SRAS Final Report: Influencia de la antropización en la nidificación del yacaré overo (*Caiman latirostris*)

Sofía E. Pierini
Centro de Investigación Científica y Transferencia Tecnológica a la Producción (CICyTTP) – CONICET – Prov. de E.R.-UADER, Entre Ríos, Argentina
Proyecto Yacaré – Laboratorio de Zoología Aplicada: Anexo Vertebrados (FHUC-UNL/MACC), Santa Fe, Argentina.

Abstract
Nesting is a critical period in the reproductive cycle of crocodilians, as it involves creating optimal conditions for offspring development. Populations of Broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*) face increasing threats in their natural habitat, particularly in Santa Fe Province, Argentina. These include land-use changes such as extensive cattle grazing, watercourse channelization, and fires. This study aimed to: (1) Assess species richness, nesting area use, and visit frequency across habitats with varying anthropogenic impact; and (2) Describe nesting behavior and factors associated with maternal care. Over four seasons (2018–2022), camera traps monitored 64 nests with varying levels of anthropogenic disturbance. A total of 100 vertebrate species were identified with 62% interacting with nests. Maternal care was more frequent in floating vegetation habitats. Nesting areas serve as microhabitats for numerous species, highlighting their conservation value. Long-term monitoring of *C. latirostris* and *Sus scrofa* interactions is recommended to mitigate negative impacts on biodiversity.

1. Introducción

La nidificación en cocodrilianos implica la inversión en un conjunto de mecanismos destinados a proteger a los descendientes en un determinado período, que se definen como cuidado parental (Shine, 2005; Gonzalez-Voyer y Kolm, 2010). Los mismos comprenden cuidados pre-natales —entre los que se destacan la selección del sitio de nidificación, la construcción de nidos y el cuidado del nido—, y post-natales —que incluyen la asistencia a los neonatos durante el nacimiento y el cuidado de las crías durante las primeras etapas de vida— (Hénaut y Charruau, 2012; Royle et al., 2012; Martínez et al., 2013; Combrink et al., 2016; Torralvo et al., 2017; Merchant et al., 2018). Los cocodrilianos se destacan de otros reptiles por la inversión materna en términos de cuidado de la descendencia durante la incubación y hasta la etapa juvenil (Refsnider, 2016). Este conjunto de cuidados en etapas pre y post-natales consiste en permanecer en las cercanías del nido durante el período de incubación de los huevos, asistir los nacimientos de sus crías y trasladarlas al agua, manteniendo conductas de cuidado hacia los juveniles (Grigg y Kirshner, 2015).

Los nidos de cocodrilianos cumplen un rol ecológico relevante en la creación, modificación y mantenimiento de los atributos de los hábitats, influyendo en diversos rasgos de historias de vida de otras especies (Somaweera et al., 2020). En este sentido, numerosos estudios evidencian una gran riqueza de vertebrados asociados a los nidos (Campos y Mourão, 2014; Merchant et al., 2014; Platt et al., 2014; Mazzotti et al., 2015; Combrink et al., 2016; Torralvo et al., 2017; González-Desales et al., 2020; Platt et al., 2021). Los nidos de montículo, de acuerdo a los autores citados, proporcionan áreas de alimentación, descanso, reproducción, nidificación y refugio para otras especies, por lo que podrían considerarse como microhábitats.

Diversos factores se asocian al proceso de nidificación de cocodrilianos en su complejidad, y entre los factores ambientales o externos se encuentran las modificaciones en la configuración del paisaje (Mainwaring et al., 2017). Los individuos que construyen nidos deben ajustar su comportamiento para adaptarse a las modificaciones del ambiente (Mainwaring et al., 2017). La antropización se define como el grado de modificación de un ecosistema por causa de las actividades humanas (Martínez Dueñas, 2010). Estas modificaciones crean nuevas configuraciones espaciales para la biota (Haddad et al., 2015), pudiendo influir en los rasgos conductuales o fenotípicos de un organismo (Fleming y Bateman, 2018), además de generar un gradiente decreciente de diversidad biológica (Suazo Ortuño et al., 2018).

La evaluación del efecto de la antropización sobre la conducta de nidificación y el cuidado maternal, representan aportes útiles para la planificación de estrategias que contribuyan a la conservación del yacaré overo (*Caiman latirostris*), una de las especies de cocodrilianos con

distribución en Argentina. Los esfuerzos de conservación de *C. latirostris* se enmarcan en más de 30 años de trabajo en la provincia de Santa Fe del programa de manejo de la especie, basado en la técnica de ranching o colecta de huevos en la naturaleza, la incubación de las crías en condiciones controladas y su liberación en la naturaleza (Larriera, 2022; Siroski et al., 2024).

En este contexto, los objetivos de la tesis doctoral fueron **(1)** Registrar la riqueza de especies, uso del área de nidificación y frecuencia de visitas al nido, en ambientes con diferente grado de antropización; y **(2)** Describir el comportamiento de nidificación de las hembras de *C. latirostris* y determinar los factores asociados al cuidado materno, en ambientes con diferente grado de antropización.

2. Métodos

2.1. *Área de estudio*

El estudio se realizó en localidades de la provincia de Santa Fe, Argentina, región que corresponde a uno de los extremos de la distribución de *C. latirostris*. Los sitios se encuentran en el centro-norte de la provincia, y comprenden a las localidades de Cacique Ariacaiquín (Dto. San Javier, 30°38'09"S 60°16'21"O), Alejandra (Dto. San Javier, 30°02'46"S 59°58'29"O), Calchaquí (Dto. Vera, 29°55'31"S 60°04'27"O), Santurce, (Dto. San Cristóbal, 30°11'46"S 61°01'34"O) y Huanqueros (Dto. San Cristóbal, 29°40'03"S 61°00'53"O).

Los sitios de estudio poseen áreas de sabana (Calchaquí, Santurce), monte (Alejandra, Santurce, Huanqueros) y embalsado (Cacique Ariacaiquín, Alejandra, Huanqueros), preferidas por *C. latirostris* para nidificar (Montini et al., 2006; Larriera e Imhof, 2006). Considerando las presiones a las que se enfrentan tanto *C. latirostris*, como la transformación de los ambientes naturales debido a la ganadería extensiva y actividades asociadas (canalización de cursos de agua) (Larriera e Imhof, 2006; Prado et al., 2012, Pietragalla et al., 2019), se categorizaron los sitios usando el Índice de Integridad de Paisaje Forestal (FLII) según Grantham et al. (2020). De acuerdo con la valoración cuantitativa asignada, el ordenamiento de áreas más antropizadas (paisajes menos integrados) a áreas menos antropizadas (paisajes más integrados) es: Calchaquí, Alejandra, Cacique Ariacaiquín, Huanqueros, y Santurce.

2.2. *Monitoreo de nidos*

En diciembre de 2018-2022, al inicio de cada temporada de nidificación, se realizó la búsqueda activa de nidos de *C. latirostris*, y se instaló una cámara-trampa enfocando hacia cada nido, en un máximo de cuatro nidos por sitio cuando fue posible, repitiendo el procedimiento en cada temporada. Las cámaras permanecieron activas durante las 24 h, registrando además fecha y hora. Los equipos monitorearon cada nido hasta la finalización de la temporada (al finalizar marzo), por lo que se realizaron cambios de pilas y tarjetas de memoria cada 25-30 días, durante los meses de enero, febrero y marzo. Las cámaras-trampa se programaron para tomar 1 foto cada 5 minutos para obtener registros de *C. latirostris*. Adicionalmente se programó la captura de 1 foto cada 1 minuto ante la activación del sensor, con retardo de activación por movimiento de 10 segundos, para registrar a otros vertebrados que pudieran activar el sensor PIR (mamíferos y aves). Se instalaron en total 64 cámaras-trampa, de las cuales 22 fueron localizadas en nidos de monte, 20 en nidos de embalsado y 22 en nidos de sabana.

2.3. Análisis de datos

Para determinar la riqueza de especies que visitaron los nidos de *C. latirostris*, se obtuvieron los reportes de datos de muestreo (lista de las especies, la fecha y el horario de detección en el área de nidificación) utilizando el paquete CamTrapR (Niedballa et al., 2020). Para evaluar los factores asociados a la riqueza de especies, se consideraron el tipo de ambiente, el grado de antropización y la temporada de monitoreo. Dado que los diferentes ambientes de nidificación no se encontraron representados en todos los sitios con diferente grado de antropización se comparó la riqueza de especies detectadas (variable respuesta) entre sitios con diferente grado de antropización (covariable) discriminando por tipo de ambiente. Se descartaron los sitios que no contaban con una cantidad representativa de nidos monitoreados para establecer comparaciones mediante una prueba t-student. Para evaluar la importancia del tipo de ambiente y la temporada de nidificación en la riqueza de especies detectadas en el área de nidificación, se utilizaron modelos lineales generalizados con distribución binomial negativa de los residuos.

Se evaluó la actividad de cada especie en el nido para detectar el tipo de interacción interespecífica y el porcentaje de ocurrencia de cada interacción. Las interacciones se categorizaron considerando su efecto beneficioso (+), negativo (-) o neutro (0) hacia la nidada en: comensalismo (+/0), competencia (+/-) y depredación (+/-). También se incluyó la categoría de neutro (0/0) cuando de detectaba un animal en el nido, pero no se observaba interacción. Se evaluó la fuerza de interacción de cada especie con los nidos de caimanes, para cuantificar los patrones de uso de dicha área. Para ello, se determinaron los registros independientes y las duraciones de visitas de cada. Se determinó el índice de fuerza de interacción (IFI) para cada especie en cada nido, y se seleccionaron las especies que estuvieron presentes en cinco o más nidos para establecer un valor de IFI promedio. Para determinar estos índices se utilizaron los paquetes data.table, tidyverse, reshape2 y dplyr en el software R 3.6.3. Se seleccionaron las especies cuyas actividades representaron riesgos para los nidos (por competencia o depredación).

Finalmente, para cumplir con el objetivo (2), se evaluó la importancia de la antropización en el cuidado materno de *C. latirostris*, cuantificado como tasa de visita al nido (cociente entre el tiempo total -cantidad de horas- de permanencia de *C. latirostris* en el nido y la cantidad de noches-trampa activas -esfuerzo de monitoreo-), mediante una prueba de Wilcoxon, entre nidos de sitios que provenían del mismo tipo de ambiente de nidificación. para evaluar la importancia del tipo de ambiente, temporada de nidificación y visitas de especies riesgosas para los nidos (tasa de visita) sobre el cuidado materno de *C. latirostris*, se utilizaron modelos lineales generalizados con distribución normal de los residuos.

Se seleccionaron las especies riesgosas para los nidos (depredadores/competidores que abrían los nidos) que contaban con 50 o más registros independientes, para determinar el coeficiente de solapamiento de actividad con *C. latirostris* mediante el paquete Overlap en R 3.6.3.

También se comparó la proporción de nidos exitosos entre sitios con diferente grado de antropización discriminando por tipo de ambiente, mediante una prueba de diferencia de proporciones basada en el test exacto de Fisher. Para evaluar la importancia del cuidado materno, el tipo de ambiente, la temporada de nidificación y la visita de especies riesgosas para el nido, en el éxito de las nidadas, se realizaron modelos lineales generalizados con distribución binomial de los residuos.

Los Modelos Lineales Generalizados se simplificaron hasta alcanzar el modelo mínimo adecuado mediante pruebas de hipótesis, comparando los modelos a través de la función ANOVA, y todos los análisis estadísticos y gráficos se realizaron utilizando el software R 3.6.3 (R Core Team, 2020), con un nivel de significancia de 0,05.

3. Resultados

El esfuerzo de muestreo total fue de 9.062 noches/cámara. Se monitorearon 64 nidos en monte (22), embalsado (20) y sabana (22). Se identificaron 100 especies de vertebrados en áreas de nidificación de *C. latirostris*: 74 aves (74%), 23 mamíferos (23%), y 3 reptiles (3%, excluyendo a *C. latirostris*. Debido a que no fue posible la identificación taxonómica de la totalidad de reptiles, (principalmente por su tamaño pequeño en las fotos), la riqueza de este grupo se encuentra subestimada. Asimismo, aunque se detectaron anfibios anuros en los nidos y sus alrededores, las imágenes obtenidas eran principalmente nocturnas y el tamaño de los anuros era pequeño para lograr una identificación a nivel taxonómico. Por este motivo, los anfibios no fueron contemplados en los análisis.

Considerando solo a las especies que pudieron ser clasificadas taxonómicamente, la riqueza fue similar en áreas con diferente grado de antropización tanto en nidos de monte ($t = 0,19$; $p = 0,8545$), como en nidos de embalsado ($t = 2,15$; $p = 0,050$) y de sabana ($t = -0,24$; $p = 0,8144$) (Figura 1).

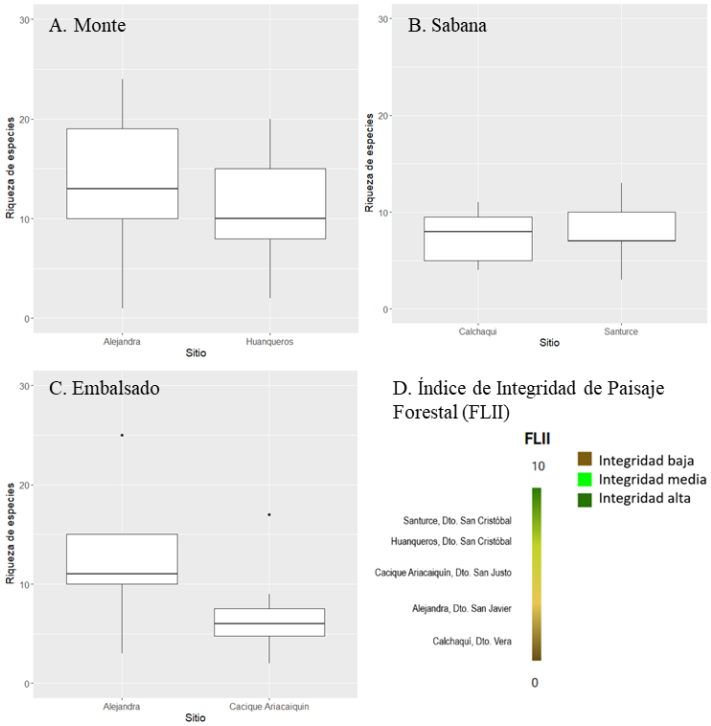


Figura 1. Riqueza de especies en nidos de monte (a), sabana (b) y embalsado (c), en sitios con diferente grado de antropización. (d) Índice de Integridad de Paisaje Forestal (FLII) de los sitios donde se llevó a cabo el estudio (áreas con integridad baja representan mayor antropización).

La riqueza de especies se asoció a la temporada de nidificación (χ^2 = 10,200; p = 0,017) y al tipo de ambiente (χ^2 = 12,876; p = 0,002). El número de especies detectadas en 2021-2022 (la temporada en la que se registraron los menores montos pluviométricos) fue significativamente mayor respecto a lo detectado en las temporadas restantes (Test de Tukey de comparaciones múltiples: 2021–22 vs. 2018–19: z = 4,727; p < 0,001; 2021–22 vs. 2019–20: z = 3,329; p = 0,005; 2021–22 vs. 2020–21: z = 2,634; p = 0,041; Figura 2a). Con respecto al tipo de ambiente, los nidos de monte presentaron mayor riqueza de especies respecto a nidos de sabana y embalsado (Test de Tukey de comparaciones múltiples: monte vs. embalsado: z = 2,775; p = 0,015; monte vs. sabana: z = -3,379; p = 0,002; sabana vs. embalsado: z = -0,471; p = 0,884; Figura 2b).

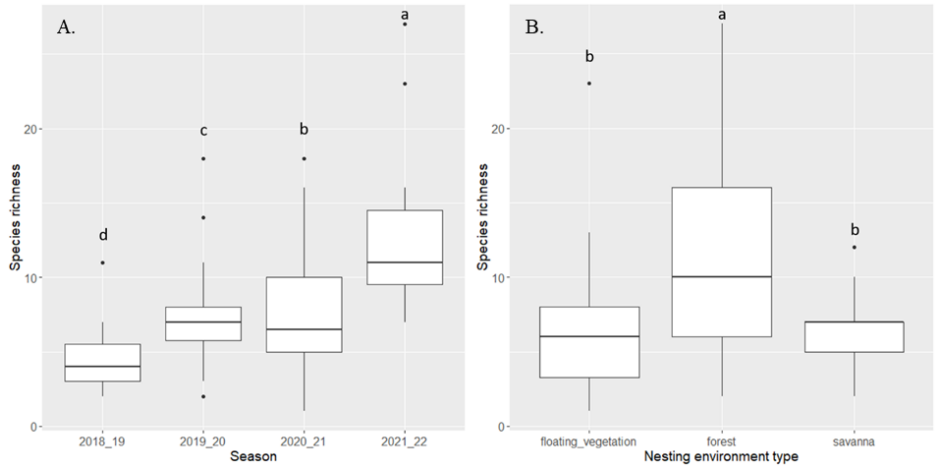


Figura 2. (a) Riqueza de especies en nidos de caimnaes monitoreados durante cuatro temporadas de nidificación. (b) Riqueza de especies en los diferentes tipos de ambientes de nidificación de caimanes.

Se identificaron 62 (59%) especies que interactuaron con nidos de caimanes mediante comensalismo, depredación y competencia, en 1.928 eventos independientes (Figura 3). También se identificaron otras 38 especies cuya visita al nido corresponde a la co-ocurrencia de especies en el área monitoreada, sin interacciones, y los eventos independientes de detección se categorizaron como neutros (n = 412).

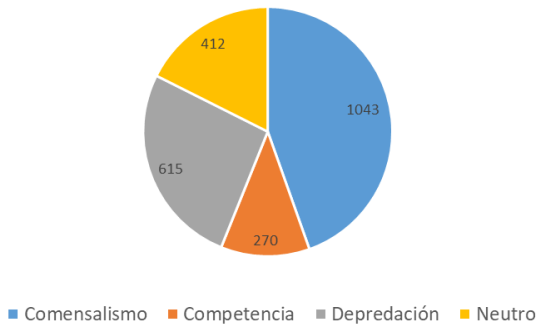


Figura 3. Número de eventos de cada interacción interespecífica detectada en nidos de *Caiman latirostris*.

La depredación ocurrió en el 79% (50/64) de los nidos monitoreados. Además de la fuerte interacción detectada entre depredadores y nidos, el grupo de las aves interactuó fuertemente a través de comensalismo. Entre las especies comensalistas, el hocó colorado (*Tigrisoma lineatum*) y el cuis (*Cavia aperea* y posiblemente *Galea* sp.) interactuaron fuertemente con el área de nidificación de *C. latirostris*, seguidos de aves omnívoras, cuyo índice de interacción con los nidos fue 0,1 a 0,3 más fuerte que las aves insectívoras y granívoras (Figura 4a). Por otro lado, entre las especies identificadas como competidoras con *C. latirostris*, el ganado interactuó con las áreas de nidificación de caimanes en una propoción entre 0,1 y 0,15 mayor que las otras especies competidoras (Figura 4b). Finalmente, los depredadores que interactuaron fuertemente con los nidos de caimanes fueron el lagarto overo, el zorro de monte y el chancho cimarrón, y el índice de fuerza de interacción de la primera especie fue el doble de lo obtenido para la segunda y tercera especie mencionadas (Figura 4c).

Por otro lado, el cuidado materno se relacionó con el tipo de ambiente de nidificación (F=4,017; valor-p=0,026), y los nidos de embalsado recibieron mayor cuidado por parte de las hembras respecto a los nidos de monte (z= 2,527; p = 0,0310; Figura 5).

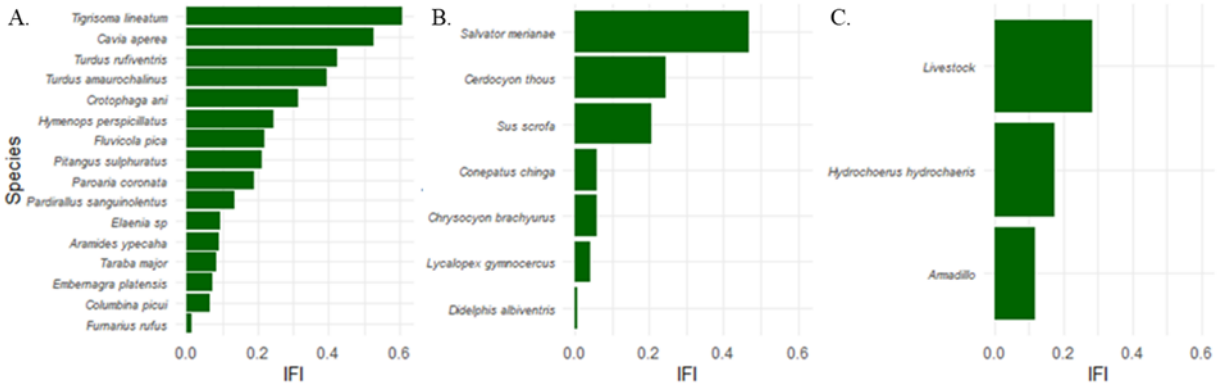


Figura 4. Índice de Fuerza de Interacción (IFI) entre: (a) especies comensalistas y nidos de caimanes; (b) especies depredadoras y nidos de caimanes; (c) especies competidoras y nidos de caimanes. Los valores cercanos a 1 indican una interacción fuerte (la especie usa frecuentemente el área).

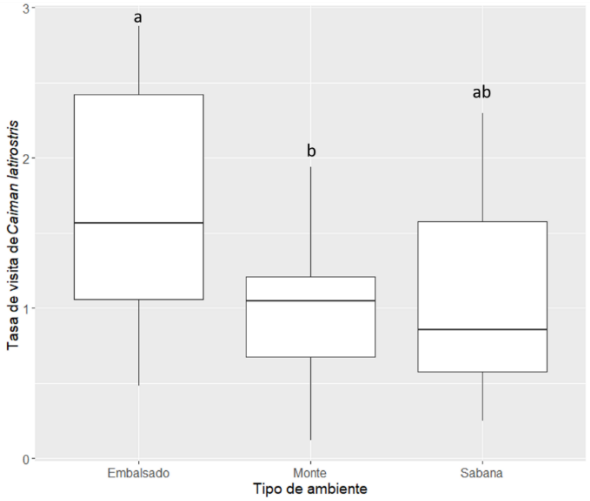


Figura 5. Cuidado materno de nidificación de *Caiman latirostris*, expresado como tasa de visita, en nidos de embalsado, monte y sabana. Las letras indican los grupos obtenidos al realizar la prueba de comparaciones múltiples de Tukey.

Se encontró un menor solapamiento de actividad entre *C. latirostris* y *S. merianae* (OVL=0,32), que mostró un período frecuente de actividad (eventos efectivos de depredación) en el nido concentrado en horarios diurnos (Figura 6). Otras especies depredadoras o destructoras de nidos mostraron un mayor solapamiento de actividad con *C. latirostris* (armadillos, zorros, chanchos cimarrones, carpinchos, ganado: OVL=0,50-078; Figura 6).

4. Discusión

La evidencia sobre las interacciones interespecíficas ocurridas en los nidos de caimanes reafirma la función de estos últimos como microhábitats para una amplia variedad de especies. Para ponderar los eventos de interacciones interespecíficas, se utilizó el índice de fuerza de interacción (IFI), que resultó un buen indicador de uso del área de nidificación por parte de los vertebrados. Se destaca que, a través de este estudio, fue posible distinguir el uso del nido por parte de 62 especies de un total de 100 vertebrados detectados.

La riqueza de vertebrados se relaciona positivamente con la heterogeneidad del hábitat, cumpliendo las áreas de monte con esta característica, en términos de estratos de vegetación. Además, la menor riqueza específica en nidos de embalsado podría estar vinculada a la accesibilidad a estos ambientes, mientras que los nidos de sabana, fueron vulnerables a inundaciones en 2018-19 y a depredación por parte de *Sus scrofa* en las temporadas monitoreadas. Su comportamiento de destrucción de nidos en una o dos visitas mediante hozadas perjudicaría el acercamiento de otras especies a los nidos de caimanes.

Por otro lado, Barão-Nóbrega et al. (2018) señalaron que la frecuencia de visita de hembras de dos especies de cocodrilianos se veía influenciada por la distancia del nido al cuerpo de agua cercano. La distancia entre los nidos y los cuerpos de agua es reducida o nula en áreas de embalsado respecto a nidos de monte y sabana, por tratarse de áreas acuáticas con fragmentos de vegetación flotante. Esto promovería una vigilancia frecuente en los nidos de embalsado.

Finalmente, la vulnerabilidad de los nidos en áreas de sabana distingue a estos ambientes de las áreas de monte y embalsado debido a que se caracterizan por presentar sectores bajos inundables, producto de la fisionomía del paisaje, pero también debido a las modificaciones de los regímenes hídricos naturales de la cuenca del Río Salado, relacionadas a canalizaciones. Sumado a lo anterior, en áreas de sabana se detectó la depredación de huevos de caimanes por parte de *Sus scrofa*.

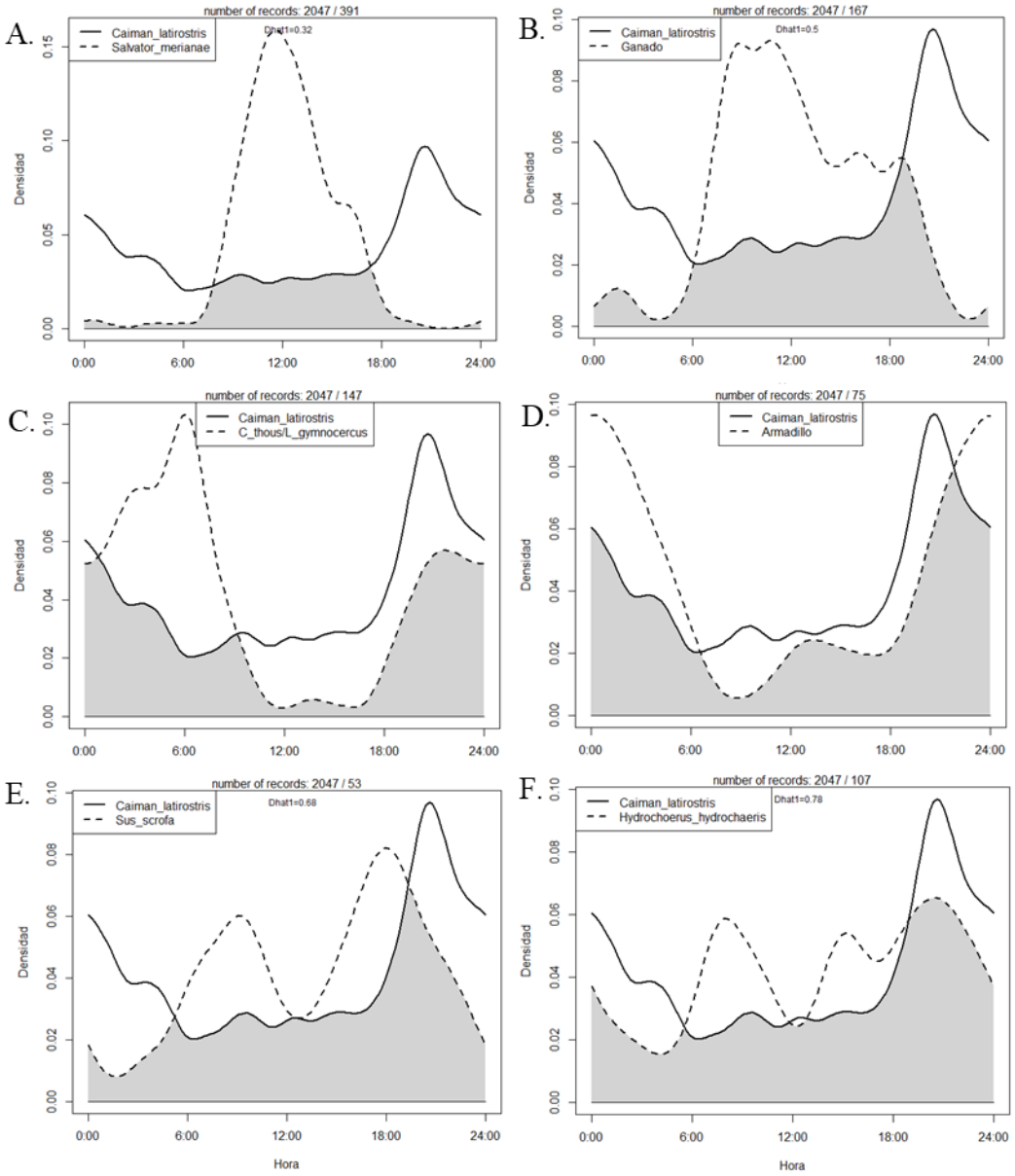


Figura 6. Patrones de actividad de *Caiman latirostris* y depredadores/competidores: (A) *Salvator merianae*, (B) Ganado (principalmente *Bos Taurus*), (C) Zorros (*Cerdocyon thous* y *Lycalopex gymnocercus*), (D) Armadillo (*Dasypus sp. / Euphractus sexcinctus*), (E) *Sus scrofa* y (F) *Hydrochoerus hydrochaeris*.

En conclusión, los nidos brindaron oportunidades a numerosas especies para obtener recursos principalmente en épocas hostiles, como los períodos de sequía. Dada la importante riqueza de especies que efectivamente interactuaron con los nidos de caimanes, la información obtenida valida la importancia de los nidos de caimanes como microhábitats, por lo que en la planificación de estrategias integrales de conservación, las áreas de nidificación deberían ser prioritarias. Finalmente, los nidos sabana recibieron un cuidado maternal escaso respecto a nidos en otros tipos de ambiente, y fueron especialmente vulnerables a las inundaciones y a la destrucción por parte de *S. scrofa*, por lo que se recomienda monitorear la interacción de la especie con los nidos de *C. latirostris* a largo plazo para comprender el impacto que su actividad genera para las otras especies que visitan e interactúan con los nidos de caimanes.

Agradecimientos: Agradezco a mis directores, Dr. Carlos Piña, Dra. Melina Simoncini y Méd. Vet. Alejandro Larriera por su acompañamiento durante mi trabajo de Tesis Doctoral. También agradezco a todos los integrantes del Proyecto Yacaré, del Laboratorio de Ecología Animal del CICYTTP-CONICET, a las familias que me asistieron en las tareas de campo en las diferentes localidades de la provincia de Santa Fe (Argentina); y a la entidad que otorgó el financiamiento para el desarrollo de esta Tesis: IUCN SSC Crocodile Specialist Group, (Student Research Assistance Scheme, SRAS).

Bibliografía:

Barão-Nóbrega et al. (2018) Journal of Comparative Physiology B., 188:127−140. https://doi.org/10.1007/s00360-017-1103-8
Campos y Mourão (2014). Journal of Natural History. 49 (15–16):977–982. https://doi.org/10.1080/00222933.2014.930757
Combrink et al. (2016). Behavioural Processes, 133, 31-36. https://doi.org/10.1016/j.beproc.2016.10.014
Fleming y Bateman (2018). Animal Behaviour, 138, 145-155. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2018.02.011
González-Desales et al. (2020). Journal of Natural History, 54(29-30), 1813-1826. https://doi.org/10.1080/00222933.2020.1829723
Gonzalez-Voyer y Kolm (2010). Wiley & Sons Eds. https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0021907
Grantham et al. (2020). Nature Communications, 11(1), 5978. https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3
Grigg y Kirshner (2015). CSIRO Publishing, 671 pp. https://doi.org/10.1071/9781486300679
Haddad et al. (2015). Science Advances, 1(2), e1500052. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052
Hénaut y Charruau (2012). Animal Biology, 62(1), 29-51. https://doi.org/10.1163/157075511X597629
Larriera e Imhof (2006). https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_yacares/33-proyecto_yacare.pdf
Larriera (2022). Ethnobiology and Conservation, 11. https://doi.org/10.15451/ec2022-03-11.07-1-5
Martínez-Dueñas (2010). Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales, 5(1), 37-46
Martínez et al. (2013). Tlatemoani, (13)
Mazzotti et al. (2015). Biological Invasions, 17, 47-50. https://doi.org/10.1007/s10530-014-0730-1
Merchant et al. (2014). Herpetological Review. 45, 201–203
Merchant et al. (2018). Copeia, 106(3), 421-426. https://doi.org/10.1643/CH-17-709
Montini et al. (2006). Journal of Herpetology, 5(2), 91-96. https://doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v5i2p91-96
Niedballa et al. (2020). https://github.com/jniedballa/camtrapR
Pietragalla et al. (2019). https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/nea_guias_buenas_practicas_1.pdf
Platt et al. (2014). Bull Texas Ornithological Society. 47(1–2):37–40
Platt et al. (2021). Journal of Natural History, 55(3-4), 133-149. https://doi.org/10.1080/00222933.2021.1895350
Prado et al. (2012). Cuadernos de Herpetología, 26, 403-410
R Core Team (2020). https://www.R-project.org/
Rainwater et al. (2024). Animals, 14(4), 620. https://doi.org/10.3390/ani14040620
Refsnider et al. (2015). Biological Journal of the Linnean Society, 116(4), 847-855. https://doi.org/10.1111/bij.12671
Royle et al. (2012). The evolution of parental care. Oxford University Press. ISBN: 9780199692583
Shine (2005). Annual Review of Ecology, Evolution and Sistematics, 36(1), 23-46. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152631
Siroski et al. (2024). Animals, 14(9), 1288. https://doi.org/10.3390/ani14091288
Somaweera et al. (2020). Biological Reviews, 95(4), 936-959. https://doi.org/10.1111/brv.12594
Torralvo et al. (2017). PloS One, 12(8), e0183476. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183476