

ESTUDIOS ECOLÓGICOS DE LAS COMUNIDADES DE ANFIBIOS ANUROS DEL PARQUE NACIONAL CIERVO DE LOS PANTANOS (CAMPANA, BUENOS AIRES)

Diez Años de Relevamientos



Fotografía: Cynthia Bandurek0

INFORME FINAL

Administración de Parques Nacionales

Con el apoyo del GIEH

Diciembre 2020



Autor: Leonardo Raffo. Lic. en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires (UBA). Magister en Conservación de la Biodiversidad (Fund. Doñana-AECT). Técnico Profesional de la Administración de Parques Nacionales, e-mail: lraffo@apn.gov.ar

Con el asesoramiento, apoyo y revisión de Roberto F. Bó. Lic. en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires (UBA). Docente-investigador del Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UBA, y miembro del Grupo de Investigación en Ecología de Humedales (GIEH), e-mail: rober@ege.fcen.uba.ar



Agradecimientos

A los participantes y personal de parques que colaboró en los relevamientos y dio apoyo para los trabajos de campo a lo largo de los diez años: Cynthia Bandurek, Mariana Méndez, Laura Chazarreta, Lucas Damer, Gabriel Bilhé, Gonzalo Alves, Martin Izquierdo, Marcelo Zanello, y Leonardo Juber, entre otros.

A las distintas autoridades de la Administración de Parques Nacionales que mostraron interés y apoyaron el proyecto.

A Nadia Codugnello en particular, que además de colaborar en los relevamientos, produjo una tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas de la FCEyN -UBA dirigida por Roberto Bó y Leonardo Raffo, con dos años de datos del proyecto.

A Atilio Guzmán y Cristian Blanco con quienes se preparó la publicación “Guía de los Anfibios del Parque Nacional El Palmar y la Reserva Natural Otamendi”.

INDICE

Resumen Ejecutivo	5
1. INTRODUCCIÓN	6
1.1 Antecedentes	6
1.2 Objetivos e hipótesis	9
1.3 Área de estudio	10
2. MÉTODOS	15
2.1 Parámetros evaluados	15
2.2 Muestreo	15
2.3 Análisis de datos	17
2.3.1 Análisis de índices de diversidad por ambientes	19
2.3.2 Análisis de tendencia	19
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
3.1 Composición de especies	20
3.2 Diferencias en los índices de diversidad entre ambientes	22
3.3 Diferencias en la proporción de sitios ocupados	24
3.4 Tendencias en los atributos de la comunidad de anfibios	25
3.5 Tendencias en la proporción de sitios ocupados	27
4. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES	29
5. RECOMENDACIONES	31
5.1 Recomendaciones generales	31
5.2 Ideas para futuras investigaciones	32
6. OBSERVACIONES DE INTERÉS	33
7. BIBLIOGRAFÍA	34
ANEXO I. Entrenamiento para el reconocimiento auditivo de anfibios anuros	45
ANEXO II. Documentación fotográfica	49

Resumen Ejecutivo

En las recientes décadas surgió una creciente preocupación sobre el estado de conservación de los anfibios ya que, de acuerdo con la mayoría de los expertos, en la actualidad los anfibios están declinando a nivel global. El conocimiento y seguimiento de las comunidades de anfibios es entonces clave para establecer prioridades y medidas de conservación. Distintos autores han estudiado varios factores que influyen en la composición y distribución de las comunidades de anfibios. Estos factores varían, en mayor o menor medida, en los diferentes ambientes que constituyen el paisaje típico de toda área de estudio. Los factores abióticos y estructurales, las precipitaciones y la humedad, la estructura y diversidad de la vegetación y el hidropériodo, entre otros, son factores clave que condicionan la diversidad de anfibios. Los usos de la tierra y los consecuentes procesos de modificación ambiental también constituyen factores que alteran la estructura y composición de las comunidades de anfibios. Las fluctuaciones ambientales, en especial las de tipo climático son otro de los factores más importantes. El Parque Nacional Ciervo de los Pantanos (PNCdLP), adquiere particular interés, por tratarse de un área protegida con una gran diversidad bio ecológica dominada por humedales. Debido a su especial ubicación geográfica presenta una gran variedad de ambientes con particulares características geomorfológicas, hidrológicas y edáficas, dominados por distintas comunidades vegetales cuya composición y abundancia se hallan íntimamente ligadas a las mismas. Hasta la actualidad, se desconocía la riqueza, abundancia y distribución de las especies de anfibios en los distintos ambientes del área protegida, así como su variación temporal a lo largo de un período de mediana o larga duración. Se propuso entonces generar conocimientos ecológicos básicos sobre las especies de anfibios anuros del área protegida, su diversidad, abundancia, y patrón de ocupación en los distintos tipos de ambientes presentes en el área protegida, así como su variación en el tiempo. Los atributos de la comunidad de anfibios (diversidad, equitatividad, abundancia y riqueza) mostraron diferencias significativas entre ambientes, comprobándose que el bajo palustre (BP) presentaba valores significativamente más altos. La abundancia de especies (estimada a través de la proporción de sitios ocupados) mostró diferencias significativas entre ambientes. Las tendencias no mostraron una declinación general de la diversidad de anfibios en el período 2004-2015. La riqueza específica y la estabilidad general de la diversidad encontrada en este estudio a lo largo de 10 años, ha mostrado que el PNCdLP es un área de importancia para la conservación de anfibios en la región. Se incluyen algunas recomendaciones para la conservación de anfibios en el área protegida y su entorno.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

En las recientes décadas surgió una creciente preocupación sobre el estado de conservación de los anfibios. De acuerdo con la mayoría de los expertos, en la actualidad las poblaciones de anfibios están declinando a nivel global (Blaustein y Wake, 1990; Phillips 1990; Pechmann et al., 1991; Blaustein et al., 1995; Kiesecker et. al, 2001; Green, 2002; Cushman, 2006; Hopkins, 2007; Blaustein y Bancroft, 2007; Wake, 2008; Hayes et al., 2010; Whittaker et al, 2013). Entre las causas de dicha declinación se encuentran varios factores que podrían estar actuando de forma compleja o sinérgica.

Los anfibios presentan un ciclo de vida bifásico que consta de una fase larval y de una fase adulta que, según la especie o grupo en cuestión, puede presentar complejas historias de vida y una amplia variedad de requerimientos ecológicos (Duellman y Trueb, 1986; Heyer, 1994). En particular las especies que se reproducen en cuerpos de agua temporarios tienen historias de vida complejas y requieren del acceso a múltiples hábitats en ambientes acuáticos y terrestres para alcanzar las condiciones adecuadas para su reproducción, alimentación, refugio, migración e hibernación (Semlitsch, 2000).

Se sugieren varios factores que influyen en la composición y distribución de las comunidades de anfibios (Kopp et al. 2006). La competencia y la depredación son factores determinantes, en muchos casos durante la fase larval (Morin 1983; Blaustein 1999; Eterovick y Sazima 2000; Dayton y Frigerald 2001; Peltzer y Lajmanovich 2004; Buxton y Sperry 2017. La depredación y la competencia se relacionan con la permanencia del agua en los hábitats reproductivos (Pechmann et al., 1989; Dayton y Frigerald 2001; Peltzer y Lajmanovich 2004). Las especies que usan cuerpos de agua permanentes (hábitats con más depredadores) normalmente presentan una larva de vida larga y baja actividad, ya que esto disminuye la tasa de depredación. Las especies que se reproducen en cuerpos de agua efímeros (con menos depredadores) presentan desarrollos larvales cortos y renacuajos de alta movilidad, atributo que mejora su aprovisionamiento, aunque los exponga a una mayor tasa de depredación (Woodward 1983; Morin 1983).

Los factores abióticos y estructurales también son determinantes. Guyer y Bailey (1993) y Pearman (1997) señalan que la composición y la riqueza específica de este grupo pueden variar sustancialmente con las precipitaciones y la humedad del sustrato. Según Weller (1994), en los ecosistemas de humedal la diversidad de anfibios está asociada a la estructura de la vegetación, más que a su composición. Peltzer y otros (2004) encontraron una mayor diversidad de especies asociada al tamaño de los cuerpos de agua, la diversidad de la vegetación de sus costas y su profundidad. En 200 cuerpos de agua del medio oeste de EE. UU., Semlitsch y otros (2015) encontraron que la superficie de las lagunas era un predictor significativo de la densidad, riqueza y diversidad de anfibios y que estos parámetros encontraban un mayor valor en las lagunas de superficie intermedia. Silva y otros (2011) encontraron que la riqueza de especies varía con la heterogeneidad ambiental y la vegetación asociada a los humedales. Skelly y otros (1999) estudiaron la distribución de las poblaciones de anfibios y su relación con el hidroperíodo y la estructura de los bosques circundantes a los cuerpos de agua, y observaron una distribución volátil de las poblaciones a lo largo de 5 años según variaban estos factores. La variabilidad hidrológica

entre años puede afectar el éxito reproductivo de especies que presentan una fenología menos flexible y favorecer a las especies con fenología más flexible (Jacob et al. 2003).

Los usos de la tierra y los consecuentes procesos de modificación ambiental también constituyen factores que alteran la estructura y composición de las comunidades de anfibios. Jansen y Healey (2003) encontraron que, en humedales de sudeste de Australia con alta intensidad de uso ganadero, la diversidad de anfibios disminuye debido particularmente a los cambios en la vegetación y la calidad del agua. Un estudio realizado en el Chocó ecuatoriano sugiere que en los sitios con explotación forestal la diversidad de anfibios es menor, al igual que en los ambientes riparios con mayor alteración antrópica (Jongsma et al. 2014). En ese mismo trabajo se identificó a *Oophaga sylvatica*, como especie indicadora de hábitat prístino. La combinación de fuegos prescritos y el pastoreo mostraron un efecto negativo en la diversidad de anfibios en el Parque Nacional Mburucuyá (Cano y Leynaud, 2009). Suarez y otros (2016) encontraron que los anuros de la región centro este de Argentina, responden a los cambios en la estructura del paisaje de Espinal modificado por la agricultura. En Madagascar, una comparación entre sitios degradados con plantaciones de eucaliptos y campos de producción de arroz versus bosque naturales mostró una clara diferencia en la composición y riqueza de especies de anfibios (Vallan, 2002).

Por ser componentes básicos de la mayoría de las cadenas tróficas, los anfibios desempeñan un papel muy importante en la estructuración y funcionamiento de los ecosistemas que habitan, en especial los humedales (Keddy, 2000; Matt et al., 2006; Hocking y Babbitt 2014). Este hecho resalta su utilidad como potenciales indicadores ecológicos ante eventuales cambios en los mismos (Currie, 1991, Welsh y Ollivier 1998; Niemi y Mc Donald 2004; Waddle 2006; Díaz-García et al. 2017), aunque la fiabilidad de los anfibios como bioindicadores se mantiene bajo investigación, recomendándose la elección cuidadosa de las especies, incluidas éstas en un conjunto de indicadores dependientes del contexto (Sewell & Griffiths 2009, Kerby et al. 2010). La pérdida de anfibios influencia la productividad primaria de ríos, altera la dinámica de la materia orgánica, influencia en las poblaciones de depredadores y los flujos de energía entre los ambientes riparios y acuáticos (Matt et al. 2006). Debido a las diferencias ecológicas entre renacuajos y adultos, perder una especie en términos taxonómicos, es perder dos especies en términos de dinámica ecológica (Matt et al. 2006).

Los anfibios son organismos particularmente sensibles a la fragmentación y modificación de sus hábitats (Delis et al., 1996; Vos y Stumpel, 1996; Gibbs, 1998; Lavilla, 2001; Young et al., 2001, Cushman, 2006; Hayes et al., 2010; Whittaker et al., 2013). Incluso se ha descrito la escisión o división entre hábitat terrestres y acuáticos (fenómeno distinto de la fragmentación, de dimensión reducida o a escala intra-fragmento) como una forma particular de afectación de este grupo (Becker et al. 2007). Sus ciclos de vida son vulnerables a las perturbaciones en el régimen hidrológico ya que se desarrollan mayormente en los ambientes acuáticos o de humedal. Las especies con variaciones poblacionales importantes y altas tasas de extinción local, viven en ambientes fluctuantes, y son más susceptibles a sufrir una reducción en sus posibilidades de dispersión y en la aptitud de su hábitat (Green, 2003). Las fluctuaciones ambientales, en especial las de tipo climático son otro de los factores más importantes (Walls et al., 2013; Cayuela et al., 2016). La reproducción puede verse afectada por las variaciones de temperatura, las precipitaciones o la estacionalidad debido al cambio climático (Blaustein et al., 2001; Carey y Alexander, 2003; Parmesan y Yole, 2003; Walls et al., 2013; Cayuela et al., 2016). Puede

existir también una relación indirecta entre el cambio climático y el declinamiento de anfibios, por el efecto del clima en la incidencia de enfermedades infecciosas (Carey y Alexander, 2003), o cambios en los hábitats (Gibbons et al., 2000) lo que a su vez altera la distribución de las especies y la diversidad de anfibios (Ochoa-Ochoa et al., 2012). Los contaminantes mayormente vinculados al uso de agroquímicos afectan los órganos reproductores, la viabilidad y el desarrollo de larvas y juveniles, (Relyea and Diecks, 2008; Hayes et al., 2010, Whittaker et al, 2013 y otros). Otros autores señalan a la depredación por especies exóticas (peces y otras) como factores localmente importantes (Braña et al., 1996; Knapp y Matthews, 2000; Martínez-Solano et al., 2003, Hartel et al., 2007). El aumento en la incidencia de organismos patógenos, en particular del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis* y los ranavirus (Fam. *Iridoviridae*), son considerado factores responsables de la declinación en muchas poblaciones de distintas especies (Berger et al., 1998; Daszak et al., 1999; Relyea y Mills, 2000; Bradley et al., 2002; Kiesecker, 2001; Stuart et al., 2004; Lips et al., 2005; Fisher, 2009; Vredenburg, 2010; entre otros). Las sinergias entre estos factores están hoy en la mira de distintos estudios. Los cambios en las condiciones climáticas y la exposición a químicos (o el grado de estrés químico) puede afectar la microbiota de la piel de los anfibios aumentando su vulnerabilidad a los patógenos como el *B. dendrobatidis*, y a su vez el aumento en la incidencia de los patógenos afecta las poblaciones y comunidades de anfibios. Algunos autores han opinado que la declinación global de anfibios no es un fenómeno distinto a la crisis general de la biodiversidad (Blaustein 1994) ya que la destrucción de hábitat afecta a todos sus componentes independientemente de los taxa considerados.

En la Argentina al menos 22 especies muestran signos de declinación por alguna o varias de estas amenazas (Vaira et al., 2017). En el nordeste bonaerense se han constatado la ocurrencia de anormalidades o deformidades en anfibios (Agostini et al. 2012). Por ejemplo, el fuerte contraste entre estos hallazgos y los datos de ocurrencia y abundancia de *Rhinella achalensis* reportado en distintos trabajos, sugieren que la especie habría atravesado (o se encontraría atravesando) un proceso de declinación poblacional marcado (Lescano, 2018). Dada la escasa información disponible sobre la diversidad de fauna y su variación en el tiempo en gran parte de las áreas protegidas de la Argentina (Bó et al., 2004), resulta muy importante realizar estudios ecológicos básicos sobre los mismos y, a partir de ellos, iniciar un adecuado sistema de monitoreo. Esto permitiría no sólo contribuir a la conservación de estos animales, sino a evaluar la efectividad “*per se*” de las mencionadas áreas y, en consecuencia, utilizarlas como “estándares” o patrones de referencia para evaluar el estado del ambiente y la biodiversidad en tierras circundantes, ante los eventuales disturbios que en ellas se producen.

Por lo antes mencionado los estudios de largo término son de vital importancia porque permiten que las variaciones ambientales sucedan durante el período de estudio, lo que nos facilita observar, registrar y evaluar los efectos de esas variaciones sobre la comunidad y las poblaciones de anfibios estudiadas. En este sentido, el Parque Nacional Ciervo de los Pantanos, adquiere particular interés. En primer lugar, por tratarse de un área protegida con una gran diversidad bio ecológica dominada por humedales (Bó y Malvárez, 1999) e incluir sectores representativos de tres ecorregiones argentinas: el Delta e Islas del Paraná, el Espinal y la Pampa (Burkart et al., 1999). En segundo lugar, por ser una de las pocas áreas naturales relictuales que se halla localizada en la zona productiva más importante de nuestro país e, históricamente, el área más intervenida por asentamientos humanos y actividades agropecuarias e industriales: la porción terminal de la Cuenca del Plata (Bó et al., 2002; Quintana y Bó, 2013). Debido a la especial ubicación

geográfica presenta una gran variedad de ambientes con particulares características geomorfológicas, hidrológicas y edáficas, dominados por distintas comunidades vegetales cuya composición y abundancia se hallan íntimamente ligadas a las mismas (Chichizola, 1993). Según distintos autores se encuentran presentes más de 20 especies de anuros en el área (Ceí, 1980; Gallardo, 1987a; Canevari, 1989; Lajmanovich, 1991; Brindarolli y Di Tada, 1994; Pereira y Haene, 2003; Guzman y Raffo 2011). Haene y Pereira (2003) describen un inventario de 21 especies de anfibios para el área protegida. Codugnello (2008) más tarde describió, mediante el análisis de los datos de dos temporadas del presente estudio, los patrones de diversidad entre distintos hábitats, la proporción de sitios ocupados (abundancia), y el uso de hábitat. Sin embargo, se desconocía la riqueza, abundancia y distribución de las especies en los distintos ambientes del área protegida, así como su variación temporal a lo largo de un período de mediana o larga duración. Conocer estas características y atributos nos permitió acercarnos a responder preguntas como: ¿es valiosa la diversidad de anfibios del PNCdT?; ¿los anfibios del PNCdT están declinando?

1.2 Objetivos e hipótesis

El objetivo general fue:

- Generar conocimientos ecológicos básicos y sobre la diversidad de especies de anfibios anuros del área protegida.

Los objetivos particulares de investigación fueron:

- Estimar la composición específica, riqueza, abundancia relativa, diversidad y equitatividad de las especies de anfibios anuros en tres grandes tipos ambientes del PN Ciervo de los Pantanos.
- Para las especies presentes, estimar la proporción de sitios ocupados dentro de tres grandes tipos de ambientes descriptos para el área de estudio.
- Analizar la variación en el tiempo de estos parámetros durante diez temporadas reproductivas.
- En función de los objetivos anteriores proponer pautas para la preservación y manejo de anfibios y su hábitat en esta particular área protegida de Argentina.
- Aportar al desarrollo de un protocolo de monitoreo que puede aplicarse al seguimiento a largo plazo de anfibios en el PNCdT y otras áreas de monitoreo (el seguimiento a escala regional permitiría observar la dinámica de las comunidades de anfibios bajo los efectos de distintos usos de la tierra).

Las hipótesis fueron:

- La comunidad de anfibios de la PNCdT posee una alta riqueza para la región
- Los atributos de la comunidad de anfibios anuros del PNCdT (diversidad, riqueza, abundancia y equitatividad) presentan diferencias entre los ambientes estudiados
- La proporción de sitios ocupados de distintas especies de anfibios presentan diferencias entre los ambientes estudiados
- Los atributos de la comunidad de anfibios anuros del PNCdT (diversidad, riqueza, abundancia y equitatividad) presentan cambios sustanciales a lo largo de los diez años de estudio
- La proporción de sitios ocupados de distintas especies de anfibios presentan cambios sustanciales a lo largo de los diez años de estudio

1.3 Área de estudio

El Parque Nacional Cervo de los Pantanos se encuentra en el centro este de la Argentina en la localidad de Campana, provincia de Buenos Aires, a 65 km de la ciudad de Buenos Aires. Su localización entre las eco-regiones Pampa y Delta e Islas del Paraná (Burkart et al, 1999) le confiere una alta diversidad de ambientes y especies considerando el grado de alteración del entorno y su relativamente escasa superficie. Comprende unas 5600 hectáreas a los 34° 14' S y 58° 53' O. La temperatura media anual es de 15,8°C con un coeficiente de variación (CV) relativamente bajo (0,09). La T° m del mes más cálido (enero) es de 22,4°C y la del mes más frío (julio) de 9°C. La amplitud térmica anual es, en consecuencia, del orden de los 13,4 °C. La T° mínima media es de 5,5 °C y la T máxima media de 30 °C, mientras que las temperaturas absolutas máximas y mínimas registradas fueron de 38°C y -4°C, respectivamente. La precipitación total anual es de 999 mm (CV: 0,07) y no existe una estación seca, con un régimen isohigro, (es decir, sin un período de lluvias claramente marcado), no existiendo diferencias significativas entre primavera-verano y otoño-invierno (Codugnello, 2008). No obstante, la PP tiende a incrementarse durante la primavera-verano (media 573 mm.) y los meses menos lluviosos coincidirían con los más fríos (media: 426 mm.) El balance hídrico es positivo entre los meses de noviembre y febrero (Codugnello, 2008).

El estudio fue realizado durante el período de diez años comprendido entre 2004-2015. Según Codugnello (2008) en los primeros años de relevamientos el clima presentó una variación interanual importante. Existieron eventos de sequía en el área de estudio. Esto se comprueba por distintas fuentes, tanto por la medición con termo higrómetro de datos climatológicos durante las campañas, como por los datos compilados por las estaciones meteorológicas locales. Estos períodos de sequías muestran coincidencia o relación con el fenómeno del “La Niña”.

Las señales más claras de impacto del fenómeno ENOS en la región se manifiestan en el semestre cálido, es decir, en primavera y verano (Heinzenknecht 2005). Es en la primavera cuando tanto El Niño y La Niña tienen impacto más claro sobre las lluvias estacionales y es posible determinar áreas dentro de las cuales existe un patrón de comportamiento homogéneo. En el caso del presente estudio, según los datos medidos en el área y aquellos compilados para la localidad, los eventos de sequía han sucedido en las temporadas 2008-2009, y 2011-2012. Esto coincide en gran parte con eventos de La Niña (ver Figura 1).

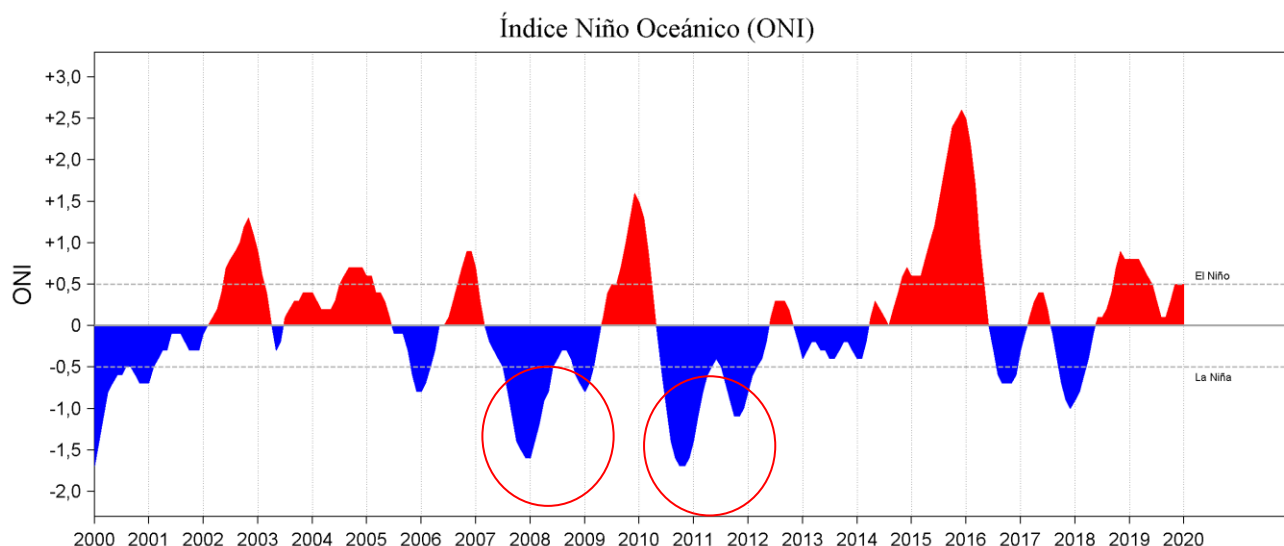


Figura 1. Índice Niño Oceánico que contiene el período del estudio. En círculo rojo se señalan los eventos de La Niña, los cuales coincidieron con las sequías en el área de estudio.

http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/index.php?id_seccion=l0178090500000000000000

El Sistema de Información de Biodiversidad (SIB) de la Administración de Parques Nacionales, produjo un informe (Lizarraga y Lipori 2020) sobre la situación general de incendios. Este informe presenta una compilación y actualización para las áreas protegidas nacionales con mapas y tablas donde se han volcado los registros de focos de calor por sensores remotos, para el periodo 2003-2019. Considerando la fuerte relación entre la frecuencia de fuego y los períodos de seca esta información corrobora que en el año 2008 se registraron un alto número de focos como así también para los años 2011 y 2013 (ver Tabla 1).

Tabla 1. Número de focos de calor registrados dentro del PN Ciervo de los Pantanos, SIB-APN 2020 (acompaña imagen de combate de fuegos en la ex R.N. Otamendi).

Focos de calor MODIS													
Año	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total general
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
2005	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2006	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5
2007	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	4
2008	10	0	0	2	0	12	0	0	2	0	0	0	26
2009	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2011	1	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	24
Total general	13	2	1	2	0	12	1	2	27	0	3	0	63
Focos de calor VIIRS													
Año	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Total general
2012	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
2013	0	0	0	0	0	0	1	3	42	0	0	0	46
2014	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2018	0	10	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
2019	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Total general	5	10	1	0	0	0	2	3	45	0	0	0	66



La particular localización del PNCdLP, dentro de una matriz de grandes centros urbano-industriales en expansión y establecimientos destinados a la actividad agropecuaria desde hace más de 400 años, destaca su importancia. Esto es debido no sólo a su naturaleza relictual y prístina, sino también por constituir un sitio de referencia o “testigo” para evaluar los cambios que se producen en su área de influencia. Dichos cambios vienen produciéndose no sólo por causas naturales sino, fundamentalmente, por las actividades humanas que permiten distinguir al sector considerado como el más importante de Argentina desde el punto de vista socioeconómico (Bilenca y Miñarro, 2004).

El área en el que se realizaron los relevamientos (en adelante el área piloto) se localiza en el sector de mayor accesibilidad del área protegida, donde existen sendas y pasarelas para los visitantes (ver Figura 2). Si bien esta fracción cuenta con el desarrollo de actividades ecoturísticas, científicas y educativas, una gran proporción de su superficie no cuenta con acceso directo para el público.

La misma tiene aproximadamente 170 ha e incluye porciones representativas de distintas unidades morfológicas, con ambientes y vegetación distribuidos a lo largo de un gradiente topográfico, que condiciona sustancialmente la distribución de la fauna silvestre, con diferencias en la vegetación dominante, el tipo de drenaje y el grado de inundabilidad, variables que a su vez influyen las características de hábitat para los anfibios.



Figura 2. Límite del área protegida en rojo y área piloto en verde con límite blanco.

Con caracteres hidro geomorfológicos, fisonómicos y florísticos diferentes, esa heterogeneidad la hemos resumido en tres grandes tipos de ambientes: el Pastizal de Alto (PA), el Pastizal de Bajo (PB) y el Bajo Palustre (BP).

El pastizal de alto (PA), es un pastizal-arbustal de la Pampa Ondulada la cual se ubica en el perfil topográfico en el alto o terraza alta (Chichizolla, 1993; Haene y Pereira 2003). El suelo se encuentra bien drenado con una red de drenaje de tipo dendrítico. El grado de anegamiento es nulo a escaso. En los comienzos de la existencia del área protegida este ambiente estaba dominado por pastizales de flechillas *Nassella neesiana* con ingresiones o bosquetes de tala *C. ehrenbergiana*. En este ambiente se dio un avance masivo de arbustos por chilcas (*Baccharis spp.*), y una invasora exótica, la carda *Dipsacus fulonum*. Para el manejo de este proceso de invasión se han desarrollado labores con tratamientos mecánicos y químicos (APN 2015). Este ambiente es relictual y uno de los cuales han permitido categorizar al área como área valiosa de pastizal (Graziani y Raffo 2004).

El pastizal del bajo salino (PB) constituye un ambiente con relieve variable que presenta zonas relativamente altas, convexas, intercaladas con zonas bajas con distintas asociaciones de especies. Se ubica en la porción más baja del perfil topográfico. En él encontramos: al pajonal de paja brava *Scirpus giganteus*, formando una comunidad casi pura, en zonas cubiertas por una capa de agua de 5 a 30 cm de altura. También se incluyen totorales de *Typha latifolia* y juncuales de *Schoenoplectus californicus*. El pajonal del junco ocupa sitios donde la napa freática se encuentra en superficie con casi 30 cm de altura. Por otro lado, también se encuentra el pajonal de *Schoenoplectus americanus*, que forma una estepa herbácea de 40 a 90 cm de altura. Se encuentra tanto en lugares con suelos saturados como en sitios donde el agua tiene 20 cm de profundidad y se caracteriza por bordear a otros pajonales solo donde el declive es paulatino.

El Bajo palustre no posee especies exclusivas características y se trata del tipo de ambiente con mayor diversidad de condiciones ambientales y por la presencia de cuerpos de agua permanente y semipermanente.

Otros ambientes no han sido incluidos en el estudio por distintas razones. El Talar, ubicado en la barranca que constituye el límite entre ambas terrazas, fue excluido del análisis, debido a que los pre-muestreos mostraron escasos registros de anuros (Raffo, 2005). Los ambientes de aguas abiertas tampoco fueron considerados en este trabajo por tratarse de un componente no predominante dentro del BP (Codugnello, 2008). En el caso de los ambientes deltenses no se contó con la logística, ni el acceso, ni la seguridad necesaria para poder realizar relevamientos nocturnos en ese sector. Sin embargo, los ambientes estudiados están incluidos en los bajíos ribereños (Chichizolla, 1993; Bó y Quintana 2013) los cuales ocupan la mayor parte del área protegida, por lo que se consideran ambientes altamente representativos de la misma.

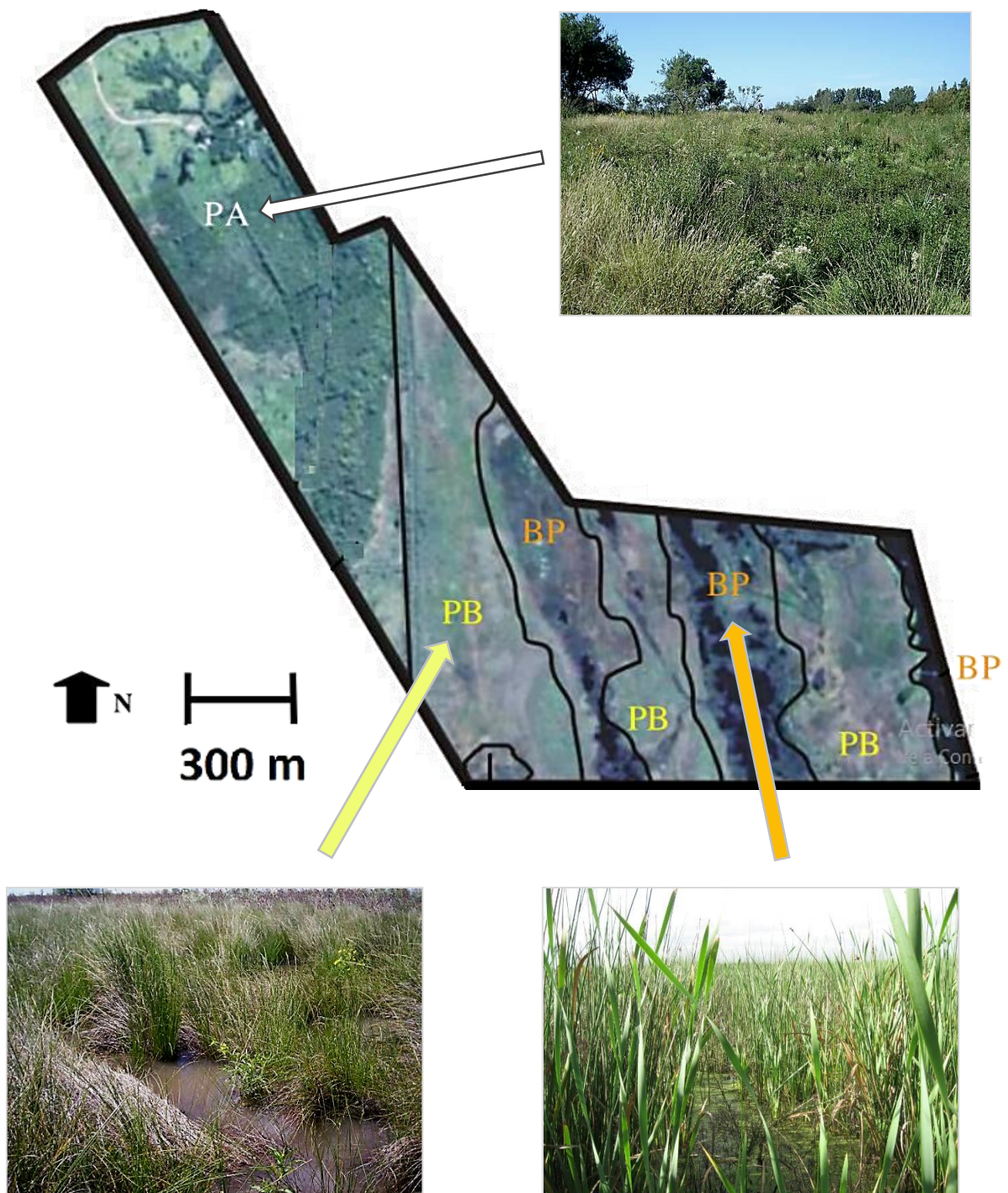


Figura 3. Ambientes del área de estudio (Codugnello 2008).

2. MÉTODOS

2.1 Parámetros evaluados

Debido a que las especies de anfibios anuros pueden presentar naturalmente marcadas variaciones en su reproducción y tamaños poblacionales a lo largo del tiempo (Duellman y Trebs 1986; Semlitsch et al., 1996) y por lo tanto en su diversidad, se planteó relevar distintos ambientes a lo largo de 10 años y analizar las diferencias entre sitios y períodos relevados.

Para cada una de las estaciones de muestreo, ubicadas en los tres grandes tipos de ambientes del AUP, durante las diez temporadas reproductivas analizadas se estimaron: la riqueza específica (R), dos índices de diversidad (N1 y N2), correspondientes a los denominados “números de Hill” y un índice de equitatividad (E5) (Hill, 1973; Peet, 1974, Pielou, 1975; Ludwig y Reynolds, 1988). También se calcularon a partir de los registros, la abundancia (AB) -como el número total de individuos machos detectados auditivamente- y la proporción de sitios ocupados (PSO) por especie (Boulinier et al., 1998; MacKenzie et al., 2002; MacKenzie y Nichols, 2004). Esta última se estimó contando el número de unidades de muestreo (bandas en transectas) en la que una especie se registró durante una campaña, sobre el número total de unidades. Según los objetivos y la logística del estudio, estimar PSO puede resultar más práctico, menos costoso y adecuado que los censos o conteos, en particular para un monitoreo a largo plazo (Bailey et al., 2004). La abundancia y ocupación de una especie en el área están relacionadas, ya que cuando una especie decrece tiende a disminuir el número de sitios que ocupa, por lo cual la relación entre abundancia y PSO es comúnmente positiva (Gaston et al., 2000). Tanto la abundancia relativa como la PSO permiten realizar comparaciones en el tiempo y en el espacio, y frecuentemente se utilizan para hacer inferencias sobre los cambios que se producen en una comunidad por efecto de factores ambientales y/o antropogénicos (Bailey et al., 2004).

2.2 Muestreo

En los ambientes predominantes del área de estudio (pastizal de alto, pastizal de bajo y bajo palustre) se establecieron al azar estaciones de muestreo en transectas (Eberhardt, 1968; Gates, 1969; Burnham y Anderson, 1976; Eberhardt, 1978; Christensen, 1985). Se realizaron relevamientos nocturnos a campo de anfibios anuros por detección auditiva y visual en bandas en transectas (Tellería, 1986; Heyer, 1994; Sutherland, 1997; Parris, 1999). A partir de sus cantos nupciales o reproductivos, se registraron los individuos y coros detectados en cada banda en transecta. Las detecciones visuales también fueron registradas, y además se realizaron pruebas con trampas de caída y trampas tubo, durante el primer año. Sin embargo, se obtuvo más información sobre la diversidad de anfibios mediante los registros auditivos, por lo cual los datos obtenidos mediante esta técnica no fueron utilizados en el análisis estadístico.

Se instalaron 4 transectas de 300 m. con 5 bandas de 30 m y 5 inter-bandas (Figuras 4 y 5), contando entonces con 20 bandas por ambiente y un N_{total} de 60 unidades de muestreo. Las transectas estuvieron distanciadas entre sí a un mínimo de 50 m. Esta cantidad de unidades de muestreo se determinó por ensayos durante una temporada previa al período de relevamiento durante la primavera y verano 2003-2004.



Figura 4. Ubicación de las transectas en el área de estudio

Durante ese ensayo, se estimó el esfuerzo posible por campañas considerando el horario de mayor actividad de machos cantando, la accesibilidad, tiempo de desplazamiento y aspectos vinculados a la seguridad y la logística.

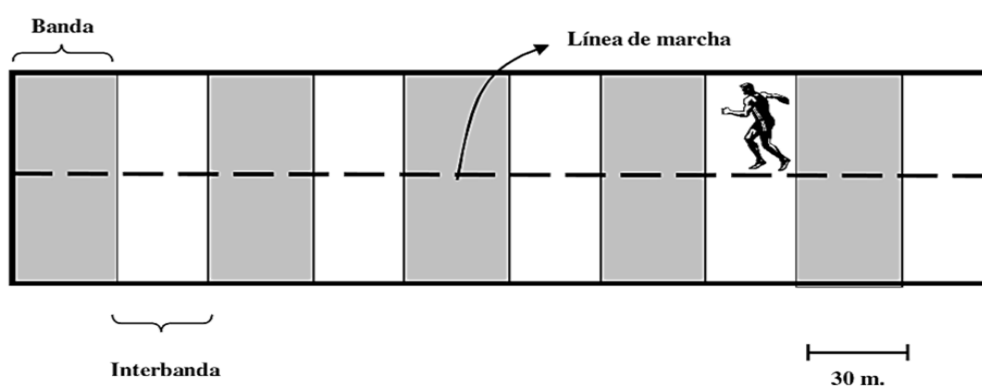


Figura 5. Diseño de bandas en transectas

Los muestreos se realizaron entre los meses de octubre y marzo, es decir, durante la primavera y el verano de 10 temporadas entre el año 2004 y el año 2015, ya que en estas estaciones es donde se concentra la mayor actividad de machos cantando. Según varios autores la actividad de canto está asociada al fotoperiodo y las condiciones climáticas (Both et al., 2008; Canavero et al., 2008; Canavero y Arim, 2009; Bardier et al., 2014; Plenderleith et al., 2017) las cuales a su vez están condicionadas por la estacionalidad. Estos meses se corresponden con la estación reproductiva de la mayoría de las especies de anfibios anuros presentes (Gallardo, 1987; Canevari, 1989; Guzmán y Raffo, 2011). La misma constituye una época particularmente clave para este grupo, ya que, si en ella se producen variaciones en la calidad, cantidad y distribución espacial de ciertos recursos y condiciones del hábitat, pueden afectarse sustancialmente la abundancia, distribución y viabilidad de sus poblaciones (Duellman y Trueb, 1986).

Para evitar sesgos en los relevamientos auditivos (Hemesath, 1998; Lotz y Allen, 2007) los muestreos se realizaron en forma completa en cada campaña (20 bandas), en horarios y condiciones climáticas apropiadas es decir durante las primeras horas de la noche en días posteriores a lluvias. Con un entrenamiento cuidadoso en la identificación de los cantos de las distintas especies, se mantuvo una mínima variación de los observadores/oidores entre campañas. El responsable del proyecto estuvo presente en el 100 % de las campañas durante los 10 años. El personal participante contó con un adecuado entrenamiento en el reconocimiento de especies a partir de material bibliográfico y los registros sonoros de sus voces (Gallardo, 1987; Straneck et al., 1993).



Figura 6. Responsable del proyecto y colaboradores en terreno.

En el entrenamiento auditivo se utilizó una técnica desarrollada en particular para este estudio, con procesadores de audio multi track o multipista (ver figura 5) de uso libre. En particular para este estudio se utilizó Mixcraft de Acoustica Inc. (2005), para simular coros controlando el número de individuos de una o varias especies. Esta herramienta permitió entrenar al personal en el reconocimiento de anfibios y estimar la capacidad para detectar el número de individuos mediante simulaciones de cantos en coros mono y multi específicos, generando audios complejos similares a las que se encuentran en el campo. Para que esta técnica pueda ser replicada en otros estudios se ha elaborado una guía o tutorial incluido en este informe (Anexo I Entrenamiento Auditivo con Mutitrack).

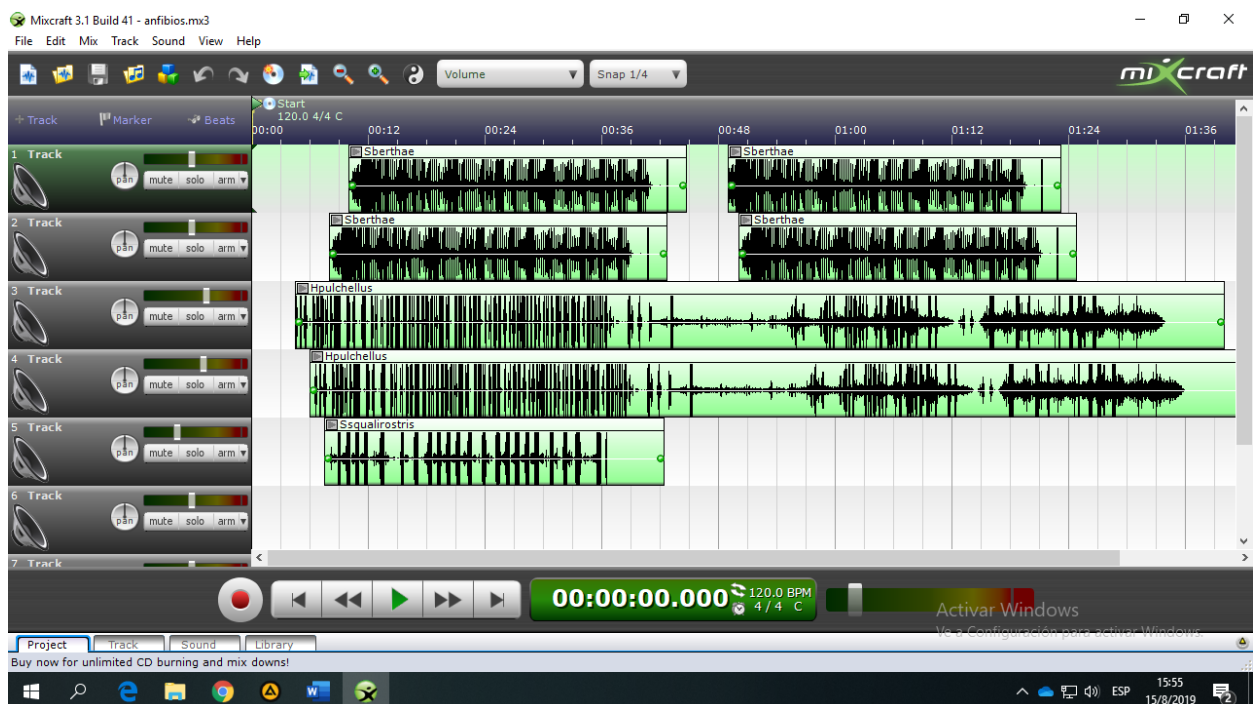


Figura 6. Pantalla de aplicación multipista Mixcraft para la simulación de coros de anfibios.

2.3 Análisis de datos

Según los objetivos planteados y el diseño de muestreo establecido, el número total de registros auditivos esperados ha sido 1200, dada la cantidad de relevamientos o fechas de campaña (6/año), el número de ambientes (3), el número de unidades de muestreo (20 por ambiente) y la cantidad de años de relevamientos (10). Para la aplicación de pruebas

estadísticas se estimaron los descriptores, media o mediana de acuerdo con la prueba de Shapiro-Wilk (Daniel, 1995), de todos los índices y medidas consideradas (N1, N2, E5, Ab, Ri y PSO) para cada fecha. El análisis se efectuó entonces para un número de 20 o más datos para cada índice o medida en cada ambiente (ver Figura 7). Para el PSO se contó con el mismo N de datos por cada especie seleccionada (algunas especies presentaron muy baja frecuencia de ocurrencia, otras cantos muy similares (*Dendrosophus spp*), o mostraron alta detección visual pero baja detección auditiva, por lo que se consideraron datos poco robustos y no fueron incluidas en el análisis).

BAJO PALUSTRE

PV 2004-05- Fecha: 23-12-04	N1	N2	E5	AB	Ri
4*1B	2,55202792	2,76923077	1,13994777	9	3
4*2B	1	1	0	5	1
4*3B	2,46023298	2,54545455	1,05836162	8	3
4*4B	1	1	0	2	1
4*5B	1,81896851	1,90909091	1,11004379	7	2
6*1B	1	1	0	2	1
6*2B	1	1	0	2	1
6*3B	1	0	0	1	1
6*4B	1,88988157	3	2,24749007	3	2
6*5B	2,87174589	5	2,13704223	5	3
7*1B	2	2,25	1,25	10	2
7*2B	2	2,25	1,25	10	2
7*3B	2,98852581	3,42857143	1,22129238	16	3
7*4B	2,941713421	4,2	1,648028986	7	3
7*5B	2,55202792	2,76923077	1,13994777	9	3
8*1B	2,21734745	2,1	0,90360398	7	3
8*2B	2	0	0	2	2
8*3B	3,38814362	3,71428571	1,1365672	13	4
8*4B	2	2,25	1,25	10	2
8*5B	1,81896851	1,90909091	1,11004379	7	2

MEDIANAS

FECHA BP	PERIODO	N1	N2	E5	AB	Ri
1/12/2004	FP2004	1,30	1,50	0,00	5,70	1,75
23/12/2004	PV2004-05	2,02	2,20	1,12	6,75	2,00
4/2/2005	FV2004-05	1,69	2,24	0,99	7,60	2,00
10/12/2005	FP2005	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20/1/2006	PV 2005-06	2,78	2,82	0,95	18,40	3,55
9/3/2006	FV2005-06	1,34	1,23	0,31	6,90	2,00
14/12/2006	FP2006	1,00	0,50	0,00	2,50	1,00
12/2/2007	FV 2006-07	1,00	1,22	0,00	5,00	1,00
20/11/2007	FP 2007	2,06	2,09	0,93	11,50	2,45
1/2/2008	FV 2007-08	1,57	1,22	0,38	3,00	2,00
5/3/2008	FV 2007-08	1,00	0,50	0,00	1,50	1,00
7/1/2009	PV 2008-09	1,89	1,87	0,93	16,50	2,00
15/1/2010	PV 2009-10	2,56	2,61	1,18	11,00	3,00
20/03/2010	FV 2009-10	1,00	1,00	0,00	3,00	1,00
12/12/2010	FP 2010	1,00	0,00	0,00	1,00	1,00
20/1/2011	PV 2010-11	1,18	1,11	0,31	6,50	1,50
10/11/2012	FP 2012	2,40	2,49	0,95	18,50	2,75
9/12/2013	FP 2013	1,64	1,88	0,82	6,50	1,95
25/01/2014	PV 2013-2014	1,72	1,63	0,88	6,50	2,00
10/12/2014	FP 2014	2,61	2,87	1,11	12,75	3,00
31/1/2015	PV 2014-15	2,42	2,32	0,90	15,00	3,00

Figura 7. Bases de datos. La primera tabla en la figura muestra una base de datos de índices de diversidad, equitatividad, abundancia y riqueza de una campañas del 2004, para el ambiente de bajo palustre (BP) calculados a partir de los registros auditivos de anfibios anuros para 20 bandas en transectas (4*1B, 4*2B, etc.). La segunda tabla se conforma con el cálculo de la mediana de los 20 valores de cada índice para cada fecha (mejor descriptor según prueba de Shapiro-Wilk).

2.3.1 Análisis de índices de diversidad por ambientes

Para cada fecha de relevamiento, en cada uno de los tres ambientes, se tomaron los mejores descriptores de cada índice, ya sea valores medios o medianos, según los resultados de la prueba de Shapiro-Wilk (Sokal y Rolf, 1981) que evalúa la normalidad o no del grupo de datos. En el caso de las abundancias por ambiente, las mismas fueron expresadas como densidad (cantidad de individuos por hectárea), considerando las dimensiones de las bandas y las transectas muestreadas. Por otro lado, en todos los casos mencionados y para las distintas especies de anuros presentes, se calculó la proporción de sitios ocupados (PSO) como el número de estaciones de muestreo donde la especie X fue detectada al tiempo t_i sobre el número total de estaciones de muestreo (Bailey et al. 2004), utilizándose como descriptor la PSO media o mediana según la prueba de Shapiro-Wilk.

Dado que en la mayoría de los casos los valores obtenidos en las distintas submuestras no tenían una distribución normal, los valores medianos de dichos parámetros se utilizaron como descriptores de cada ambiente. Se aplicó entonces la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis 1959; Sprent y Smeeton 2001) el cual es un método no paramétrico para probar si un grupo de datos proviene de la misma población para comparar tres o más grupos independientes, con el fin de establecer si existen diferencias significativas entre ambientes. Estas pruebas fueron realizadas mediante la utilización de STATISTICA 7 (StatSoft 2002).

2.3.2 Análisis de tendencias

Para evaluar si existía alguna tendencia en los parámetros (N1, N2, E5, Ab, Ri, y PSO) a lo largo de los 10 años de relevamientos en cada ambiente, se aplicó la prueba de tendencias de Cox-Stuart (Cox y Lewis 1968; Lehtinen et al. 1997; Sprent y Smeeton 2007), que testea la hipótesis de ausencia de tendencia vs la hipótesis alternativa de tendencia, creciente o decreciente.

En nuestro caso comparamos los primeros 5 años con los segundos 5 años para todos los parámetros (N1, N2, E5, Ab y Ri) en cada ambiente. Si no existía tendencia las diferencias existentes deberían ser mínimas y se interpretó que son producto del azar (Lehtinen et al. 1997). Estas pruebas se realizaron mediante la formulación de tablas en Excel para la comparación de a pares entre los datos de la primera y segunda mitad de la serie. De esa comparación se obtuvieron los valores k^- y k^+ , los que, junto con el N de datos, permite buscar en una tabla estadística un valor por el cual se comprobó la significancia o no de la tendencia.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Composición de especies

Se registraron 17 especies distribuidas en 11 géneros (Cuadro 1). Una de estas especies ha sido registrada fuera de las transectas (Cuadro 2). Esto constituye un 65 % de las especies de la provincia de Buenos Aires. Otras 3 especies fueron registradas por personal del área protegida pero no durante las campañas (Cuadro 2). Según Haene y Pereira (2003) el área protegida contenía, al momento de la publicación, 21 especies mayormente de las familias Leptodactylidae e Hylidae. La presencia de la gran mayoría de estas especies fue confirmada durante el desarrollo de este estudio. En la provincia de Buenos Aires se conocen 26 especies de anfibios (Williams, 1991), por lo que estarían presentes en el área entre el 77 y el 81 % del elenco provincial.

<i>Rhinella arenarum</i> (Hensel, 1867)	+ vista
<i>Rhinella fernandezae</i> (Gallardo, 1957)	vista y oída
<i>Boana pulchella</i> (Duméril and Bibron, 1841)	+ oída
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	+ oída (*)
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	+ oída (*)
<i>Pseudis minuta</i> (Günther, 1858)	vista y oída
<i>Ololygon berthae</i> (Barrio, 1962)	+ oída
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	+ oída
<i>Scinax nasicus</i> (Cope, 1862)	+ oída
<i>Scinax squalirostris</i> (Lutz, 1925)	+ oída
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril and Bibron, 1840)	+ oída
<i>Leptodactylus latinasus</i> (Jiménez de la Espada, 1875)	+ oída
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	+ vista
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	+ oída
<i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Méneville, 1838)	+ oída
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841)	+ oída

Cuadro 1. Especies halladas en el área piloto del PNCdLP en los muestreos de bandas en transectas. (*) Las dos especies del género *Dendropsophus* poseen voces confundibles al oírlos en coros multi específicos. Esto ha sido contemplado en el manejo y análisis de los datos.

Otras especies citadas por Haene y Pereira (2003) o de presencia potencial no fueron registradas en las bandas en transectas (Cuadro 2). Algunas fueron detectadas fuera de las estaciones de muestreo (R-FEM). Otras han sido registradas por personal del parque (R-PNCdP), y de algunas especies no hay registros (sin datos).

<i>Physalaemus biligonigerus</i> (Cope, 1861)	R-PNCdP
<i>Physalaemus fernandezae</i> (Müller, 1926)	R-PNCdP
<i>Ceratophrys ornata</i> (Bell, 1843)	R-PNCdP
<i>Pseudis limellum</i> (Cope, 1862)	sin datos
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	R-FEM
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	sin datos
<i>Argenteohyla siemersi</i> (Mertens, 1937)	sin datos

Cuadro 2. Especies no halladas durante los registros de las bandas en transectas fuera de las estaciones de muestreo (R-FEM). registradas por personal del parque (R-PNCdP)

Las razones por las cuales algunas especies no fueron detectadas en las transectas son variadas. En algunos casos podría tratarse de especies con actividad reproductiva fuera de los períodos en los que se llevaron a cabo los relevamientos (primavera y verano). Por ejemplo, las especies del género *Physalaemus* cumplen con esta condición y no fueron relevadas en las campañas. En otros casos el hecho de no haber sido detectada durante veinte años podría indicar la extinción local de la especie, como probablemente sea el caso de *Ceratophrys ornata*. Esta especie ha sido categorizada como vulnerable (Vaira et al. 2017), y es considerada endémica en zonas que hoy presentan producción agrícola intensiva, con alta degradación y fragmentación del hábitat. Su abundancia es baja al igual que su tasa reproductiva, y la especie presenta requerimientos de hábitat muy específicos. Las especies de las cuales no hay datos concretos (*Pseudis limellum*, *Leptodactylus podicipinus* y *Argenteohyla siemersi*) son más abundantes y frecuentes en el noreste de la Argentina, con muy pocos registros en la región, y simplemente han sido citadas como de presencia probable (Haene y Pereira 2003). Estas mismas especies muestran una ocurrencia baja en su área distribución debido a requerimientos de hábitat específicos, dependencia de condiciones climáticas específicas para la reproducción, o problemas de conservación.

En la Tabla 2 se muestra la presencia de especies (columnas) registradas durante las campañas (filas) por grandes tipos de ambiente dentro del área piloto. Estos registros incluyen detección casual, visual y auditiva, fuera de las unidades de muestreo y de los momentos de toma de datos en las transectas.

Tabla 2. Presencia de especies por ambiente. X presencia; B baja frecuencia, A alta frecuencia.

ESPECIES	AMBIENTES		
	PA	PB	BP
<i>Rhinella arenarum</i>	X		
<i>Rhinella fernandezae</i>	X	X	X
<i>Boana pulchella</i>	X	A	A
<i>Dendropsophus nanus</i>	X	X	X
<i>Dendropsophus sanborni</i>	X	X	X
<i>Pseudis minuta</i>	B	X	X
<i>Ololygon berthae</i>		X	X
<i>Scinax granulatus</i>	X	X	B
<i>Scinax nasicus</i>	X	X	
<i>Scinax squalirostris</i>		X	X
<i>Leptodactylus gracilis</i>	X	X	X
<i>Leptodactylus latinasus</i>	X	X	B
<i>Leptodactylus latrans</i>	X	X	X
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	B	B	B
<i>Elachistocleis bicolor</i>	B	B	
<i>Odontophrynus americanus</i>	B		
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>		X	

3.2 Diferencias en los índices de diversidad entre ambientes

Los atributos de la comunidad de anfibios (diversidad, equitatividad, abundancia y riqueza) mostraron diferencias significativas entre ambientes (Tabla 3). El bajo palustre (BP) y el pastizal de bajo (PB) presentaron valores significativamente mayores en los índices de diversidad, abundancia y riqueza respecto al pastizal de alto (PA).

Tabla 3. Diferencias significativas (DS) entre ambientes para índices de diversidad N1 y N2, equitatividad, abundancia y riqueza de anfibios anuros (Prueba de Kruskal Wallis; $p < 0.05$).

DIVERSIDAD (N1)	DIVERSIDAD (N2)	EQUITATIVIDAD (E5)	ABUNDANCIA (AB)	RIQUEZA (RI)
DS ► PB>PA	DS ► PB>PA	DS ► BP>PA	DS ► PB>PA	DS ► PB>PA
DS ► BP>PA	DS ► BP>PA	BP sin DS con PB	DS ► BP>PA	DS ► BP>PA
BP sin DS con PB	BP sin DS con PB	PB sin DS con PA	BP sin DS con PB	BP sin DS con PB

El BP fue el más diverso, con las abundancias mejor distribuidas entre las especies (> equitatividad), con mayor riqueza de especies y mayor número de individuos, ya que, si bien no se encontraron diferencias significativas entre el bajo palustre y el pastizal de bajo, el primero presenta valores relativamente mayores en todos los parámetros en coincidencia con los resultados de Codugnello (2008) para los veranos tempranos y tardíos.

En función de la frecuencia de ocurrencia por transectas y su abundancia relativa las especies que contribuyeron sustancialmente a estos resultados fueron para el BP *Boana pulchellus*, *Dendrosophus nanus*, *D. sanborni*, *Pseudis minuta*, y en algunos períodos *Scinax berthae*, y en el caso del PB *B. pulchellus*, *Scinax berthae*, *P. minuta* y *Leptodactylus gracilis*. No se observaron diferencias significativas en equitatividad entre los dos pastizales (PB y PA). Los valores de equitatividad son similares y relativamente bajos (hay dominancia en ambos casos). El pastizal de bajo presentó, una mayor riqueza de especies y mayor número de individuos que el pastizal de alto. Por último, se comprobó que el PA es el ambiente con menor abundancia y diversidad de anfibios anuros de los tres estudiados (Tabla 4). Dos especies en particular (*S. granulatus* y *L. latinasus*) aportaron a los valores obtenidos para este pastizal.

Tabla 4. Valores de descriptores (media o mediana) y sus rangos, para los índices de diversidad N1, N2, equitatividad, abundancia y riqueza de anfibios anuros del PNCdLP.

PASTIZAL ALTO (PA)			
	Descriptor	Rangos (sup-inf)	
paN1	1,00	1,00	1,00
paN2	0,00	0,00	0,00
paE5	0,00	0,00	0,00
paAB	1,00	0,00	1,75
paRi	1,00	0,00	1,00
PASTIZAL BAJO (PB)			
	Descriptor	Rangos (sup-inf)	
pbn1	1,32	1,00	1,82
pbn2	1,00	0,00	1,60
pbE5	0,00	0,00	0,87
pbAB	4,50	1,50	7,60
pbRi	1,00	1,00	2,00
BAJO PALUSTRE (BP)			
	Descriptor	Rangos (sup-inf)	
bpN1	1,64	1,00	2,06
bpN2	1,59	0,00	2,87
bpE5	0,82	0,00	0,95
bpAB	7,91	0,00	18,50
bpRi	1,90	0,00	3,55

Los valores más altos en diversidad, equitatividad, abundancia y riqueza hallados en BP podrían explicarse por varios factores. La superficie de los cuerpos de agua, la diversidad de la vegetación de sus costas y la profundidad de la Laguna Grande (principal cuerpo de agua casi permanente del BP) incrementaría la diversidad de anfibios. La mayor heterogeneidad ambiental y de la vegetación son otros factores para considerar, ya que este ambiente contiene bajos y altos relativos (madrejones, albardones, lagunas y charcas) y mayor diversidad de la vegetación con presencia de juncuales, totorales, pastizales, agua con vegetación flotante, entre otras comunidades florísticas. Incluso presenta una dinámica hidrológica compleja con aportes de lluvias, aguas subterráneas, cuencas pampeanas y por las crecidas del Paraná. La permanencia de cuerpos de agua ha sido más alta en BP durante los 10 años de registros, salvo en los períodos de fuertes sequías (en el año 2008, la Laguna Grande se secó completamente). Por otra parte, el BP no ha sido usado para actividades productivas intensivas o asentamientos humanos con la misma importancia que en los otros ambientes (APN 2015).

El PB considerado en un principio como el más diverso por Pereira y Haene (2003) presentó valores intermedios de los parámetros posiblemente porque sus características ambientales y estructurales condicionan los atributos de la comunidad de anfibios. La mayor cantidad de cuerpos de agua semipermanentes y la diversidad de la vegetación incrementaría la diversidad de anfibios respecto de PA. La heterogeneidad de hábitats de humedal es otro de los factores a considerar. Encontramos madrejones, canales, pequeñas lagunas y charcas que se generan por la presencia de un geomorfología compleja caracterizada por paleocanales de marea y cordones litorales a su vez modelados por acción fluvial y humana (APN 2015), que junto con la diversidad florística asociada podrían explicar en parte los valores significativamente más altos que en PA. Por otra parte, el uso histórico y las modificaciones ambientales ha sido más importantes que en BP.

La menor diversidad hallada en PA puede deberse a varios factores. Este ambiente ha sido sometido a un mayor uso y consecuente perturbación y modificación (ganadería, cultivo, asentamientos, entre otros). Presenta una menor disponibilidad o cercanía a cuerpos de agua o hábitats reproductivos por lo que solo en épocas de fuertes lluvias pueden disponer de cuerpos de agua mayormente efímeros (salvo por el caso del arroyo Otamendi el cual se encuentra cercano al área de estudio). Este ambiente es el que ha sido sometido a una historia de uso más extensa, con actividades ganaderas, agrícolas, prácticas militares, e instalación de infraestructuras, las cuales generaron un mayor grado de modificación ambiental e invasiones biológicas (APN 2015). Algunas especies de la región pampeana que mostraron una mayor frecuencia en los datos para PA, se asocian a ambientes antropizados y modificados como *Leptodactylus latinasus* y *Rhinella arenarum* (este último con frecuentes registros por detección visual). La fragmentación y aislamiento del pastizal pampeano y los talares a nivel regional, unidades de vegetación presentes en PA, podría ser otro factor que explica la baja diversidad de este ambiente.

Algunos resultados sugirieron que ciertas especies se desplazan de un ambiente a otro. *Rinhello fernandezae*, podría ser una especie que hace un uso diferencial entre PA y PB, ya que se ha registrado en PA frecuentemente por detección visual en cuevas, pero más por detección auditiva en PB (en actividad reproductiva). Esto podría significar que hay un desplazamiento de los individuos de PA a PB para acceder a los hábitats reproductivos durante la primavera y el verano. Otras especies podrían estar desplazándose del mismo modo como por ejemplo *Leptodactylus gracilis*, la cual es una especie típica de pastizal que se ha registrado en todos los ambientes.

3.3 Diferencias en la proporción de sitios ocupados

Se encontraron diferencias significativas en los valores de proporción de sitios ocupados (PSO) tanto para comparaciones de una misma especie entre ambientes, como para comparaciones entre distintas especies en un mismo ambiente. El 75 % de las especies analizadas mostraron diferencias significativas entre los distintos ambientes (test de Kruskal Wallis). *Boana pulchellus* mostro una PSO significativamente más alta en BP comparada con PA ($H(2, N=75) = 15,57275$ $p = ,0004$) sin diferencias con PB. *Leptodactylus gracilis* mostro una PSO significativamente más alta en PB comparada con BP sin diferencias con PA ($H(2, N=75) = 10,75792$ $p = ,0046$). *L. latinasus* mostró una PSO significativamente más alta en los dos pastizales en comparación con BP ($H(2, N=75) = 18,49585$ $p = ,0001$) pero sin diferencias entre los dos pastizales. *Pseudis minuta* ha mostrado una PSO significativamente alta para los dos ambientes inundables (PB y BP) respecto de PA, pero sin diferencias entre estos dos últimos ($H(2, N=75) = 25,06247$ $p = ,0000$) con un valor más alto en BP. *Scinax berthae* mostró una PSO significativamente más alta en los ambiente del bajo (PB y BP) respecto del PA ($H(2, N=75) = 15,80531$ $p = ,0004$). *Scinax squalirostris* ha mostrado una PSO significativamente más alta en PB respecto de PA, sin diferencias significativas con BP. El resto de las especies no mostraron diferencias significativas en sus PSO entre ambientes, o no fueron testeadas por no contar con datos robustos para su análisis.

El tipo de vegetación, la inundabilidad o abundancia de cuerpos de agua permanente y semipermanentes, y los requerimientos y estrategias reproductivas de cada especie, podrían ser factores determinantes de las diferencias observadas en la distribución y ocupación de las distintas especies. En cada uno de los ambientes se hallaron diferencias significativas entre las distintas especies (prueba de Kruskal-Wallis). En el PA, *Leptodactylus latinasus* presento valores más altos de PSO con el 44 % del resto de las especies y *B. pulchellus* con el 55 % del resto de las especies. En el PB, se observa la menor cantidad de diferencias significativas: solo *B. pulchellus* presentó valores más altos comparada con el 67 % del resto de las especies. En el BP, *B. pulchellus* ha sido más alta que el 89 % del resto de las especies y *Pseudis minuta* presentó una PSO más alta con el 55 % de las otras especies.

Las especies del género *Leptodactylus* –típicas de pastizal- mostraron una PSO más alta en PA y PB, mientras que el resto mostraron lo mismo para los ambientes inundables (PB y/o BP). *Boana pulchellus* es por mucho la especie más frecuente en los tres ambientes, seguida por *Pseudis minuta* en el BP y PB, y por *Leptodactylus latinasus* en el PA. *L. gracilis* ha mostrado frecuencias de ocurrencia en los tres ambientes con valores medios a bajos. *Leptodactylus latrans* probablemente mostrarían una frecuencia de ocurrencia alta en PB, al igual que *R. fernandezae* en PA, si se consideraran los datos de registro visual. Estos datos no fueron testeados.

3.4 Tendencias en los atributos de las comunidades de anfibios

Algunos de los parámetros de la comunidad de anfibios en algunos ambientes mostraron tendencias significativas en el periodo de estudio (prueba de Cox-Stuart). En el PA la abundancia (Ab) y riqueza (Ri) mostraron un incremento significativo ($p\text{-valor}=0.001$ en ambos parámetros). En PB todos los parámetros mostraron una tendencia de aumento significativa (N1 $p\text{-valor}=0.001$; N2 $p\text{-valor}=0.006$; E5 $p\text{-valor}=0.006$; Ab $p\text{-valor}=0.008$; Ri $p\text{-valor}=0.006$). En BP todos los parámetros mostraron una tendencia de aumento significativa ($p\text{-valor}=0.001$ en todos los parámetros). La variación de los parámetros en el tiempo (figuras 8, 9 y 10) mostró, en parte, un patrón similar en los tres ambientes con aumentos y bajas en momentos similares del período total del estudio. Se observó una baja muy fuerte durante las sequías de 2008/2009 y 2011/2012, las que coincidieron a su vez con fases frías (La Niña) de la condición ENSO (ver figura 1). Los parámetros N1, E5 y Ab son los que mostraron bajas más marcadas durante esos periodos.

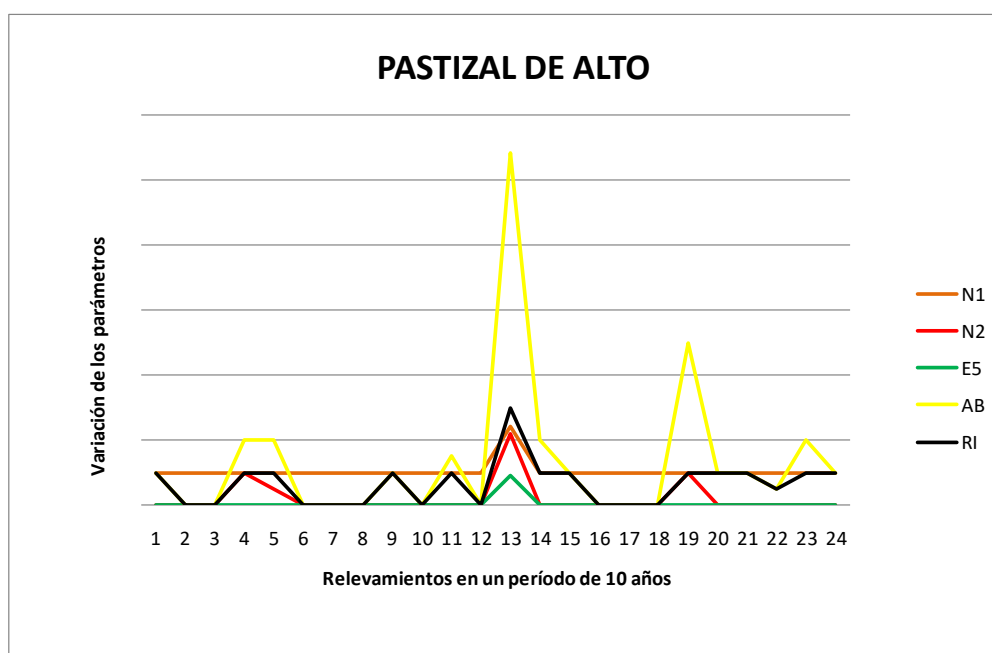


Figura 8. Variación de los parámetros de la comunidad de anfibios en el Pastizal de Alto.

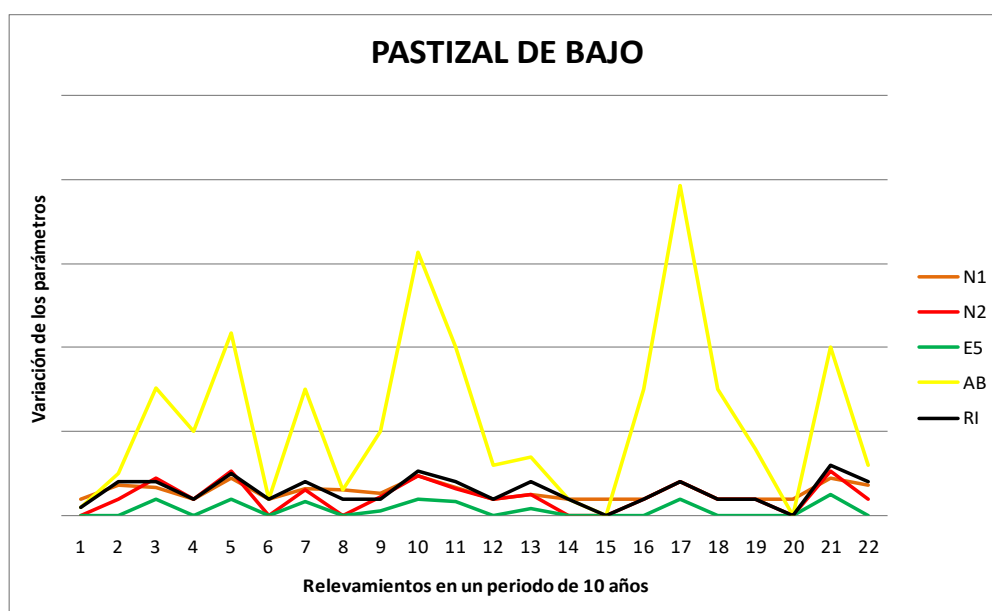


Figura 9. Variación de los parámetros de la comunidad de anfibios en el Pastizal del Bajo.

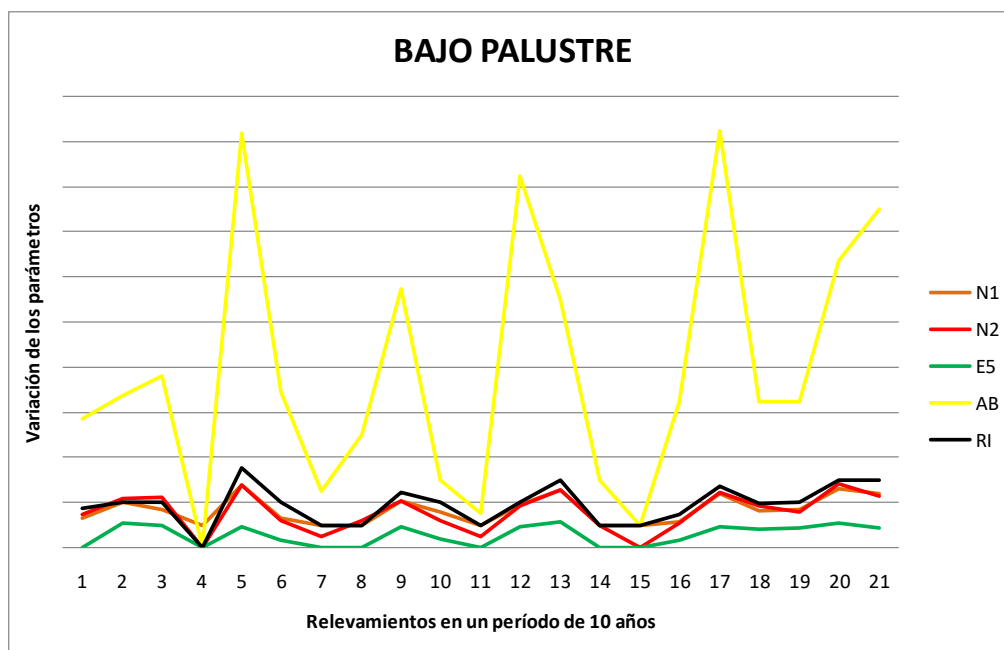


Figura 10. Variación de los parámetros de la comunidad de anfibios en el Bajo Palustre.

Las pruebas de tendencia (Cox-Stuart test) muestran que la mayoría de los parámetros de la comunidad de anfibios incrementaron sus valores durante los últimos 5 años del estudio. Las sequías de los periodos 2008/2009 y 2011/2012, si bien parecen haber generado un efecto de mayor variabilidad general en los parámetros, no han afectado la diversidad de anfibios en el período de 10 años de estudio. Si bien hay cierta correspondencia con fases frías (La Niña) de la condición ENSO, también ocurrieron momentos de fase cálida (El Niño) con mayores precipitaciones en la región, con una frecuencia similar.

Además, el área de estudio presenta distintas fuentes de aportes de agua para los hábitats reproductivos, ya que existe una dinámica hidrológica local compleja. Esa complejidad está dada por las crecidas y bajantes de diferentes cuencas y humedales interconectados, con presencia de lagunas, madrejones, cuencas loticas de origen pampeano (Río Lujan y Ao. Otamendi), y la cuenca del Delta del Paraná (Paraná de las Palmas). A esto se suma la presencia de humedales artificiales (canales). Por esta razón la disponibilidad de condiciones aptas para la reproducción no dependería solo de las precipitaciones locales. De hecho, se observaron momentos de alta disponibilidad de agua por crecidas en ciertas fechas de los relevamientos, sin que se dieran lluvias.

Esa estructura y dinámica hidrológica compleja a nivel local, podría afectar o incluso determinar en distintos momentos el tamaño o superficie de los cuerpos de agua, la diversidad de la vegetación de sus costas, su profundidad, la heterogeneidad ambiental, la estructura de la vegetación circundante, entre otros factores que influyen la diversidad de anfibios (Skelly et al., 1999; Peltzer y Lajmanovich, 2004; Silva et al., 2011). Al igual que en otros estudios (Skelly et al., 1999; Jacob et al. 2003) se observaron variaciones en la distribución de las poblaciones y en las comunidades de anfibios a lo largo de varios años, debido a la variación de factores ambientales. Sin embargo, esta variación parece no haber afectado negativamente a la comunidad de anfibios del PNCdLP. En el caso de un área con alta complejidad en la estructura de sus humedales como esta, la variabilidad hidrológica como factor que afecta el éxito reproductivo de las distintas especies con diferentes fenologías (Jacob et al., 2003), podría generar más variantes en las condiciones

y hábitats reproductivos, favoreciendo a más especies e incrementando así la diversidad de anfibios. Las distintas especies con distinta fenología y estrategia reproductiva (flexible o rígida, de renacuajo rápido o lento) podrían encontrar en esta área una variedad de hábitats y condiciones propicias para su reproducción, en distintos momentos en los que se den diferentes condiciones climáticas e hidrológicas. Esto podría incrementar la disponibilidad de sitios de reproducción para más especies con mayor frecuencia. Al comienzo del estudio, el área protegida contaba con solo 15 años de implementación, mientras que al finalizar ya habían transcurrido 25 años. Esto podría explicar en parte las tendencias positivas observadas en los parámetros de la comunidad de anfibios, ya que las especies se habrían recuperado luego de que las actividades productivas y extractivas se detengan. La mejora en la diversidad de anfibios observada podría señalar que existe un proceso de recuperación y estabilidad de la biodiversidad por el manejo y la conservación de área natural protegida a largo plazo. Por otra parte, este resultado podría ser indicativo de una buena efectividad en la gestión de los humedales durante el período estudiado.

3.5 Tendencias en la proporción de sitios ocupados

Se encontraron tendencias significativas en la PSO de algunas de las especies (prueba de Cox-Stuart). La mayoría las especies evaluadas no mostraron tendencias significativas o las mismas no pudieron evaluarse estadísticamente, mientras que en varias especies las tendencias fueron crecientes y en otros casos decrecientes. En el PA *Boana pulchella* y *Leptodactylus latinasus* mostraron tendencia creciente en sus PSO (p -valor= 0.001 en ambas especies), mientras que *L. gracilis* mostró tendencia decreciente (p -valor= 0.006). En el PB *Boana pulchellus*, *Leptodactylus latinasus* y *L. gracilis* mostraron tendencias crecientes significativas (p -valores = 0.008, 0.006 y 0.002 respectivamente), mientras que *Pseudis minuta* y *Scinax nasica* mostraron tendencias decrecientes (p -valores = 0.001 y 0.011 respectivamente). En el BP *Pseudis minuta* y *Ololygon berthae* mostraron tendencias crecientes (p -valores = 0.001 y 0.004 respectivamente), mientras que *Rhinella fernandezae* mostro tendencia decreciente (p -valor= 0.001), al igual que *L. gracilis* (p -valor= 0.004). Las gráficas de los valores de PSO en el tiempo para las especies con tendencias significativas (figuras 11, 12 y 13) mostraron una alta variación en cada especie entre las fechas de los relevamientos. Se observó poca coincidencia en la variación de los valores entre las especies. Todas las especies mostraron valores cero en varias fechas de relevamientos, incluso las especies con valores relativamente más altos de PSO como *Boana pulchella* o *Pseudis minuta* en BP.

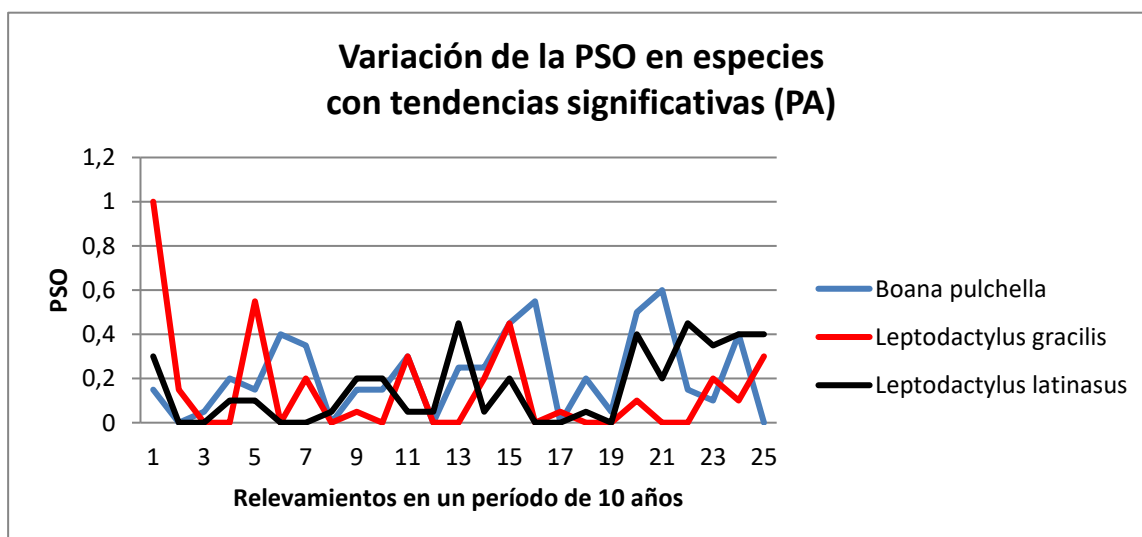


Figura 11. Variación de la PSO en el pastizal de alto.

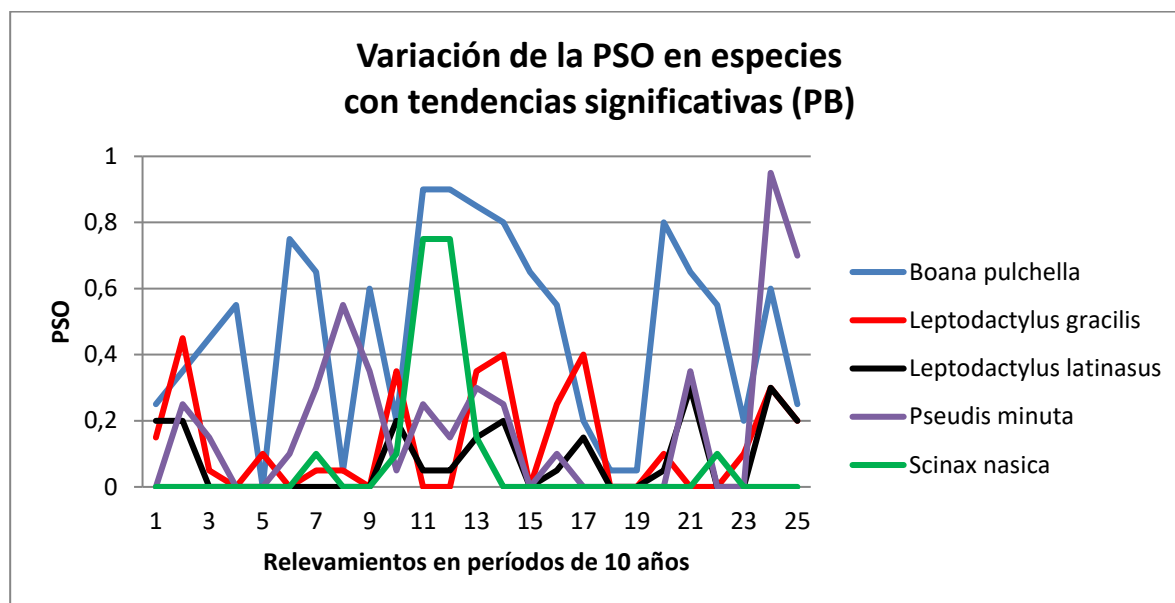


Figura 12. Variación de la PSO en el pastizal de bajo.

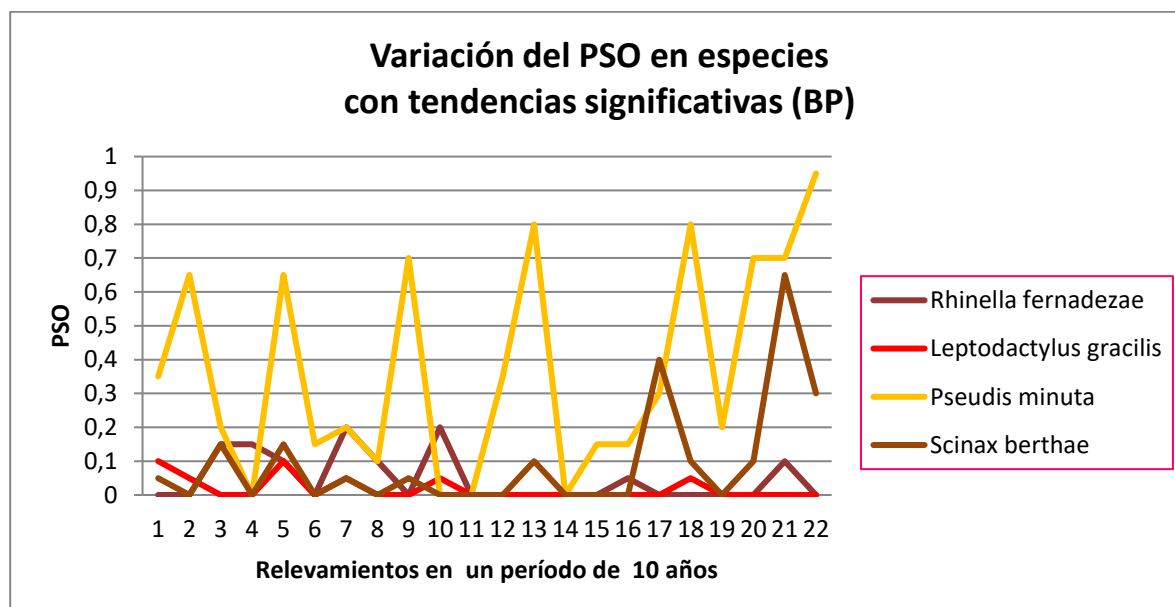


Figura 13. Variación de la PSO en el bajo palustre.

En total se comprobó el aumento de la frecuencia de ocurrencia en tres especies (*Boana pulchella*, *Leptodactylus latinasus* y *Ololygon berthae*). En dos especies se observó tendencias significativamente decrecientes en algunos ambientes (*Scinax nasica* y *Rhinella fernandezae*), y otras dos especies mostraron crecimiento en un ambiente y decrecimiento en otro (*L. gracilis* y *Pseudis minuta*). Todas estas especies a su vez mostraron tendencia nula en algún ambiente. *B. pulchella* y *L. latinasus* han sido las únicas que mostraron tendencias crecientes en más de un ambiente. *B. pulchella* es una especie abundante, que utiliza diferentes hábitats y su reproducción es extensa a lo largo del año, incluso continua (Antoniazzi et al., 2019). *L. latinasus* es por su parte una especie típica de ambientes modificados y peri doméstica. Esto sugiere que las características de las especies son, en algunos casos, un factor importante en las tendencias observadas.

En los ambientes con mayor disponibilidad de cuerpos de agua (PB y BP) se observó la mayor cantidad de casos de especies con tendencias crecientes (*Boana pulchellus*, *Leptodactylus latinasus*, *L. gracilis*, *Pseudis minuta* y *Oloolygon berthae*). No es claro que la mayor inundabilidad, mayor superficie y permanencia de cuerpos de agua en estos ambientes expliquen las tendencias crecientes en la PSO de la comunidad de anfibios del PNCdLP, ya que se ha verificado que 4 especies mostraron tendencias decrecientes y otras no mostraron tendencia alguna.

Por último, no se observa una clara disminución de la PSO en los momentos de sequía salvo en el BP para 2011-2012 (relevamientos 14 y 15).

4. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES FINALES

Se verifica que la comunidad de anfibios del PNCdLP posee una alta riqueza para la región, ya que protege cerca del 80 % de las especies de anfibios de la provincia de Buenos Aires. Tres especies no han sido registradas en los diez años o tuvieron muy pocos registros (*Ceratophrys ornata*, *Odontophrynus americanus* y *Elachistocleis bicolor*). Esto podría indicar que se encuentran extintas o cerca de la extinción a escala local. Otras tres especies de presencia potencial no fueron nunca registradas: *Pseudis limellum*, *Leptodactylus podicipinus* y *Argenteohyla siemersi*, en coincidencia con Haene y Pereira (2003) al menos para el área de estudio. El avistaje o registro de cualquiera de estas seis especies sería un dato de gran valor para el parque nacional.

Los atributos de la comunidad de anfibios anuros del PNCdLP presentan diferencias entre los ambientes estudiados. Si bien el BP es más diverso, con mayor equitatividad, riqueza y número de individuos, los tres ambientes considerados en el estudio han mostrado una composición de especies y diversidad diferente. La PSO de las especies de anfibios anuros también presenta diferencias entre los ambientes estudiados. Estos ambientes presentan distintos valores basados en anfibios:

- El PA a pesar de su baja diversidad, es un hábitat con especies exclusivas o casi exclusivas, algunas de ellas de valor para la conservación.
- El PB presenta una alta diversidad y abundancia y los datos sugieren que es usado por distintas especies con distintas estrategias reproductivas con cuerpos de agua de variada profundidad y permanencia. Este ambiente presenta especies con una alta ocupación (PSO) por lo que podría ser clave para la viabilidad de esas poblaciones.
- El BP es el hábitat con mayor riqueza, diversidad de anfibios. Es clave para especies que usan sitios con mayor permanencia de agua. El grado de modificación es más bajo que en los otros ambientes por lo que podemos suponer que la calidad de hábitat es mayor. Este ambiente presenta varias especies con una alta ocupación (PSO), por lo que podría ser clave para la viabilidad de esas poblaciones.
- Las especies muestran diferente grado de ocupación y abundancia entre los distintos ambientes, lo que deja en claro que la diversidad de unidades de vegetación y de humedales, sostiene las poblaciones de varios de los anfibios anuros presentes.

Los atributos de la comunidad de anfibios anuros y la proporción de sitios ocupados de las especies de anfibios del PNCdLP presentan cambios sustanciales a lo largo de los 10 años de estudio. Según los análisis realizados no se comprueba que exista una declinación general de los anfibios del PNCdP, ya que en la mayoría de los casos evaluados no se encontraron tendencias decrecientes. Si bien, para algunos autores, la amplia variabilidad propia de las poblaciones de anfibios y de los hábitats de humedal que estos usan, dificulta

identificar tendencias (Greenberg et al. 2018), creemos que en este caso las tendencias observadas a lo largo de 10 años nos permiten conocer con mayor certeza la situación de los anfibios en el área protegida. La marcada variación de la PSO en el tiempo en los tres ambientes (figuras 11, 12 y 13) sugiere que los factores ambientales que diferencian sus condiciones (topografía, fisonomía de la vegetación, mayor inundabilidad y disponibilidad de cuerpos de agua permanente y semi permanentes, entre otros) son *per se* altamente variables, al igual que la variabilidad propia de las poblaciones de anfibios. Esa variabilidad es un atributo propio del sistema estudiado que no parece afectar globalmente la diversidad y abundancia de los anfibios anuros en el área protegida.

Se puede afirmar así, que el PNCdP cumple su función de conservación para las especies de esta región. Esto es más relevante aún en la actualidad, en la que se observa un gran declive en Latinoamérica y el Caribe entre las poblaciones de peces, reptiles y anfibios (WWF 2020). Según el Informe Planeta Vivo 2020, para los anfibios las enfermedades serían el factor principal del declive en nuestro continente. Si este factor estuviera actuando marcadamente en el área generando una apreciable declinación de los anfibios, probablemente se hubieran observado más casos de tendencias decrecientes a lo largo de los 10 años de estudio.

El hecho de que las varias de las especies que mostraron tendencia creciente hayan sido aquellas que son comunes en sitios o zonas modificadas -incluso en ambientes urbanos- como *Leptodactylus latinasus* y *Boana pulchella*, podría indicar que existe algún proceso de pérdida de naturalidad o calidad de hábitat en curso.

Ciertas amenazas sobre los tres grandes tipos de ambientes, tales como disturbios extremos (sequías e inundaciones), incendios, contaminación y modificación del régimen hidrológico, destaca la importancia que en términos de conservación y monitoreo de la biodiversidad adquiere esta particular área protegida de la Argentina. Estas amenazas, daños o presiones, se vinculan a su vez con procesos que ocurren en su entorno a escala regional, tales como el incremento de la urbanización, las actividades industriales, y los cambios en las actividades agropecuarias tradicionales (APN 2015). En este sentido este estudio aporta información potencial para el desarrollo de indicadores ambientales.

Como síntesis de los resultados obtenidos se concluye que la riqueza específica y la estabilidad general de la diversidad y abundancia que se encontró en este estudio a lo largo de 10 años ha mostrado que el PNCdLP es un área de importancia para la conservación de anfibios en la región.

En cuanto a la metodología se considera que la misma ha sido útil para un estudio planteado a largo plazo en un contexto institucional de manejo y gestión, en el cual el personal involucrado debe cumplir con múltiples tareas y funciones. Las técnicas de relevamientos (con detección auditiva en transectas) han generado suficiente información sobre las comunidades de anfibios. Los parámetros de diversidad, abundancia y riqueza estimados por ambientes, junto con la proporción de sitios ocupados, permitieron conocer con mayor detalle a los anfibios anuros del parque. Los diez años de relevamientos permitieron estimar tendencias. Las técnicas con *multitrack* para el entrenamiento auditivo del personal participante, han sido un aporte innovador para la realización de este tipo de estudios.

5 RECOMENDACIONES

5.1 Recomendaciones generales

Es recomendable poner en valor la función del PNCdLP como área de importancia para conservación de anfibios en los contenidos educativos y de comunicación institucional, y dirigir parte de la gestión a conservar estos valores a largo plazo. Históricamente se ha focalizado mayormente en las aves y mamíferos, considerando sólo algunos factores “directos” que afectan las poblaciones de estos grupos como la caza, pesca, depredación por perros, entre otros, (Raffo, 2006). La particular función ecológica que desempeñan los anfibios en los ambientes de humedal y su utilidad como indicadores basados en especies y grupos ecológicos propuestos para cada ambiente (Codugnello, 2008), ponen en valor el monitoreo de anfibios con el fin de evaluar la efectividad del PNCdLP.

Es esencial la conservación efectiva de los tres ambientes. En el caso del pastizal de alto (PA) algunas acciones de manejo sugeridas son el incremento de la calidad de hábitat para los anfibios, la reintroducción de especies y el refuerzo de poblaciones. En el pastizal de bajo (PB) es clave el mantenimiento de la conectividad con los otros ambientes, la instalación o mejora de pasos de fauna para los anfibios en el terraplén de la vía de ferrocarril y en el camino Islas Malvinas, el manejo de la contaminación y las invasiones biológicas. En el bajo palustre (BP) las gestiones e iniciativas deberían focalizarse en el mantenimiento de la dinámica hidrológica y la protección de la integridad ecológica del humedal. En todos los casos será necesario establecer estudios específicos previos y proyectos de manejo con objetivos claros por comunidad o especie, evaluar su factibilidad y la necesidad de sumar la cooperación con organizaciones y entidades académicas para su desarrollo y evaluación.

La continuación de los monitoreos de anfibios y la conservación de este grupo de animales es prioritaria en la gestión del área. Los casos puntuales de tendencias decrecientes en el PNCdLP (*Scinax nasica*, *Rhinella fernandezae*, *Leptodactylus gracilis* y *Pseudis minuta* en algunos ambientes) deben ser considerados en los monitoreos, ya que podrían indicar que existe algún problema de conservación de esas especies o algún daño ambiental o pérdida de integridad ecológica en esos ambientes. El desarrollo de un protocolo de monitoreo de anfibios podría hacerse mediante un proceso de formulación conjunta con el personal del parque nacional para considerar en detalle las cuestiones logísticas y laborales.

En el caso de las especies que muestren tendencias negativas muy marcadas (incluyendo las especies “faltantes” o extintas localmente) podría evaluarse algunas acciones, tales como:

- Monitoreos sanitarios para detectar hongo critideo u otros factores como estrés químico (entre otros).
- Evaluación del estado del hábitat reproductivo y manejo para la mejora de la calidad hábitat
- Captura, cría y posterior liberación de larvas de los principales núcleos poblacionales dentro y en las inmediaciones del Parque, una vez superada la fase crítica de la metamorfosis

- Evaluación de efectos específicos de las actividades humanas en el entorno sobre las especies con tendencia negativa, tales como contaminación, modificación de cuencas, especies exóticas (principalmente peces), asilamiento, entre otros
- Campaña de concientización y conservación participativa en la zona de amortiguamiento y región

5.2 Ideas para futuras investigaciones

Considerando que la reproducción de los anfibios puede verse afectada por las variaciones de temperatura, las precipitaciones o la estacionalidad debido al cambio climático (Blaustein 2001; Carey 2003, Parmesan et al. 2003, Walls et al. 2013, Cayuela et al. 2016), y que se observa una tendencia a que los inviernos sean más cálidos, al adelanto de la primavera y el retraso del invierno en varias regiones del mundo, podemos suponer que la temporada reproductiva de los anfibios podría extenderse en el tiempo. Respecto a esto surgen algunas sugerencias:

- a. Estudiar si los anfibios muestran actividad reproductiva en otoño y en invierno, para conocer si la susceptibilidad de estas especies durante la reproducción se ha extendido en el tiempo.
- b. Incrementar el estudio y seguimiento de los efectos de eventos climáticos extremos y las modificaciones en la dinámica hidrológica de los humedales en el PNCdLP de modo que permita vincular los mismos a la ecología de la comunidad de anfibios. Por ejemplo, se observó durante el estudio que en los años muy secos (2008 y 2012), los anfibios del ambiente del bajo palustre (BP) han sido los más afectados en su actividad reproductiva. Los datos sobre especies exclusivas o casi exclusivas de ese ambiente, como *Pseudis minuta*, *Dendrosophus spp*, o *Scinax berthae* y *S. squalirostris* podrían ser el foco del monitoreo en esos casos.
- c. Ampliar el conocimiento de las especies que han mostrado un uso más específico de los ambientes o tendencias negativas a través de estudios específicos, las cuales podrían considerarse indicadoras de integridad ecológica o de estado de conservación y monitorear sus poblaciones con un esfuerzo mayor.

Durante el desarrollo del presente estudio han surgido distintas ideas sobre los anfibios que plantean estudios a escala regional.

- A. Relevamientos para el hallazgo de especies sin presencia confirmada o sin registro en años recientes, en el entorno del parque nacional.
- B. Identificar lugares “claves” en cuanto a la diversidad de anfibios (hotspots) en el entorno, con el fin de proponer medidas y acciones de conservación vinculadas a la gestión de la zona de amortiguamiento o que contribuyan a los objetivos de conservación de la biodiversidad en la región y a la conectividad del parque nacional.
- C. Ampliar los relevamientos realizados a sitios con distintos usos de la tierra tales como forestación, ganadería, turismo, urbanizaciones tipo “country”, entre otros, para efectuar un análisis comparativo que permita conocer cómo se comporta la diversidad de anfibios en relación con las actividades antrópicas en el entorno del parque nacional.

Durante el desarrollo de este trabajo se han producido una tesis de licenciatura para la carrera de Ciencias Biológicas de la FCEyN-UBA (Codugnello 2008) y se ha formulado y editado una guía de campo para la identificación de anfibios del área protegida y el PN El Palmar (Guzmán y Raffo 2011). Estos trabajos completan lo presentado en este informe,

y aportan a la continuación de estudios y monitoreos de los anfibios en el área protegida y su entorno.

6 OBSERVACIONES DE INTERÉS

Durante las recorridas efectuadas en los muestreos se realizaron algunas observaciones de interés:

- Durante una de las campañas se observó un insistente intento de depredación de una rana criolla (*Leptodactylus latrans*) en una zona encharcada sobre un pez (*Australoheros sp.*) que presentaba casi el mismo tamaño del anfibio. Luego de más de dos horas, al volver a transitar por ese lugar de regreso a las instalaciones, el anfibio aún seguía intentando deglutir al pez que difícilmente iba a poder tragar por su gran tamaño.
- En otra oportunidad se pudo observar y fotografiar a una mantis religiosa (*Stagmatoptera hyaloptera*) de gran tamaño que acababa de alimentarse de un juvenil de *Boana pulchella* (ver anexo fotográfico).
- Durante algunas recorridas con condiciones de sequía intensa en los cuales no había actividad reproductiva en el área de estudio, se realizaron visitas nocturnas en la márgenes inundables del Río Luján y la zona de Las Tosqueras comprobándose que estos sitios si contaban con cuerpos de agua o áreas encharcadas por desbordes o crecidas de las cuencas, donde sí había actividad reproductiva. Este hallazgo permite inferir que el área protegida sirve de zona reproductiva para los anfibios aún durante períodos de sequías intensas, en parte por su compleja estructura y dinámica hidrológica.
- Se constató en varias oportunidades que con temperaturas muy bajas (5 grados centígrados) *Boana pulchella* permanecía con una alta actividad reproductiva mientras que el resto de las especies presentes casi no mostraban actividad.
- Durante los extensos incendios del 2008, se observaron individuos de *Rhinella fernadezae* vivos en sus cuevas, las cuales presentaban sus bordes externos con el suelo arcilloso cocido por el intenso fuego, es decir con coloración y la rigidez de un trozo o laja de ladrillo.
- Se constató en esos años un importante avance de la carda *Dipsacus fullonum* en zonas de pastizal de bajo, ya que algunas transectas debieron ser reabiertas a machete de un año a otro porque quedaban intransitables o “tapadas” por el avance de esta especie. La especie invadió mayormente el PA donde se desarrolló un proyecto de restauración del pastizal pampeano. Se desconoce puntualmente los efectos que esta invasión biológica podría tener sobre la comunidad de anfibios, pero claramente se observó que afecta la fisonomía de la vegetación en el PB.
- En una oportunidad se verificó la existencia de eventos de reproducción masiva en rana criolla (*Leptodactylus latrans*), con cientos de individuos juveniles por banda de 30 metros incluso en el PA. La abundancia de juveniles era tan alta, que dificultaba el paso del personal que realizaba el muestreo, ya que era difícil no pisar a los pequeños anfibios que cubrían casi completamente el suelo. Se considera extraordinario este suceso por el enorme número de individuos, que ocupaban un área extensa en distintos ambientes, y porque solo se observó una vez a lo largo de 10 años. Además, el personal del parque nacional informó que no era un fenómeno común.

7 BIBLIOGRAFÍA

Administración de Parques Nacionales (APN) 2015. Plan de gestión de la Reserva Natural Otamendi 2016-2021. <https://sib.gob.ar/documentos>

Agostini, M.G.; Kacoliris, F.; Demetrio, P.; Natale, G.S.; Bonetto, C. y Ronco, A.E. 2012. Abnormalities in amphibian populations inhabiting agroecosystems from Northeastern of Buenos Aires Province, Argentina. *Diseases of Aquatic Organisms* 104: 163-171.

Ankley G. T., Degitz S.J., Diamond S.A., and Tietge J.E., 2004. Assessment of environmental stressors potentially responsible for malformations in North American anuran amphibians. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58 (2004) 7–16

Antoniazzi CE, López JA, Ghirardi R, Armando AP. 2019. Biología reproductiva de *Boana pulchella* y *Boana punctata* (Anura: Hylidae) en poblaciones simpátricas de humedales templados. *Caldasia* 41(2):245–256. doi: <https://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v41n2.76179>.

Bailey, L. L.; Simmons, T. R. y Pollock, K.H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14 (3): 692-702.

Bardier C., A. Canavero, y R. Maneyro, 2014. Temporal and Spatial Activity Patterns of Three Species in the *Leptodactylus fuscus* Group (Amphibia, Leptodactylidae). *South American Journal of Herpetology*, 9(2), 2014, 106–113 © 2014 Brazilian Society of Herpetology.

Becker C. G., Fonseca C.s R., Baptista Haddad C.F., Batista R.F., Prado P. I. 2007. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science*, Vol 318: 1775-1777 (December 2007). www.sciencemag.org

Berger L., Rick Speare, Peter Daszak, D. Earl Green, Andrew A. Cunningham, C. Louise Goggin, Ron Slocumbe, Mark A. Ragan, Alex D. Hyatt, Keith R. McDonald, Harry B. Hines, Karen R. Lips, Gerry Marantelli, y Helen Parkes, 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Population Biology*, Vol. 95, pp. 9031–9036, July 1998

Bilenca, D.; Miñarro, F. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, 2004. 323 p. ISBN: 950-9427-11-X.

Blaustein A.R. and Wake D.B. 1990. Declining amphibian populations: A global phenomenon? *Trends in Ecology and Evolution*. 5(7): 203-204.

Blaustein A.R. 1994. Chicken little or nero's fiddle? a perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica*, 50(1), 85-97.

Blaustein A.R., Wake D.B., 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Sci. Am.* 272:52–57.

Blaustein, A. R., L. K. Belden, D. H. Olson, D. M. Green, T. L. Root y J. M. Kiesecker, 2001. Amphibian breeding and climate change. *Conserv. Biol.* 15: 1804–1809.

Blaustein A. R. and Bancroft B. A. 2007. Amphibian Population Declines: Evolutionary Considerations. *BioScience*. Vol. 57 No. 5. [www. http://www.biosciencemag.org/](http://www.biosciencemag.org/)

Blaustein L. 1999. Oviposition site selection in response to risk of predation: Evidence from aquatic habitats and consequences for population and community structure. Pages 441–456 in Wasser SP, ed. *Evolutionary Theory and Processes: Modern Perspectives*. Springer.

Bó, R.F. y Malvárez A.I. 1999. El pulso de inundación y la biodiversidad en humedales, un análisis preliminar sobre el efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. En: Malvárez A.I. (Ed.). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) MAB/UNESCO. Montevideo, Uruguay, pp. 147-168.

Bó R.F., Quintana R.D. y Kalesnik F. 2002. La vegetación y la fauna silvestre de la porción terminal de la Cuenca del Plata. Consideraciones biogeográficas y ecológicas. En: J.M. Borthagaray (Ed.). *El Río de la Plata como territorio*. Ediciones FADU, FURBAN e Infinito, Buenos Aires, Argentina. Pp. 99-124.

Bó, R. F., Kalesnik F. y Madanes N. 2004. Aspectos referidos a estructura y funcionamiento: funciones, valores, manejo y gestión de humedales. En: Malvárez A. I. y R. F. Bó (comp.). *Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. FCEyN-UBA, Ramsar, USFWS y USDS. Buenos Aires. Pp. 95-105.

Bó R. F. y Quintana R. D. 2013. Patrones de uso de la fauna silvestre por las sociedades humanas originarias en los humedales del delta del Río Paraná y sectores adyacentes. *Cuadernos del Instituto Nacional de Antropología y Pensamiento Latinoamericano - Series Especiales* 1:149-167.

Both C, Kaefer I.L., Santos T.G., Cechin S.T.Z. 2008. An austral anuran assemblage in the Neotropics: seasonal occurrence correlated with photoperiod. *J. Nat. Hist.* 42:205–222.

Boulmier, T., J.D. Nichols, J.R. Sauer, J.E. Hines y K.H. Pollock, 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*, 79 (3): 1018 - 1028.

Braña, F., Frechilla, L. y Orizaola, G. 1996. Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal* 6, 145-148.

Bradley G.A., Rosen P.C., Sredl M.J., Jones T.R., Longcore J.E. 2002. Chytridiomycosis in native Arizona frogs. *J Wildl Dis* 38:206–212.

Burkart, R.N., Bárbaro O., Sánchez R.O. y Gómez D.A. Eco-regiones de la Argentina. 1999. Administración de Parques nacionales y Programa Desarrollo Institucional Ambiental, Buenos Aires, 42 pp.

Burnham K. P., Anderson D. R. 1976. Biometrics Mathematical Models for Nonparametric Inferences from Line Transect Data, Vol. 32, No. 2., pp. 325-336.

Buxton V. L. y Sperry J. H. 2017. Reproductive Decisions in Anurans: A Review of How Predation and Competition Affects the Deposition of Eggs and Tadpoles. BioScience • January 2017 / Vol. 67 No. 1 <http://bioscience.oxfordjournals.org>

Canavero A., Arim M., Naya D.E., Camargo A., Rosa I., and Maneyro R. 2008. Calling activity patterns in an anuran assemblage: the role of seasonal trends and weather determinants. North-Western Journal of Zoology Vol. 4, No. 1, 2008, pp.29-41

Canavero A. and Arim M. 2009. Clues supporting photoperiod as the main determinant of seasonal variation in amphibian activity. Journal of Natural History, 43: 47, 2975- 2984.

Canevari 1989. M. Anfibios del Delta: estrategias de reproducción. Ciencia Hoy. Vol 1. 1: 74-78.

Cano P. D. y Leynaud G. C. 2009. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco) Eur J Wildl Res DOI 10.1007/s10344-009-0335-7

Cayuela, H., D. Arsovski, E. Bonnaire, R. Duguet, P. Joly, and A. Besnard. 2016. The impact of severe drought on survival, fecundity, and population persistence in an endangered amphibian. Ecosphere 7(2): e01246. 10.1002/ecs2.1246

Cei, J.M. 1980. Amphibians of Argentina. Monit. Zool. Ital. Monogr. 2: 1-690.

Chichizola, S.E. 1993. Las comunidades vegetales de la Reserva Natural Estricta Otamendi y sus relaciones con el ambiente. Parodiana, 8(2): 227 - 263.

Christensen, K. 1985. The linnear interval method for determining habitat selection of riparian wildlife species. En: USDA Forest Service, General Technical Report RM-120 of the First North American Riparian Conference, Tucson, Arizona. Pp. 101 -104.

Codugnello N.B. 2007. Estudios de diversidad y uso de hábitat de anfibios anuros en la Reserva Natural Otamendi (Campana, Provincia de Buenos Aires). Tesis de licenciatura. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ecología, Genética y Evolución.

Cox D. R. and A. Stuart, 1955. Some Quick Sign Tests for Trend in Location and Dispersion. Biometrika, Vol. 42, No. 1/2 (Jun.,1955), pp. 80-95. Published by: Oxford University Press on behalf of Biometrika Trust. Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/2333424>

Cox, D.R., Lewis, P.A.W. 1968. The Statistical Analysis of Series of Events, Methuen y Co., Whitstable,

Currie, D.J., 1991. Energy and large-scale patterns of animal- and plantspecies richness. Am. Nat. 137, 27–49

Cushman S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation 128 (2006) 231 – 240.

Daniel, W. W. 1995. Biostatistics: A Foundations for Analysis in the Health Sciences. Wiley & Sons, New York, 6th ed. 780 pp.

Daszak P., Berger L., Cunningham A.A.; Hyatt A.D., Green D.E. and Speare R. 1999. Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. Emerging Infectious Diseases, Vol. 5, No. 6.

Dayton G.H. y Fitzgerald L. A. 2001. Competition, predation, and the distributions of four desert anurans. Oecologia (2001) 129:430–435 DOI 10.1007/s004420100727

Delis P. R., Mushinsky H.R. y McCoy E.D 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. Biodiversity and Conservation 5: 1579-1595.

Díaz-García J. M., Pineda E., López-Barrera F. y Moreno C. E. 2017. Amphibian species and functional diversity as indicators of restoration success in tropical montane forest. Biodiversity Conservation. 26:2569–2589.

Duellman, W.E. y L. Trueb. Biology of amphibians. 1986. The John Hopkins University Press, Baltimore y Londres. 696 pp.

Eberhardt, L.L. 1968. A preliminary appraisal of line transects. J. Wildl. Manage. 32(1): 82-88.

Eberhardt, L.L. 1978. Transect methods for population studies. J. Wildl. Manage. 42(1): 1-31.

Eterovick P. y Sazima I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. Amphibia-Reptilia 21: 439-461.

Fisher M.C., Garner T.W.J., and Walker S.E. 2009. Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. Annual Review of Microbiology 63: 291–310

Gallardo J.M. Anfibios argentinos. Guía para su identificación. 1987. Biblioteca Mosaico, Buenos Aires, 98 pp.

- Gascon, C. 1991. Population- and community-level analysis of species occurrences of central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72: 1731–1746
- Gaston, K., Blackburn, T., Greenwood, J., Gregory, R., Quinn, R., and Lawton, J. 2000. Abundance–occupancy relationships. *J. Appl. Ecol.* 37, 39–59. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x
- Gates, C.E. 1969. Simulation study of estimators for the line transect sampling method. *Biometrics* 25:317-328.
- Guzmán, A. y L. Raffo 2011. Guía de los Anfibios del Parque Nacional El Palmar y la Reserva Natural Otamendi. Editorial APN. 104p.
- Niemi G. J. and McDonald M. E., 2004. Application of Ecological Indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2004. 35:89–111 doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132
- Gibbs J.P., 1993. Importance of small wetland for the persistence of local populations of wetland associated animals. *Wetlands* 13:25–31
- Gibbs J. P 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13: 263–268, 1998.
- Gibbons J. W., Scott D. E., Ryan T. j., Buhlmann K. A., Tuberville T. D., Metts B. S, Greene J. L., Mills T., Leiden Y., Poppy S. and Winne C. T. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* Vol. 50 No. 8.
- Graziani, M. y L. Raffo. 2004. Reserva Natural Otamendi. En: Bilenca, D. y F. Miñarro. Identificación de áreas valiosas de pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Pp. 112-113.
- Green D. M., 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111 (2003), 331–343.
- Greenberg C.H., Zarnoch S.J. y Austin J.D. 2018. Long term amphibian monitoring at wetlands lacks power to detect population trends. *Biological Conservation*, Volume 228, December 2018, Pages 120-131
- Guyer C., Bailey M. A. 1993. Amphibians and Reptiles of Longleaf Pine Communities. In: The Longleaf Pine Ecosystem: ecology, restoration, and management. Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference, No. 18,
- Guzmán A. y Raffo L. 2011. Guía de los Anfibios del Parque Nacional el Palmar y la Reserva Natural Otamendi. Buenos Aires: Editorial APN, 2011. --; 104 pp.; 21x15 cm.
- Haene E. y Pereira J. 2003. Fauna de Otamendi. Inventario de los animales vertebrados de la Reserva Natural Otamendi. Temas de Naturaleza y conservación. Temas de

Naturaleza y Conservación N°3. Aves Argentinas, Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.

Hartel T., Nemes S., Cogalniceanu D., O'llerer K., Schweiger O., Moga C., Demeter L. 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-006-0490-8.

Hayes T.B., Falso P., Gallipeau S. 2010. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *The Journal of Experimental Biology* 213: 921–933.

Heinzenknecht G. 2005. Impacto de “el niño” y “la niña” sobre las precipitaciones. Subproyecto “Riesgo y seguro agropecuario”. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina. Informe Inédito. http://www.ora.gov.ar/informes/enso_precipitaciones.pdf

Hemesath, L. M. 1998. Iowa's frog and toad survey, 1991–1994. 206–216 , in Status and conservation of Midwestern amphibians.. M. J. Lannoo, editor. University of Iowa, Iowa City, USA.

Heyer, W.R., 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press. Nueva York y Washington. 364 pp.

Hill M. O. 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences *Ecology*, Vol. 54, No. 2. pp. 427-432.

Hocking D. J. and Babbitt K. J. 2014. Amphibian Contributions to Ecosystem Services. *Herpetological Conservation and Biology* 9 (1):1–17.

Hopkins W.A. 2007: Amphibians as models for studying environmental change. *Ilar. J.* 48: 270-277.

Jacob C., Poizat G., Veith M., Seitz A. y Crivelli A. J. 2003. Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* 499: 51–61.

James P. C. and Storfer A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* (2003) 9, 89–98.

Jansen A. y Healey M., 2003. Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation* 109 (2003) 207–219.

Jongsma, G. F. M., Hedley, R. W., Durães, R. & Karubian, J. 2014. Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the Mache-Chindul Reserve, northwest Ecuador. *Herpetologica*. 70, 34–46.

Knapp R. A. y Matthews K. R., 2000. Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. *Conservation Biology*, (428-438) Volume 14, No. 2, April 2000.

Keddy P.A., 2000. *Wetland ecology: Principles and conservation*. Cambridge University Press, New York, NY, p 614

Kerby J. L., Richards-Hrdlicka K. L., Storfer A., Skelly D. K., 2010. An examination of amphibian sensitivity to environmental contaminants: are amphibians poor canaries? *Ecology Letters*, Volume 13, Issue 1 January 2010 pp. 60-67. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01399.x>

Kiesecker J. M., Blaustein A. R., Belden Lisa K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* | vol 410 | www.nature.com

Kopp K. y Eterovick P.C., 2006. Factors influencing spatial and temporal structure of frog assemblages at ponds in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 2006; 40(29-31): 1813–1830

Kruskal W. H. y Wallis W. A., 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260): 583–621.

Lajmanovich, R. C. 1991. Batracofauna del valle de inundación del río Paraná. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*. 22: 69-78.

Lehtinen E., Pulkkinen U. y Pom K., 1997. *Statistical Trend Analysis Methods for Temporal Phenomena*. Swedish Nuclear Power Inspectorate (SKI). Informe inédito.

Lescano J. N. 2018. ¿*Rhinella achalensis* en declinación? Observaciones sobre el estado actual de las poblaciones del Sapo de Achala. *Cuad. herpetol.* 32 (1): 15-22.

Lips K. R., Burrowes P. A., Mendelson J. R., Parra-Olea G., 2005. Amphibian Population Declines in Latin America: A Synthesis. *Biotropica* 37(2): 222–226.

Lizarraga L. y Lipori Mariana 2020. Caracterización de la situación de incendios en las áreas protegidas nacionales de Argentina, a partir de focos de calor MODIS y VIIRS - periodo 2003-2019. SIB -APN, informe inédito.

Lotz, A. y Allen, C. R., 2007. Observer Bias in Anuran Call Surveys. USGS Staff -- Published Research. 13. <https://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/13>

Ludwig, J. A., and Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing*. Wiley-Interscience Pub., New York.

Martínez-Solano I., I. J. Barbadillo y M. Lapeña 2003. Effect of introduced fish on amphibian species richness and densities at a montane assemblage in the Sierra de Neila, Spain. *Herpetological Journal*, Vol. 13, pp. 167-173.

Matt R. W., Lips K. R., Pringle C. M., Kilham S. S., Bixby R. J. Brenes R., Connelly S., Colon-Gaud C. J., Hunte-Brown M., Hurny A.D., Montgomery C. y Scott P., 2006. The effects of amphibian population decline on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*.

MacKenzie, D. I. y Nichols, J. D., 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27.1: 461–467.

MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droedge, J. A. Royle y C.A. Langtimm. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. 2002. *Ecology*, 83 (8): 2248 - 2255.

Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Morin PJ (1983) Predation, competition, and the composition of anuran guilds. *Ecol Monogr* 53:119–138

Ochoa-Ochoa L. M., Rodríguez P., Mora F., Flores-Villela O., Whittaker R. J. 2012. Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. *Biological Conservation* 150 (2012) 94–102.

Parmesan C. and Yohe G. 2003. A globally coherent finger print of climate change impacts across natural systems. *Nature*, Vol 421. www.nature.com/nature.

Parris K.M., 1999. Review: Amphibian survey in forest and woodlands. *Contemporary Herpetology*. 1:1-20.

Pearman P.B. 1997. Correlates of Amphibian Diversity in an Altered Landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11:1211-1225.

Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307.

Pechmann JH, Scott DE, Gibbons JW, Semlitsch RD. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands Ecol Manage* 1:3-11.

Pechmann JH. 1991. Declining amphibian populations: The problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253:892-895.

Peltzer P. M.y Lajmanovich R. C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the Middle Parana´ River, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 13: 1833–1842, 2004.

Pereira J. y Haene E. 2003. Anfibios de la Reserva Natural Otamendi. En: Haene, E. y J. Pereira. *Fauna de Otamendi. Inventario de los animales vertebrados de la Reserva*

Natural Otamendi, Campana, Buenos Aires, Argentina. Temas de Naturaleza y Conservación. Aves Argentinas/ AOP, Buenos Aires. Pp. 29-36.

Phillips, J. 1990. Where have all the frogs and toads gone? BioScience. 40: 422 - 424.

Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity, John Wiley y Sons, New York.

Plenderleith T. L., D. Stratford, G.W. Lollback, D. G. Chapple, R. D. Reina, and J-M. Hero, 2017. Calling phenology of a diverse amphibian assemblage in response to meteorological conditions. International Journal of Biometeorology. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1490-2>.

Price S.J., T. W.J. Garner, R. A. Nichols, F. Balloux, C. Ayres, A. Mora-Cabello de Alba and J. Bosch, 2014. Collapse of Amphibian Communities due to an Introduced Ranavirus. Current Biology Vol 24 N° 21.

Raffo, L. 2005. Estudio y monitoreo de la diversidad de anfibios anuros en la Reserva Natural Otamendi. Dirección Nacional de Conservación. Administración de Parques Nacionales. Informe Inédito. 10 pp.

Raffo, L. 2006. Estudio y monitoreo de la diversidad de anfibios anuros en la Reserva Natural Otamendi. Dirección Nacional de Conservación. Administración de Parques Nacionales. Informe Inédito. 15 pp.

Relyea R.A. and Diecks N. 2008. An unforeseen chain of events: lethal effects of pesticides on frogs at sublethal concentrations. Ecological Applications 18: 1728–1742

Sanchez, L. C.; Lajmanovich, R. C.; Peltzer, P. M.; Manzano, A. S.; Junges, C. M.; Attademo, A. M. 2014. First evidence of the effects of agricultural activities on gonadal form and function in *Rhinella fernandezae* and *Dendropsophus sanborni* (Amphibia: Anura) from Entre Ríos Province, Argentina. Acta Herpetologica 9(1): 75-88.

Semlitsch, R.D., Scott, D.E., Pechmann, J.H.K. y Gibbons, J.W., 1996. Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond (eds M.L. Cody y J.A. Smallwood), pp. 217– 248. Long-term Studies of Vertebrate Communities. Academic Press, San Diego, CA, USA.

Semlitsch, R. D 2000. Principles for management of aquatic breeding amphibians. Journal of Wildlife Management 64:615–631.

Semlitsch R.D., Peterman W.E., Anderson T.L., Drake D.L., Ousterhout B.H. 2015. Intermediate Pond Sizes Contain the Highest Density, Richness, and Diversity of Pond-Breeding Amphibians. PLoS ONE 10(4): e0123055. doi: 10.1371/journal.pone.0123055.

Sewell D. and R. A. Griffiths, 2009. Can a Single Amphibian Species Be a Good Biodiversity Indicator? Diversity 2009, 1, 102-117; doi:10.3390/d1020102. <https://www.mdpi.com/journal/diversity>.

- Silva R. A., Martins I. A. y. Rossa-Feres D. 2011. Environmental heterogeneity: Anuran diversity in homogeneous environments. *Zoologia* 28 (5): 610–618.
- Skelly D. K., Werner E. E., y Cortwright S. A. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology*, 80(7), 1999, pp. 2326–2337.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf 1979. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume Ediciones. Madrid. 832 pp.
- Sprent, P. N.C. Smeeton 2001. *Applied nonparametric statistical methods*. 3rd Ed. Chapman y Hall/CRC texts in statistical science series. www.crcpress.com.
- Sprent, P. y N. Smeeton. 2007. *Applied nonparametric statistical methods*. 4th Ed. Chapman and Hall/CRC. <https://books.google.com.ar/>.
- Statsoft 2002. *Statistica (Data Analysis Software System and Computer Program)*. Versión 7. StatSoft, Inc., Tulsa, OK.
- Straneck, R. E., Varela de Olmedo y G. Carrizo, 1993. *Catálogo de voces de anfibios argentinos*. Tomo I. LOLA, Buenos Aires, 128 pp. y cassette.
- Stuart S.N., Chanson J. S., Cox N. A, Young B. E., Rodrigues A. S.L., Fischman D.L., Waller R. W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. www.sciencexpress.org / 14 October 2004 / Page 1/ 10.1126/science.1103538
- Suárez, R.P., Zaccagnini, M.E., Babbitt, K.J., Calamari, N.C., Natale, G.S., Cerezo, A., Codugnello, N., Boca, T., Damonte, M.J., VeraCandioti, J., 2016. Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. *Landscape Ecology* 31, 2485-2505.
- Sutherland, W. 1997. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge y Melbourne. 448 pp.
- Tellería J.L. 1986. *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Universidad Complutense, Editorial Raíces, Madrid.
- Vaira M., Pereyra L. C., Mauricio S. A., and Bielby J., 2017. Conservation status of Amphibians of Argentina: An update and evaluation of national assessments. *Amphibian y Reptile Conservation*. 11(1) [General Section]: 36–44 (e135). En www.amphibian-reptile-conservation.org
- Vallan D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* (2002) 18:725–742.
- Vos, C.C. y Stumpel A.H.P. 1996. Comparison of habitat isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology*. 11: 203-214.

Vredenburg V. T., Knapp R. A., Tunstall T. S., y Briggs C. J. 2010. Dynamics of an emerging disease drive large-scale amphibian population extinctions. PNAS May 25, 2010 107 (21) 9689-9694; <https://doi.org/10.1073/pnas.0914111107>

Waddle J. H., 2006. Use of Amphibians as Ecosystem Indicator Species. A dissertation presented to the graduate school of the University of Florida in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. University of Florida. http://etd.fcla.edu/UF/UFE0016760/waddle_j.pdf

Wake D. B. and Vredenburg V. T. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. 11466–11473, PNAS, August 12, 2008 Vol. 105 Suppl. 1. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0801921105

Walls S. C., Barichivich W. J., and Brown M. E. 2013. Drought, Deluge and Declines: The Impact of Precipitation Extremes on Amphibians in a Changing Climate. Biology 2013, 2, 399-418; doi:10.3390/biology2010399

Welsh H. H. and Ollivier L. M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. Ecological Applications, 8(4), 1998, pp. 1118–1132 q 1998 by the Ecological Society of America.

Whittaker K., Koo M. S., Wake D. B., and Vredenburg V. T. 2013. Global Declines of Amphibians. In: Levin S.A. (ed.) Encyclopedia of Biodiversity, second edition.

Williams, J. D. 1991. Anfibios y Reptiles. Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales de la evaluación ambiental. Buenos Aires, C.I.C. 21 pp.

Woodward BD (1983) Predator-prey interactions and breeding pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. Ecology 64:1549–1555.

WWF 2020. Informe Planeta Vivo 2020 <https://livingplanet.panda.org/>

Young B., Lips K., Reaser J., Ibáñez R., Salas A., Cedeño R., Coloma L., Ron S., LaMarca E., Meyer J., Muñoz A., Bolaños F., Chávez G., and Romo D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. Conservation Biology 15:1213–1223.

ANEXO I

Entrenamiento para el reconocimiento auditivo de anfibios anuros

Técnica propuesta

Las voces de anfibios permiten distinguir a las especies y constituyen un carácter distintivo en la mayoría de los casos. Existen registros de voces para la mayoría de las especies, tanto en ediciones con soportes físicos como en *cassette* o CD (Stranek 1993), o en la web como por ejemplo en la base de datos <https://amphibiaweb.org>.

Con frecuencia el investigador para poder distinguir las distintas especies en el campo tendrá que oír repetidamente un audio o una lista de audios de distintas especies para aprender a distinguirlas, utilizando un reproductor de audio y dando “*play*” repetidas veces al archivo de audio de cada especie. Ese registro sonoro o audio idealmente contiene la voz de un solo individuo, pero no siempre es el caso. Este ejercicio realizado repetidas veces, puede ayudar a que el interesado aprenda a asociar un patrón sonoro con una especie, lo que va a permitir reconocer su presencia en el campo.

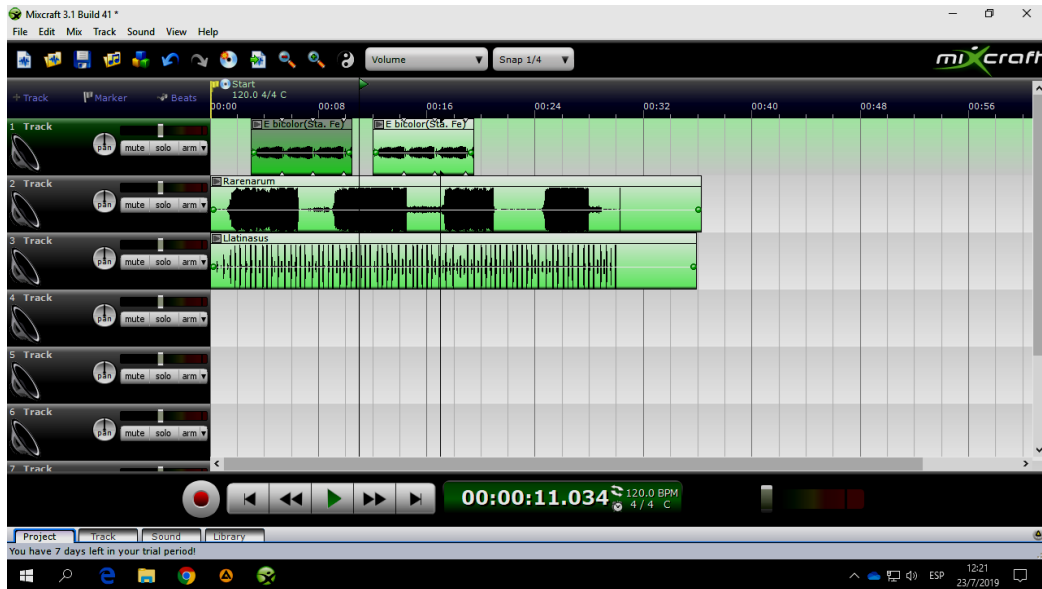
Sin embargo, durante las campañas de relevamiento de anfibios, los sonidos con los que se encuentra un investigador o persona que escucha son más complejos. Normalmente se va a encontrar con coros mono o multi específicos los cuales aumentan la dificultad para identificar especies y estimar el número de individuos. Por esa razón es que puede usarse un software multipista para componer virtualmente coros con distintas combinaciones de especies cantando al unísono, mezclando voces en distinto número de individuos y especies. Esto es útil para entrenar a las personas que participan de los relevamientos y para estimar la capacidad de identificación de especies y número de individuos en estudios de comunidades.

Las herramienta disponibles para esto son los software multipista de uso libre. Uno de ellos es el software Mixcraft (Acoustica Inc. 2005) fácilmente accesible por web y factible de ser instalado en distintos sistemas operativos para PC.

Composición de coros a partir de registros simples de voces de anfibios

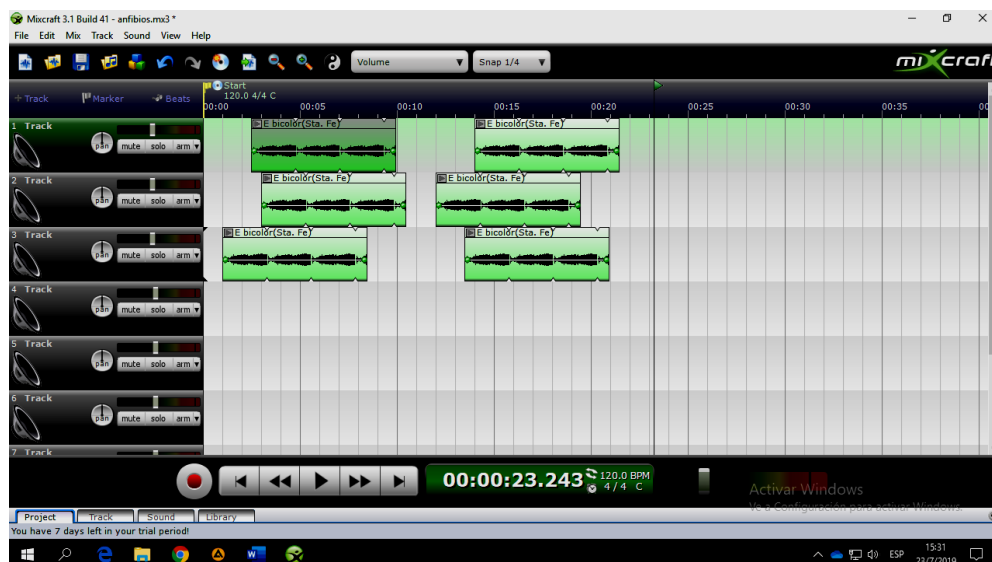
Una vez abierto el programa multipista (Mixcraft), haremos click en el icono  y se abrirá una ventana de búsqueda para agregar un archivo de sonido en la pista o track en el que esté parado el cursor. De este modo podemos agregar la voz de una especie de anfibio que tendremos en nuestro archivo en formato Mp3. Los archivos son visibles en la pantalla como bloques rectangulares con la gráfica de la onda sonora (oscilograma). Estos canales pueden replicarse en un canal distinto para generar un dúo, o trio de ranas cantando, usando “*duplicate track*”. Para esto es recomendable que los audios en distintos canales no coincidan en el tiempo, es decir que tenemos que correr uno respecto al otro un poco a la derecha o a la izquierda (sosteniendo y moviendo con botón principal del *mouse* el oscilograma) para que parezcan individuos diferentes que comienzan a cantar en segundos diferentes. Así logramos emular o simular un coro mono específico.

En el caso de emular coros multi específicos abriremos los audios de las distintas especies en una misma sesión, y repetiremos las operaciones de replicación y corrimiento en el tiempo para todas las especies que queramos mezclar para componer un coro multi específico. Una vez abiertos los audios de las distintas especies podemos multiplicar los audios de cada especie para aumentar el número de individuos, o repetir las voces de corta duración cortando y pegando en la misma línea o canal de audio para que la duración del audio de las distintas especies sea similar, generando un número virtual de “individuos” cantando (ver la siguiente figura). Se puede acceder a numerosos tutoriales en youtube para aprender el manejo de Mixcraft.



En la figura observamos un coro virtual con *Elachistocleis bicolor*, repetido con copiado y pegado ya que se trata de un audio de corta duración, mezclado con un registro sonoro de la voz de *Rhinella arenarum* y *Leptodactylus latinasus*. Este podría ser un coro de tres especies con un individuo cada una, factible de oír en el terreno luego de una gran lluvia en un ambiente de pastizal pampeano sin cuerpos de agua permanente, tal vez cercano a un casco de estancia, puesto ganadero o sitio similar.

Es interesante la posibilidad de controlar el número de individuos cantando y así saber qué número de individuos podemos distinguir en un coro. En la siguiente figura vemos un coro virtual de tres individuos de *Elachistocleis bicolor*.



Cada coro generado puede ser guardado como proyecto en un formato propio de esta aplicación usando el icono 

Protocolo para aplicar la técnica a un estudio

Los pasos para poder realizar un entrenamiento para el reconocimiento auditivo de voces de anfibios con software multi pista son los siguientes:

1. Conseguir registros sonoros o audios de cantos de las distintas especies de anfibios presentes o a confirmar presencia en al área de estudio, que en lo posible contengan la voz de un individuo clara y distinguible en formato wav o mp3 de alta calidad.
2. Bajar e instalar un software multipista desde la web (Mixcraft está disponible en versión libre, por ejemplo) e indagar en los tutoriales disponibles en la web para comprender su manejo básico.
3. Abrir los audios en el programa multipista componiendo distintos coros. Estos coros deberían combinar especies que compartan los mismos hábitats o ambientes ya que así componemos coros posibles de ser escuchados en el campo. También podemos duplicar el canto de una misma especie para entrenarse en el reconocimiento del número de individuos cantando.
4. Antes de realizar los relevamientos pueden escucharse primero los cantos individuales para reconocer las especies y luego los coros para entrenarse en el discernimiento de las distintas especies que cantan mezcladas en un coro multi específico similar a los coros que se oirán en el campo, o en el número de individuos presentes en el campo.
5. Los coros pueden modificarse en el mismo momento del entrenamiento, silenciando una especie u otra o aumentando el número de canales o *tracks* de un especie en particular para simular el aumento o decremento del número de individuos en el coro.

Una observación: se ha hallado en algunas combinaciones particulares de especies en un coro multi específico virtual, que algunas especies “desaparecen” o son muy difíciles de distinguir. Esto significa que la audición de una especie puede ser bloqueada o interferida por los sonidos de las voces de las otras especies. Se encontró esto para *Scinax squalirostris* cuando se la combina en un coro con *Scinax berthae* y *Boana pulchella*. ¿Esto podría suceder en el campo también?

Sin embargo, la interferencia hallada podría indicar que el reconocimiento auditivo de algunas especies en coros multi específicos podría no cumplir con el supuesto de que todas las especies son susceptibles de ser detectadas. Se sugiere aquí que las simulaciones de coros multi específicos podrían servir para estudiar la interferencia acústica entre distintas especies.

Para consultas sobre esta técnica escribir a lraffo@apn.gob.ar o lraffo2004@yahoo.es

ANEXO II

Documentación fotográfica



Algunas de las especies observadas durante los relevamientos o registradas por personal de parque. En orden de lectura: *Rhinella fernandezae*, *Pseudis minuta*, *Leptodactylus latrans*, *Scinax nasica* y, *Boana puchella* en amplexo. La última imagen es de *Physalaemus fernandezae* no registrada durante los relevamientos, pero sí por el personal del parque nacional. Créditos: de la primera a la cuarta son fotos del proyecto. La quinta foto es de Cynthia Bandurek. La última foto fue tomada por Liliana Ciotek.



Participantes del proyecto con indumentaria y equipo para el mantenimiento de transectas y los relevamientos
(Fotos Cynthia Bandurek y Mariana Mendez)



Una de las observaciones poco ordinarias: una mantis (*Stagmatoptera hyaloptera*) acababa de comer un juvenil de *Boana pulchella*.



República Argentina - Poder Ejecutivo Nacional
2020 - Año del General Manuel Belgrano

Hoja Adicional de Firmas
Informe gráfico

Número:

Referencia: INFORME DE ESTUDIOS ECOLÓGICOS DE LAS COMUNIDADES DE ANFIBIOS DEL PN
CIERVO DE LOS PANTANOS - LEONARDO RAFFO

El documento fue importado por el sistema GEDO con un total de 51 pagina/s.