado a través de un buen manejo del uso de las pasturas. Es decir, el tiempo que transcurre hasta que el rolado se aplica en el mismo lugar con el fin de dar un mayor tiempo de reposición del ambiente disturbado referido a características de vegetación y suelo que le permitan a las tortugas encontrar los requerimientos de hábitat propicio para su subsistencia.

Por otro lado, una posible recomendación podría ser que se efectúe un relevamiento y recolección de fauna previo a la aplicación del rolado, tanto de tortugas como cualquier animal que posee escasa vagilidad, en gran parte de la extensión del área destinada al manejo con el fin de apartar a los individuos hacia zonas cercanas seguras.

También se podría sugerir dejar áreas sin rolar dentro del campo y de los lotes. Es decir, que no se rolen nunca, en especial las áreas que poseen características de suelo y vegetación más apropiadas para la biología de la tortuga. La Ley N° 6.942 de “Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Santiago del Estero” brinda un marco para ello (el 30% del campo no se debe intervenir).

Por último, teniendo en cuenta la gran abundancia relativa de *C. chilensis* hallada en el área testigo del presente trabajo (Reserva “La María”), resulta de suma importancia seguir conservando este parche de vegetación, el cual presenta nula actividad antropogénica por más de 20 años, con el fin de mantener un bosque con calidad de “fuente”, no solo para las tortugas sino también para la gran riqueza de especies vegetales y animales que este ambiente chaqueño posee.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abou-Madi N., P. Scrivani, G. Kollias, and S. Hernandez-Divers. 2004. Diagnosis of skeletal injuries in chelonians using computed tomography. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 35:226– 231.
- Albanesi, A., C. R. Kunst, A. L. Anriquez, J. E. Silverman, and R. Ledesma. 2013. Rolado selectivo de baja intensidad (RBI) y sistemas silvopastoriles de la región chaqueña. Pp. 147-174 en: Albanesi, A., R. Paz, M. T. Sobrero, S. Helman and S. Rodríguez (eds.). *Hacia la Construcción del Desarrollo Agropecuario y Agroindustrial. De La FA y A Al NOA. Ediciones Magna. Tucumán.*
- Altrichter, M., and G. I. Boaglio. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: Association swith human factors. *Biological Conservation* 116:217-225.
- Areskoug, V. 2001. Utilisation of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBMs Skr.*, 3:25-38.
- Avery, H. A., and L. J. Vitt. 1984. How to get blood from a turtle. *Copeia* 1984, 209-210.
- Boletta, P. 1998. Clima. Pp. 7-21 en: Casas, R (ed.). *Desmonte y Habilitación de Tierras en la Región Chaqueña Semiárida.* FAO. Santiago, Chile.
- Bonham, C. D. 1989. Density. pp. 137-197. In: *Measurements for Terrestrial Vegetation.* John Wiley & Sons, New York.
- Bucher, E. H. 1982. Chaco and Caatinga - South American Arid Savannas, Woodlands and Thickets. Pp. 48-79 en: Huntley, BJ & BH Walker (eds.). *Ecology of Tropical Savannas.* Springer- Verlag, Berlin.
- Bucher, E. H., and C. J. Schofield. 1981. Economic assault on Chagas disease. *New scientist* 29: 320-4.
- Buică G., R. I. Băncilă, M. Tudor, R. Plăiașu and D. Cogălniceanu. 2014. The injuries on tortoise shells as a depository of past human impact, *Italian Journal of Zoology*, 81:2, 287-297.
- Buteler, C. 2017. Comportamiento y uso del espacio en condiciones de cautiverio de la tortuga terrestre (*Chelonoidis chilensis*) en el Zoológico de Córdoba.



- Cabrera, M. 1998. Las tortugas continentales de Sudamerica austral. Santa Fe: Consejo Nacional de Investigaciones Cientificas y Técnicas.
- Cabrera, M. R. 2015. "Reptiles del centro de la Argentina". 298 p.
- Cardozo, G., and M. Chiaraviglio. 2008. Landscape changes influence the reproductive behaviour of a key 'capital breeder' snake (*Boa constrictor occidentalis*) in the Gran Chaco region, Argentina. *Biological Conservation*, 141:3050-3058.
- Caziani, S. M., C. E. Trucco, P. Perovic, A. Tálamo, E. Derlindati, J. Adámoli, F. Lobo, M. Fabrezi, M. Srur, V. Quiroga, and M. I. Martínez Oliver. 2003. "Línea de base y programa de monitoreo de biodiversidad del Parque Nacional Copo. Informe final". Universidad Nacional de Salta, Salta. 230 p.
- Cei, J. M. 1993. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. *Mus. Reg. Se. Nat. Torino. Monografía XIV*. 949 pp.
- Chebez, J. C. 1994. Los que se van. Especies argentinas en peligro. Albatros, Buenos Aires
- Chebez, J. C. 2009. Los que se van: Fauna Argentina amenazada. Argentina: Albatros.
- Codesido, M., P. Gado, A. Drozd, and D. Bilenca. 2009. Respuestas de un ensamble de aves a la remoción manual de arbustos en un bosque subtropical semiárido del Chaco Argentino. *Ornitol. Neotropical*, 20:47-60.
- Coria, R. D., O. R. Coria, and C. R. Kunst. 2015. Influencia del Rolado Selectivo de Baja Intensidad sobre las comunidades de aves de bosques del Chaco Occidental. *Ecología Austral* 25:158-171.
- Coria, R. D., C. R. Kunst, and V. Navarrete. 2017. Rolado selectivo de baja intensidad (RBI) sobre bosque nativo en el Chaco Semiárido: Influencia sobre la diversidad y la composición de un ensamble de reptiles. *Ecología Austral*, 27(1), 1-9.
- Christopher, M. M., K. A. Nagy, I. Wallis, J. K. Klaassen, and K. H. Berry. 1997. Laboratory health profiles of desert tortoises in the Mojave desert: a model for health status evaluation of chelonian populations. In *Proceedings: Conservation, restoration, and management of tortoises and turtles - an international conference*, 76-82. Van Abbema, J. (Ed.). New York: New York Turtle & Tortoise Society / Wildlife Conservation Society.
- Díaz-Paniagua, C., C. Keller, and A. C. Andreu. 1995. Annual variation of activity and daily distances moved in adult spur-thighed tortoises, *Testudo graeca*, in Southwestern Spain *Herpetologica* 51:225-233.

- Dodd Jr., C. K. 2001. North American Box Turtles: A Natural History. University of Oklahoma Press, Norman.
- Doody, J.S., J. E. Young, and A. Georges. 2002. Sex differences in activity and movements in the pig-nosed turtle, *Carettochelys insculpta*, in the wet-dry tropics of Australia. *Copeia* 2002: 93-103
- Farioli, H. A. 2015. Trafico de fauna silvestre + unidad judicial ambiental. 1a Ed. Córdoba.
- Gasparri, N. I, and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management*, 258: 913-921.
- Gibbons, J.W., J. L. Greene, and Congdon. 1990. Temporal and spatial movement's patterns of slider and other turtles. In: *Life History and Ecology of the Slider Turtle*, p. 201-215. Gibbons, J.W., Ed., Washington, Smithsonian Institution Press
- Goodman, S. M., and M. J. Raheirilalao. 2003. Effects of forest fragmentation on bird communities. In: Goodman, S.M., Benstead, J.P. (Eds.), *The Natural History of Madagascar*. The University of Chicago Press, pp. 1064–1067.
- Gray, J. E. 1870. Notice of a new Chilian tortoise (*Testudo chilensis*). *Proceeding of the scientific meeting of the Zoological Society of London*, 3: 190-191.
- Hailey, A. 2000. The effects of fire and mechanical habitat destruction on survival of the tortoise *Testudo hermanni* in northern Greece. *Biol Conserv* 92: 321–333.
- Hailey, A. 2002. Assessing body mass condition in the tortoise *Testudo hermanni*. *Herpetol J* 10: 57–61.
- Henen, B. T. 1991. Measuring the lipid content of live animals using cyclopropane gas. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 261: R752–R759
- Henen, B. T. 1997. Seasonal and annual energy budgets of female desert tortoises (*Gopherus agassizii*). *Ecology* 78: 283–296.
- Hoyos, L. E., A. M. Cingolani, M. R. Zak, M. V. Vaieretti, D. E. Gorla, M. R. Cabido. 2012. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*.
- Jackson, O. F. 1978. A method of assessing the health of European and North African Tortoises. *British Veterinary Zoological Society* 1 978, 25-26.
- Jackson, O. F. 1980. Weight and measurement data on tortoises (*Testudo graeca* and *Testudo hermanni*) and their relationship to health. *Journal of Small Animal Practice* 21, 409-416.

- Jackson, O. F. 1985. The clinical examination of reptiles. In *Reptiles: breeding, behaviour and veterinary aspects*, 91-97. Townson, S. & Lawrence, K. (Eds). London: British Herpetological Society.
- Jackson, O. F. 1991. Chelonians. In *Manual of exotic pets*, 221-243. Beynon, P.H. & Cooper, J. E. (Eds). Cheltenham: BSAVA Publications.
- Jacobson, E. R. 1988. Evaluation of the reptile patient. In *Exotic animals*, 1-18. Jacobson, E. R. & Kollias, G. V. (Eds). New York: Churchill Livingstone.
- Jacobson, E. R., J. Schumacher, and M. Green. 1992. Field and clinical techniques for sampling and handling blood for hematologic and selected biochemical determinations in the desert tortoise, *Xerobates agassizii*. *Copeia* 1992, 237-241.
- Jacobson, E. R. 1993. Blood collection techniques in reptiles: laboratory investigations. In *Zoo and wild animal medicine: current therapy*, 3rd edition, 144-152. Fowler, M. E. (Ed.). Denver: W. B. Saunders Co.
- Kenneth, E. N., Todd, C. E., Dustin, F. H. and Richard, C. T. 2007. Desert Tortoise Hibernation: Temperatures, Timing, and Environment. *Copeia*, 2: 378-386
- Kunst, C. R., S. Bravo, and J. L. Panigatti. 2003. Fuego en los ecosistemas argentinos. Ediciones INTA, Santiago del Estero, Argentina.
- Kunst, C. R., R. Ledesma, and M. Navall (eds.). 2008. RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. INTA. Santiago del Estero.
- Lagarde, F., X. Bonnet, B. T. Henen, J. Corbin, K. A. Nagy, and G. Naulleau. 2001. Sexual size dimorphism in steppe tortoises (*Testudo horsfieldi*): growth, maturity, and individual variation. *Can J Zool* 79: 1433-1441.
- Lagarde, F., X. Bonnet, J. Corbin, B. Henen, and K. Nagy. 2002. A short spring before a long jump: the ecological challenge to the steppe tortoise (*Testudo horsfieldi*). *Can J Zool* 80: 493-502.
- Lescano, J. N., M. F. Bonino, and G. C. Leynaud. 2008. Density, population structure and activity pattern of *Hydromedusa tectifera* (Testudines-Chelidae) in a mountain stream of Córdoba province, Argentina
- Lescano, J. N., L. M. Bellis, L. E. Hoyos, and G. C. Leynaud. 2014. Amphibian assemblages in dry forests: Multi-scale variables explain variations in species richness. *Acta Oecologica*, 65-66, 41-50.
- Leynaud, G. C., E. H. Bucher. 2005. Restoration of degraded Chaco woodlands: effects on reptile assemblages. *Forest Ecology and Management*, 213: 384-390.

- Litzgus, J.D., and T. A. Mousseau, T.A. 2004a. Demography of a southern population of the spotted turtle (*Clemmys guttata*). *Southeastern Naturalist* 3: 391-400.
- Mastrangelo, M. E., and M. C. Gavin. 2012. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conserv. Biol.*, 26:1040-1051.
- McDonald, H. S. 1976. Methods for the physiological study of reptiles. In *Biology of the reptilia* 5 (Physiology A), 19-126. London: Academic Press.
- Morello, J., S. D. Matteucci, A. F. Rodriguez, and M. E. Silva. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. 1º ed. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., and C. Toledo. 1959. El Bosque Chaqueño I. Paisaje primitivo, paisaje natural y paisaje cultural en el oriente de Salta. *Rev. Agronómica Noroeste Argent.*, 3:5-81.
- Nagy, K.A., and P. A. Medica. 1986. Physiological ecology of desert tortoises in southern Nevada. *Herpetologica* 42: 73–92.
- Pelegrin, N., J. M. Chani, A. L. Echevarría, and E. H. Bucher. 2009. Effects of forest degradation on abundance and microhabitat selection by ground dwelling Chaco lizards. *Amphibia-Reptilia*, 30:265-271.
- Pelegrin, N., and E. H. Bucher. 2010. Long term effects of a wildfire on a lizard assemblage in the arid Chaco forest. *Journal of arid environments*, 74: 368-372.
- Pelegrin, N., and E. H. Bucher. 2012. Effects of habitat degradation on the lizard assemblage in the Arid Chaco, central Argentina. 79: 13-19.
- Periago ME; Chillo, V; Ojeda R.A. 2014. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? *Mammal Review* 45(1):41-53
- Prado, W. S., Waller, T., Albareda, D. A., Cabrera, M. R., Etchepare, E., Giraudo, A. R., Carman Gonzalez, V., Prosdocimi, L. and Richard, E. 2012. Categorización del estado de conservación de las tortugas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 26: 375-387.
- Primack, R. B. 2004. *A Primer for Conservation Biology*, third ed. Sinauer Associates Inc., Massachusetts, USA.
- R Development Core Team. 2008. <http://www.r-project.org/>. Último acceso agosto de 2008.
- Richard, E. 1999. *Tortugas de las regiones áridas de Argentina*. Buenos Aires: L.O.L.A.

- Rose, B. 1981. Factors affecting activity in *Sceloporus virgatus*. *Ecology* 62:706-716.
- Ruete, A., and G. C. Leynaud. 2015. Identification of limiting climatic and geographical variables for the distribution of the tortoise *Chelonoidis chilensis* (Testudinidae): a baseline for conservation actions. *PeerJ*, 1298.
- Sánchez, J., L. Alcalde, A. D. Bolzán, M. R. Sanchez, and M. Del Valle Lazcóz. 2014. Abundance of *Chelonoidis chilensis* (Gray, 1870) within protected and unprotected areas from the dry Chaco and monte eco-regions (Argentina). *Herpetozoa* 26 (3/4): 159-167
- Saumurea, R. A., T. B. Hermanb, and D. Rodger. 2007. Titmana Effects of haying and agricultural practices on a declining species: The North American wood turtle, *Glyptemys insculpta*.
- Scolaro, A. 2006. Reptiles Patagónicos Norte. Una guía de campo. Edic. Universidad Nacional de la Patagonia, Trelew. 112 pp.
- Scott, D. M., D. Brown, S. Mahood, B. Denton, A. Silburn, and F. Rakotondraparany. 2006. The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation*, 127(1), 72–87.
- Speakman, J. R. (Ed). 2001. Body Composition Analysis of Animals: A Handbook of Non-destructive Methods. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group. 2016. *Chelonoidis chilensis*. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/9007/0> (accedido 13 de marzo 2016).
- Tuegel M., and B. Weise. 2006. Observation of carapace scarring in female desert box turtle, *Terrapene ornate luteola*, Cochise county, Arizona. *Sonoran Herpetologist* 19:30–31.
- Ultsch, G. R. 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among freshwater fishes, turtles, and snakes. *Biological Reviews*, 64, 435–516.
- Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18, 725–742.
- Varela, R. O., and E. H. Bucher. 2002. Seed Dispersal by *Chelonoidis chilensis* in the Chaco Dry Woodland of Argentina. *Journal of Herpetology* 36(1):137-140
- Waller, T. 1997. Exploitation and trade of *Geochelone chilensis*. *Proceedings: Conservation*, 118–124.

- Waller, T., and P. Micucci. 1997. Land use and grazing in relation to the genus *Geochelone* in Argentina. Conservation, restoration, and management of Tortoises and Turtles - an international Conference; pp. 2-9. in: proceedings of an international symposium held in new york, 11-16 July, 1993.
- Watson, J. E. M., R. J. Whittaker, and T. P. Dawson. 2004. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependant birds in tropical coastal forests in south eastern Madagascar. *Biological Conservation* 120 (3), 311–327.
- Willemsen, R. E., and A. Hailey. 2002. Body mass condition in Greek tortoises: regional and interspecific variation. *Herpetol J* 12: 105–114.
- Willemsen, R. E., A. Hailey, S. Longepierre, and C. Grenot. 2002. Body mass condition and management of captive European. *Herpetol J* 12: 115-121.
- Zak, M., M. Cabido, D. Cáceres, and S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? *Environmental Management* 42: 181-189.

