

TESIS DOCTORAL

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

LA FRAGMENTACIÓN DE HABITAT Y SU INFLUENCIA
EN LA DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS
ANUROS DE ÁREAS ECOTONALES DE LOS DOMINIOS
FITOGEOGRÁFICOS AMAZÓNICO Y CHAQUEÑO.

Lic. Paola M. Peltzer

Director: Dr. Néstor G. Basso

2006

ACRÓNIMOS

A: Área de cada sitio	LO: <i>Leptodactylus ocellatus</i>
AA: Áreas agrícolas	LP: <i>Leptodactylus podicipinus</i>
AD: <i>Adenomera diptix</i>	MC: <i>Melanophryniscus cupreuscapularis</i>
AGR: Agroecosistema	MK: <i>Melanophryniscus klappenbachi</i>
APC: Análisis de componentes principales	N: Número absoluto
ACC: Análisis de Correspondencia Canónica	NDVI: Índice de vegetación normalizado
AU: Áreas urbanas	NS: No significativo
BA: <i>Bufo arenarum</i>	OA: <i>Odontophrynus americanus</i>
BB: <i>Bufo bergi</i>	OCA: Origen cuerpo de agua
BF: <i>Bufo fernandezae</i>	OT: Otras tierras
BGM: <i>Bufo granulatus major</i>	OTF: Otras tierras Forestales
BP: <i>Bufo schneideri</i>	OTU: Unidad Taxonómica Operativa
CC: <i>Ceratophrys cranwelli</i>	PA: <i>Physalaemus albonotatus</i>
CP: Componente Principal	PB: <i>Physalaemus biligonigerus</i>
DCU: Distancia al centro urbano más cercano	PF: <i>Physalaemus falcipes</i>
DR: Distancia a ruta principal	pH: pH
DRMC: Distancia al remanente más cercano	PH: <i>Phyllomedusa hypochondrialis azurea</i>
E: Equitatividad	PM: Profundidad media cuerpo de agua
EB: <i>Elachistocleis bicolor</i>	PPO: <i>Pseudis paradoxus occidentalis</i> ,
H: Diversidad	PPP: <i>Pseudis paradoxus platensis</i>
HID: Hidroperíodo	PR: <i>Physalaemus riograndensis</i>
HN: <i>Hyla nana</i>	PRED: Potenciales Predadores Acuáticos
HP: <i>Hyla pulchella</i>	PS: <i>Physalaemus santafecinus</i>
HPU: <i>Hyla punctata rubrolineata</i>	PV: <i>Phrynohyas venulosa</i>
HR: <i>Hyla raniceps</i>	R: Riqueza específica
HS: <i>Hyla sanborni</i>	R-CH: Remanente Chaco Húmedo
ID: Índice de disturbio	R-E: Remanente Espinal
INTD: Interdistancia	REPR: Reproducción
IVDN: Índice de vegetación normalizado	RP: Régimen pluviométrico
LCH: <i>Leptodactylus chaquensis</i>	R-SM: Remanente Selvas Mixtas
LE: <i>Leptodactylus elenae</i>	RT-CH-SM: Remanente transicional Chaco húmedo-Selvas Mixtas
LG: <i>Leptodactylus gracilis</i>	RT-E-SM: Remanente Espinal-Selvas Mixtas
LL: <i>Leptodactylus latinasus</i>	SA: <i>Scinax acuminatus</i>
LLI: <i>Lysapsus limellus</i>	SB: <i>Scinax berthae</i>
LM: <i>Leptodactylus mystacinus</i>	

SE: Desviación estándar

SF: *Scinax fuscomarginatus*

SH: Sistema hidrográfico

SIA: Sistema de información de anfibios

SIG: Sistema de información geográfica

SN: *Scinax nasicus*

SSQ: *Scinax squalirostris*

T: Turbiedad agua

TA: Temperatura media aire

TW: Temperatura media agua

U: Sitio urbano

VEG: Índice de Vegetación

VNA: Vegetación natural alta

VNB: Vegetación natural baja

VR: Vera de ruta

%TA: Porcentaje tierras agrícolas adyacentes

%TF: Porcentaje tierras forestales adyacentes

%TU: Porcentaje tierras urbanas adyacentes

%VA: Porcentaje Vegetación Arbustiva

%VAR: Porcentaje Vegetación Arbórea

%VH: Porcentaje Vegetación Herbácea

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO**

**LA FRAGMENTACIÓN DE HABITAT Y SU INFLUENCIA EN LA
DIVERSIDAD Y DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS ANUROS
DE ÁREAS ECOTONALES DE LOS DOMINIOS FITOGEOGRÁFICOS
AMAZÓNICO Y CHAQUEÑO.**

Por

Paola Mariela Peltzer

Director: Dr. Néstor Guillermo Basso

Trabajo de Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

-Año 2006-



INDICE GENERAL

	Pags.
RESUMEN	10
SUMMARY	13
AGRADECIMIENTOS	16
1. INTRODUCCIÓN	18
1.a. La fragmentación del hábitat y sus efectos en la integridad de los sistemas naturales	22
1.a-1. Causas y proceso de fragmentación	22
1.a-2. La fragmentación y el paisaje	23
1.a-3. Consecuencias de la fragmentación del hábitat sobre los sistemas naturales y las poblaciones silvestres	25
1.a-4. Variación de la escala espacial en estudios de fragmentación del hábitat	28
1.a-5. Estudio y análisis de los efectos de la fragmentación del hábitat	29
1.b. El estudio de anfibios anuros y la relación con el proceso de fragmentación del hábitat	30
Objetivo general. Problemas específicos. Hipótesis.....	35-36
2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	37
2.a. Breve referencia de los factores de degradación de las eco-regiones estudiadas	43
3. METODOLOGÍA	46
3.a. Identificación y selección de los sitios de muestreo	46
3.b. Metodología de campo	51
3.b-1. Descripción de los métodos para el registro de anfibios anuros	52
3.b-1'. Muestreos diurnos. Colecta de huevos y larvas	52
3.b-1''. Muestreos nocturnos. Colecta de adultos	53
3.b-2. Estudio de características del hábitat	54
3.b-2'. Variables físicas, químicas y biológicas a escala espacial local	54
3.b-2''. Variables estructurales a escala del paisaje	58
3.c. Metodología de laboratorio y gabinete	59
3.c-1. Determinación taxonómica del total de anuros estudiados durante el período de muestreo	59
3.c-2. Análisis numérico y estadístico	61
3.c-2'. Índices de diversidad y composición de especies	61
3.c-2''. Proporcionalidad y análisis de co-ocurrencia de gremios	62
3.c-3. Relación de los parámetros biológicos con las características del hábitat	64
3.c-4. Análisis global geoespacial y diseño del Sistema de Información de Anfibios Anuros	66
3.c-4'. Descripción metodológica	67
3.c-4''. Análisis de las distribuciones espaciales de anuros y su relación con la composición del paisaje: Mapas por especie	75

3.c-4'''. Modelado cartográfico. Análisis de áreas prioritarias de conservación.....	75
4. RESULTADOS.....	77
4.a. Elenco de anfibios anuros.....	77
4.a-1. Lista sistemática y reseñas bioecológicas.....	78
4.a-2. Diversidad y composición de especies de los sitios estudiados.....	117
4.a-3. Representación de anfibios anuros por Familia.....	122
4.a-4. Similitud faunística entre tipos de ambientes.....	128
4.a-5. Proporcionalidad e índices de co-ocurrencia de gremios espaciales.....	130
4.b. Relaciones de los parámetros biológicos con las características del hábitat.....	132
4.b-1. Relación entre la diversidad y composición de especies de cada sitio de muestreo y variables del hábitat a escala local y del paisaje.....	134
4.b-2. Relación entre las evidencias reproductivas en los sitios de muestreo y variables del hábitat a escala local y del paisaje.....	142
4.c. Análisis geoespacial y diseño de un Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios Anuros	147
4.c-1. Composición del paisaje.....	147
4.c-2. Conexión cartográfica y base de datos.....	149
4.c-3. Consideraciones de las distribuciones geoespaciales observadas en los anfibios anuros y su relación con la composición del paisaje. Mapas por Familia y especie.....	151
4.c-3'. Influencia del río Paraná en la distribución de anfibios anuros en un paisaje fragmentado	152
4.c-4. Modelado cartográfico. Análisis de áreas prioritarias de conservación.....	153-154
5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	155
5.a. Diversidad y composición de especies.....	155
5.a-1. Diversidad, composición y reproducción de anfibios anuros y su relación con las variables del hábitat. Relación con la fragmentación del hábitat a escala local y del paisaje.....	159
5.b. Análisis espacial global del proceso de fragmentación.....	170
5.b-1. Interpretación visual y composición del paisaje en el área de estudio.....	170
5.c. Recomendaciones para la conservación de anuros en ambientes fragmentados.....	174
6. BIBLIOGRAFÍA.....	179-199
ANEXO I. Listado de los sitios estudiados.....	200-209
ANEXO II. Ficha modelo de recolección de datos de campo.....	210-211
ANEXO III. Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios Anuros.....	212
ANEXO IV. Distribución Espacial y Modelado Cartográfico.....	227
ANEXO V. Muestra del funcionamiento del SIA.....	274
ACRÓNIMOS.....	275-276
INDICE DE TABLAS.....	5
INDICE DE FIGURAS Y LÁMINAS.....	6

INDICE DE TABLAS

	Pags.
TABLA 1	
Variables del hábitat a escala local.....	55
TABLA 2	
Escala de valores de cobertura vegetal.....	57
TABLA 3	
Variables del hábitat a escala de paisaje.....	59
TABLA 4	
Esquema metodológico del diseño del sistema de información (geográfica) de anfibios.....	71
TABLA 5	
Clasificación y asignación de categorías.....	72
TABLA 6	
Variables referentes a la composición del paisaje.....	73
TABLA 7	
Familias, géneros, especies y subespecies de anfibios anuros del área de estudio.....	78
TABLA 8	
Anfibios anuros registrados en cada tipo de ambiente.....	120-121
TABLA 9	
Gremios espaciales de anfibios anuros.....	130
TABLA 10	
Resumen de las variables locales y del paisaje.....	133
TABLA 11	
Resultados del análisis de componentes principales (ACP).....	137
TABLA 12	
Resultados del análisis canónico (ACC) entre los dos grupos de variables.....	138
TABLA 13	
Resultados del análisis de regresión logística al examinar el efecto de las variables locales y del paisaje sobre la presencia/ausencia de reproducción.....	143-144
TABLA 14	
Modos reproductivos de algunos anfibios anuros del área de estudio.....	145

INDICE DE FIGURAS Y LÁMINAS

	Pags.
FIGURA 1	
Principales causas del proceso de fragmentación del hábitat.....	23
FIGURA 2	
Grados de alteración del paisaje.....	25
FIGURA 3	
Localización del área de estudio.....	38
FIGURA 4	
Eco-regiones incluidas en el área de estudio.....	45
FIGURA 5	
Ambientes naturales Chaco Húmedo, Espinal, Selvas Mixtas, Transicionales Chaco Húmedo-Selvas Mixtas, Espinal-Selvas Mixtas, ambientes agrícolas, suburbanos, y vera de rutas.....	48-50
FIGURA 6	
Representación gráfica de un muestreo aleatorio en una laguna y su periferia.....	54
FIGURA 7	
Gráfico porcentual de las familias de anfibios anuros del área estudiada.	77
FIGURA 8	
<i>Bufo arenarum arenarum</i>	79
FIGURA 9	
<i>Bufo schneideri</i>	80
FIGURA 10	
<i>Bufo fernandezae</i>	81
FIGURA 11	
<i>Bufo granulosus major</i>	82
FIGURA 12	
<i>Bufo bergi</i>	83
FIGURA 13	
<i>Melanophryniscus klappenbachi</i>	84
FIGURA 14	
<i>Melanophryniscus cupreuscapularis</i>	85
FIGURA 15	
<i>Adenomera diptyx</i>	86
FIGURA 16	
<i>Leptodactylus ocellatus</i>	87
FIGURA 17	
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	88
FIGURA 18	
<i>Leptodactylus gracilis</i>	89
FIGURA 19	
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	90
FIGURA 20	
<i>Leptodactylus latinasus</i>	91
FIGURA 21	
<i>Leptodactylus elenae</i>	92
FIGURA 22	
<i>Leptodactylus bufonius</i>	93
FIGURA 23	
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	94

FIGURA 24	
<i>Odontophrynus americanus</i>	95
FIGURA 25	
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	96
FIGURA 26	
<i>Physalaemus albonotatus</i>	97
FIGURA 27	
<i>Physalaemus santafecinus</i>	98
FIGURA 28	
<i>Physalaemus riograndensis</i>	99
FIGURA 29	
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	100
FIGURA 30	
<i>Ceratophrys cranwelli</i>	101
FIGURA 31	
<i>Phyllomedusa hypochondrialis azurea</i>	102
FIGURA 32	
<i>Phrynohyas venulosa</i>	103
FIGURA 33	
<i>Hyla pulchella</i>	104
FIGURA 34	
<i>Hyla nana</i>	105
FIGURA 35	
<i>Hyla sanborni</i>	106
FIGURA 36	
<i>Hyla raniceps</i>	107
FIGURA 37	
<i>Hyla punctata rubrolineata</i>	108
FIGURA 38	
<i>Scinax nasicus</i>	109
FIGURA 39	
<i>Scinax squalirostris</i>	110
FIGURA 40	
<i>Scinax acuminatus</i>	111
FIGURA 41	
<i>Scinax fuscomarginatus</i>	112
FIGURA 42	
<i>Scinax berthae</i>	113
FIGURA 43	
<i>Pseudis paradoxus platensis</i>	114
FIGURA 44	
<i>Pseudis paradoxus occidentalis</i>	115
FIGURA 45	
<i>Lysapsus limellus</i>	116
FIGURA 46	
<i>Elachistocleis bicolor</i>	117
FIGURA 47	
Diversidad y composición de anfibios anuros en los ambientes estudiados.....	122
FIGURA 48	
Riqueza específica por Familia de anuro presentes en cada tipo de ambientes.....	123
FIGURA 49	
Abundancia relativa porcentual de de especies de anuros en los distintos tipos de ambientes.....	124-128

FIGURA 50	Fenograma de similitud faunística entre los diferentes ambientes estudiados.....	129
FIGURA 51	Proporción de gremios espaciales de anfibios anuros y su relación con los distintos ambientes estudiados.....	131
FIGURA 52	C-score estandarizado del índice de proporcionalidad de gremios.....	132
FIGURA 53	Gráficos de dispersión de las variables dependientes vs. independientes sobre la base del análisis de correspondencia canónica.	138-141
FIGURA 54	Modos reproductivos de algunas especies de anfibios anuros del área de estudio.....	146-147
FIGURA 55	Gráfico porcentual de la superficie de cada cobertura del suelo en el área de estudio.....	148

LÁMINAS

ANEXO III. Índice y leyendas.....	212
LÁMINA 1 Imagen MMRS/SAC-C.....	214
LÁMINA 2 Índice de vegetación normalizado.....	215
LÁMINA 3 Discriminación de las coberturas del suelo.....	216
LÁMINA 4 Proceso de Fragmentación en el área de estudio.....	217
LÁMINA 5 Diseño final de base de datos para SIA (formato Excel).....	218
LÁMINA 6 Diseño final de bases de datos para SIA (formato DBase).....	219
LÁMINA 7 Vinculación de las bases de datos con la cartografía vectorial.....	221
LÁMINA 8 Vinculación de las bases de datos con la imagen satelital.....	222
LÁMINA 9 Localización de los sitios de muestreo sobre la cartografía vectorial.....	224
LÁMINA 10 Riqueza de anuros y su relación con la composición del paisaje.....	225
LÁMINA 11 Tipos de ambientes estudiados y su especie de anuro representativa.....	226
ANEXO IV. Índice y leyendas.....	227
LÁMINA 12 Distribución espacial de la Familia Bufonidae.....	232
LÁMINA 13 Distribución espacial de <i>Bufo arenarum arenarum</i>	233
LÁMINA 14 Distribución espacial de <i>Bufo schneideri</i>	234
LÁMINA 15 Distribución espacial de <i>Bufo fernandezae</i>	235
LÁMINA 16 Distribución espacial de <i>Bufo granulatus major</i>	236
LÁMINA 17 Distribución espacial de <i>Bufo bergi</i>	237
LÁMINA 18 Distribución espacial de <i>Melanophryniscus cupreuscapularis</i> y <i>M. klappenbachi</i>	238
LÁMINA 19 Distribución espacial de la Familia Leptodactylidae.....	239
LÁMINA 20 Distribución espacial de <i>Adenomera diptyx</i>	240
LÁMINA 21 Distribución espacial de <i>Leptodactylus ocellatus</i>	241
LÁMINA 22 Distribución espacial de <i>Leptodactylus chaquensis</i>	242
LÁMINA 23 Distribución espacial de <i>Leptodactylus gracilis</i>	243
LÁMINA 24 Distribución espacial de <i>Leptodactylus mystacinus</i>	244
LÁMINA 25 Distribución espacial de <i>Leptodactylus latinus</i>	245
LÁMINA 26 Distribución espacial de <i>Leptodactylus bufonius</i>	246
LÁMINA 27 Distribución espacial de <i>Leptodactylus elenae</i>	247
LÁMINA 28 Distribución espacial de <i>Leptodactylus podicipinus</i>	248
LÁMINA 29 Distribución espacial de <i>Physalaemus biligonigerus</i>	249
LÁMINA 30 Distribución espacial de <i>Physalaemus albonotatus</i>	250

LÁMINA 31	Distribución espacial de <i>Physalaemus riograndensis</i>	251
LÁMINA 32	Distribución espacial de <i>Physalaemus santafecinus</i>	252
LÁMINA 33	Distribución espacial de <i>Pseudopaludicola falcipes</i>	253
LÁMINA 34	Distribución espacial de <i>Odontophrynus americanus</i>	254
LÁMINA 35	Distribución espacial de <i>Ceratophrys cranwelli</i>	255
LÁMINA 36	Distribución espacial de la Familia Hylidae.....	256
LÁMINA 37	Distribución espacial de <i>Phyllomedusa hypochondrialis azurea</i>	257
LÁMINA 38	Distribución espacial de <i>Phrynohyas venulosa</i>	258
LÁMINA 39	Distribución espacial de <i>Hyla pulchella</i>	259
LÁMINA 40	Distribución espacial de <i>Hyla nana</i>	260
LÁMINA 41	Distribución espacial de <i>Hyla sanborni</i>	261
LÁMINA 42	Distribución espacial de <i>Hyla raniceps</i>	262
LÁMINA 43	Distribución espacial de <i>Hyla punctata rubrolineata</i>	263
LÁMINA 44	Distribución espacial de <i>Scinax nasicus</i>	264
LÁMINA 45	Distribución espacial de <i>Scinax squalirostris</i>	265
LÁMINA 46	Distribución espacial de <i>Scinax acuminatus</i>	266
LÁMINA 47	Distribución espacial de <i>Scinax berthae</i>	267
LÁMINA 48	Distribución espacial de <i>Scinax fuscomarginatus</i>	268
LÁMINA 49	Distribución espacial de <i>Pseudis paradoxus platensis</i> y <i>P. p. occidentalis</i>	269
LÁMINA 50	Distribución espacial de <i>Lysapsus limellus</i>	270
LÁMINA 51	Distribución espacial de <i>Elachistocleis bicolor</i>	271
LÁMINA 52	Distribución espacial porcentual de la diversidad de anfibios anuros.....	272
LÁMINA 53	Extensiones de áreas prioritarias de conservación.....	273

RESUMEN

La fragmentación del hábitat producida por las actividades antrópicas amenaza la diversidad biológica y se define como la ruptura de la continuidad de un sistema en un patrón que genera mosaicos degradados y/o sucesionales del paisaje. En este contexto, la importancia del estudio de la fragmentación del hábitat y el cambio de uso de las tierras, como una forma de conocer los diferentes tipos de problemas de un ecosistema, lleva a desarrollar investigaciones que demuestren que estos factores son importantes de discutir para obtener soluciones que puedan conllevar una buena relación entre el desarrollo humano y el ecosistema. Sus consecuencias deletéreas para la biota son acumulativas y no inmediatamente notables.

Los anfibios son sumamente sensibles a los disturbios antrópicos, esto se debe a que presentan características bioecológicas particulares: poseen un ciclo de vida bifásico; adaptaciones morfo-fisiológicas especializadas; limitada capacidad de dispersión y alta fidelidad a un determinado lugar. Este taxón constituye un gran componente de la biomasa de vertebrados y son elementos claves en las cadenas alimenticias, por consiguiente son importantes para la estabilidad de los ecosistemas. Es de destacar que estos vertebrados están padeciendo, a escala global, un proceso de regresión en sus poblaciones. Las causas exactas que lo producen son actualmente desconocidas. Sin embargo, podría considerarse a la fragmentación del hábitat como un co-factor, que influye negativamente, en la dinámica de sus poblaciones. En este sentido, los estudios de fragmentación y su relación con la fauna de anfibios han producido diferentes resultados, no permitiendo generalizar las respuestas a este proceso basándose en estudios a corto plazo y datos anecdóticos.

La importancia relativa del proceso de fragmentación del hábitat sobre la fauna de anfibios anuros y su integración en un modelo explicativo-predictivo no ha sido suficientemente desarrollado en nuestro país. De igual manera, este tipo de análisis constituye el punto de partida para priorizar los esfuerzos de conservación para estos vertebrados y sus ambientes sobre la base de una perspectiva multiespacial. El objetivo general de este trabajo de tesis fue estudiar la fragmentación del hábitat y su influencia en los anfibios anuros de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño, que convergen en el río Paraná Medio. En este contexto se plantearon dos hipótesis: H_1 = Ambientes con distinto grado de alteración de las áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño que convergen en el río Paraná Medio, poseen diferentes ensambles de anuros. H_2 = La fragmentación del hábitat de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño produce diferencias en la diversidad y distribución espacial de la fauna de anfibios.

Se delimitó como área de estudio la región comprendida entre los paralelos 27° 19' y 32° 04' de latitud Sur y entre los 58° 45' y 60° 13' de longitud Oeste. Esta área es muy compleja desde el punto de vista fitogeográfico, por ser transicional entre las eco-regiones Chaco Húmedo, Espinal y Selvas Mixtas. Se estudiaron 155 sitios contabilizándose 395 campañas y 4830 horas/hombre durante un período de 7 años (Enero/97 - Marzo/04). Se seleccionaron los siguientes ambiente según el tipo, área y aislamiento en las provincias de Chaco, Corrientes, Entre Ríos y Santa Fe: áreas naturales (remanentes Chaco Húmedo: R-CH, Espinal: R-E, Selvas Mixtas: R-SM, remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas: RT-CH-SM, Espinal-Selvas Mixtas: RT-E-SM) y sitios

alterados por actividad antrópica (Ambientes acuáticos en agro-ecosistemas: AGR, Ambientes acuáticos en áreas urbanas y/o suburbanas: U, Sitios a la vera de rutas y caminos principales: VR). Para estimar diversidad, composición y distribución espacial de anuros se realizaron muestreos de puestas de huevos, larvas y adultos según técnicas estandarizadas, en recorridos diurnos y nocturnos. Se estudiaron distintas variables de hábitat en dos escalas, local (referida a las variables físicas, químicas, biológicas y temporales del ambiente) y del paisaje (referida a la composición y estructura del paisaje). Para el análisis integral sólo se analizaron los sitios que al menos fueron visitados tres veces. Se calculó la diversidad de anuros en cada sitio según el índice de Shannon-Weaver y de equitatividad. Para testear diferencias entre las diversidades de los sitios se utilizó el *t*-test de Hutchenson. Se cuantificaron las distancias entre las diversidades y composiciones de fauna de anfibios de las áreas estudiadas desde una perspectiva faunística, sobre la base del índice de Distancia Euclidiana estandarizada. Se utilizaron los índices de proporcionalidad de gremios espaciales y de co-ocurrencia. Se realizaron análisis multivariados (Componentes Principales, ACP y Correspondencia Canónica, ACC) para reducir 22 variables locales y del paisaje a un número pequeño de componentes independientes, determinar cuál o cuáles fueron la/s variables que contribuyeron a las variaciones en la diversidad y composición y su contribución en la varianza total del modelo. Además, se utilizó análisis de regresión logística para establecer qué variables presentaron el mayor efecto sobre la presencia o ausencia de reproducción en los sitios estudiados. Para el análisis global geoespacial se utilizaron herramientas cartográficas, de teledetección y sistemas de información geográfica, desarrollándose además, un Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios (SIA). Se pusieron a punto técnicas de procesamiento digital de imágenes satelitales y de Sistemas de Información Geográfica (SIG), planteando el uso combinado de datos de sensores remotos para modelación cartográfica. En último lugar, una vez definidas e identificadas las coberturas, se elaboraron mapas temáticos (distribución espacial específica, diversidad de anuros y relación con el sistema hidrográfico) y modelados cartográficos (diversidad y áreas prioritarias de conservación).

La fauna de anfibios del área de estudio presentó un total de 39 especies y subespecies pertenecientes a cuatro Familias. Este elenco presentó a 7 especies y subespecies de Bufonidae, 16 especies de Leptodactylidae, 15 especies y subespecies de Hylidae y 1 especie de Microhylidae. Los valores de diversidad oscilaron entre 1,12 (VR) y 1,35 (R-CH). Los resultados del *t* test de Hutchenson mostraron diferencias significativas (en cada caso, $t > 3,21$, $p < 0,001$) entre la diversidad de anuros de ambientes alterados (AGR, VR y U) respecto de los ambientes no alterados o relativamente prístinos (R-CH, R-E, R-SM, RT-CH-SM y RT-E-SM). La equitatividad presentó valores entre 0,87 (R-E y R-SM) y 0,93 (U). La mayor riqueza específica fue observada en R-CH (N = 31), siguiéndole en orden de importancia RT-CH-SM (N = 30), los menores valores se registraron en VR (N = 19) y U (N = 16). Los ambientes alterados mostraron una mayor representación del gremio terrestre, seguido del gremio semiacuático y una declinación de los gremios arbóreos y/o acuáticos. Los resultados de los análisis multivariantes (ACP y ACC) permitieron detectar efectos sobre la diversidad y composición de especies de anuros, ocasionados por la combinación de variables a escala local y del paisaje. Las variables del hábitat a escala local, que mejor explicaron la

variación en la diversidad y composición de anuros, se relacionaron con parámetros físico-químicos (turbiedad, temperatura del agua y del aire, pH y régimen de precipitaciones), temporales (hidroperíodo), biológicos (índice de vegetación, porcentaje de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea y presencia de potenciales predadores acuáticos) y grado de disturbio. Las variables del hábitat a escala del paisaje mostraron gradientes en la diversidad y composición de anfibios anuros respecto a caracteres de la estructura y conectividad. El análisis de correspondencia canónica presentó una fuerte relación entre las matrices referidas a las variables independientes: locales y del paisaje, examinadas en forma separadas y en conjunto con las variables dependientes: diversidad, equitatividad, riqueza y abundancia de anuros por especie. El análisis espacial de la composición del paisaje, indicó una gran variedad de usos del espacio en el área de estudio, no así en relación a la superficie ocupada, mostrando una dominancia en el mosaico actual de parches de elementos antrópicos, particularmente de tierras de uso agrícola y tierras improductivas, deprimidas o con escasa vegetación. Por otra parte, se observó una respuesta diferencial en la distribución espacial de las especies de anuros. Asimismo, se determinó que el río Paraná, en su tramo medio y sus tributarios, islas, isletas y ambientes acuáticos asociados (bañados, embalsados) conforman componentes estructurales (corredor) y funcionales (corredor faunístico) manifestando una alta conectividad entre los elementos del paisaje (fragmentos y matriz) y permitiendo la distribución de anfibios anuros hacia distintas posiciones geográficas. El SIA permitió plantear un esquema para el monitoreo sistemático y análisis cuali-cuantitativos del área completa a fin de detectar las áreas mayor fragmentación y además sirvió para la integrar la información obtenida a campo sobre la diversidad, composición y distribución de las especies de anfibios anuros, constituyendo así en una base de datos continua para futuras investigaciones.

Se sugiere que los efectos de la fragmentación del hábitat en la diversidad, composición y distribución de anfibios anuros del área estudiada son el resultado de una compleja interacción entre numerosos factores que actúan sinérgicamente. Sin embargo, la relevancia de cada factor depende de la escala espacial y de la especie de anuro afectada, y de los complejos efectos sinérgicos entre las variables del hábitat. Por otra parte, ante la considerable fragmentación del área de estudio, y a pesar del riesgo ecológico y eco-toxicológico, los anuros difieren en su respuesta al este proceso de fragmentación y dependen de sitios naturales de escasas dimensiones, aislados y rodeados de una matriz agrícola, urbana o deforestada, siendo estas coberturas las más abundantes en el área de estudio. De acuerdo a todo lo expresado, se corroboran las hipótesis planteadas y se sugiere promover estudios a largo plazo en sitios específicos considerando los siguientes parámetros: a. Análisis de la historia natural de cada especie, b. Potencial reproductivo, c. Tipos funcionales y d. Distribución espacial (asociación a elementos del paisaje y límites zoogeográficos).

SUMMARY

The habitat fragmentation taken place by anthropic activities threatens the biological diversity. This process is defined as the rupture of the continuity of a system in a pattern that generates degraded and/or successional mosaics of the landscape. In this context, the importance of the study of the fragmentation of the habitat and the change of use of the lands, have spurred research to investigate the different types of problems of an ecosystem, and demonstrate that these factors are important of discussing to obtain solutions that can be a good relationship between the human development and the ecosystem. Their deleterious consequences for the biota are accumulative and not immediately remarkable.

The amphibians are extremely sensitive to anthropic disturbances; this fact is due to the particular biological characteristic of this group: anurans possess a biphasic cycle of life; specialized morpho-physiologic adaptations; limited dispersion capacity and high fidelity to a certain place. This taxon constitutes a great component of the biomass of vertebrates and they are key elements in the alimentary chains, consequently they are important for the stability of the ecosystems. It is important to note that these vertebrates are suffering, to a global scale, a regression process in their populations. The exact causes that produce it are actually not known. However, it could be considered to the fragmentation of habitats like a co-factor that influences negatively, in the dynamics of the amphibian populations. In this sense, the studies of fragmentation and their relationship with the amphibian fauna produced different results, not allowing to generalize the answers to this process being based on short term studies and anecdotic data.

The relative importance of the process of habitat fragmentation on the anuran amphibian fauna and their integration in a model explanatory-predictive has not been sufficiently developed in our country. In this sense, such analysis constitutes the starting point to prioritize the conservation efforts for these vertebrates and its environments on the base of a multi-space perspective. The general objective of this doctoral thesis was to study the habitat fragmentation and its influence in the anuran amphibians of transitional areas of the Amazon and Chaqueño phytogeographic Domains that converges in the Middle Paraná River. In this context, I postulated two hypotheses: H_1 = Environments with different grade of alteration of the transitional areas of Amazon and Chaqueño phytogeographic Domains that converges in the Middle Paraná River possess different you anuran assemblages. H_2 = The fragmentation of habitat of transitional areas of the of Amazon and Chaqueño phytogeographic Domains Domains Amazon produce differences in the diversity and spatial distribution of amphibian fauna.

The study area took place between the South latitude parallels 27° 19' and 32° 04' and West longitude 58° 45' and 60° 13'. This area is very complex from the phytogeographical point of view, to be transitional among the Wet Chaco, Espinal and Mixed forest eco-regions. A total of 155 sites were studied being counted 395 field surveys and 4830 h/man during a 7 year-old period (January/97 - March/04). The sites were selected according to the type, area and isolation in the Chaco, Corrientes, Entre Ríos and Santa Fe Provinces: natural areas (remnant of Wet

Chaco: R-CH, Espinal: R-E, Mixed Forests: R-SM, transitional remnants Wet Chaco-Mixed Forest: RT-CH-SM, Espinal-Mixed forests: RT-E-SM) and places altered by anthropic activities (Agriculture-ecosystems: AGR, aquatic sites in urban and/or suburban areas: U, sites next to routes and main roads: VR). To estimate diversity, composition and spatial distribution of anurans I sampled eggs, larvae and adults according to standardized techniques, during the day and on the night. Different habitat variables were studied at two spatial scales, local (referred to the physical, chemical, biological variables and disturbance degree) and landscape (referred to the composition and structure of the landscape). For the integral analysis the sites were only analyzed that at least were visited three times. The anurans diversity was calculated in each place according to the Shannon-Weaver index. Evenness was also calculated. For testing differences among the diversities of the sites the *t*-test of Hutchenson was used. The distances were quantified among the diversities and compositions of amphibian fauna of the areas studied from a faunistical perspective, on the base of the index of Standardized Euclidian Distance. The indexes of spatial guild proportionality and co-occurrence were used. I performed multivariate analysis (Principal Components, PCA and Canonical Correspondence, CCA) to reduce 22 local and landscape variables to a small number of independent components, to determine which variable contributed to the variations in the diversity and composition, and its contribution in the total variance of the system. To establish which variables presented the major effect on the presence or absence of reproduction evidences an analysis of logistical regression was also performed. For the geo-spatial global analysis, cartographic, teledetection and systems of geographical information tools were used. A (Geographic) Information System of Amphibian (SIA) being also developed. Digital procedures of satellite images and Geographical Information Systems (GIS) were used, outlining the combined use of data of remote sensors for cartographic models. Thus, once defined and identified the land coverings, thematic maps were elaborated (specific spatial distribution, anuran diversity and its relationship with the hydrographic system) and cartographic models (diversity and priority areas of conservation).

The anuran amphibian fauna of the study area presented a total of 39 species and subspecies belonging to four Families. They were composed by 7 species and subspecies of Bufonidae, 16 species of Leptodactylidae, 15 species and subspecies of Hylidae and 1 species of Microhylidae. The values of diversity ranged among 1.12 (VR) and 1.35 (R-CH). The results of the *t* test of Hutchenson showed significant differences (in each case, $t > 3.21$, $p < 0.001$) among the anuran diversity of altered sites (AGR, VR and U) in comparison with relatively pristine sites (R-CH, R-E, R-SM, RT-CH-SM and RT-E-SM). The evenness presented values among 0.87 (R-E and R-SM) and 0.93 (U). The biggest specific richness was observed in R-CH ($N = 31$), following in order of importance by RT-CH-SM ($N = 30$), the smallest values registered in VR ($N = 19$) and U ($N = 16$). The altered sites showed a major representation of the terrestrial guild, followed by the semi-aquatic guild, but a decline of the arboreal and/or aquatic guilds. The results of the multivariate analyses (PCA and CCA) allowed detecting effects on the diversity and composition of anuran species, caused by the combination of local and landscape variables. The habitat variables to local scale that better explained the variation in the anuran diversity and composition, were related with physical-chemical (turbidity, temperature of the water and of the air, pH and precipitations), temporal (hydroperiod), biological parameters (index of vegetation, percentage of herbaceous, shrub and arboreal covering, and presence of

potential aquatic predators) and disturbance degree. The habitat variables to landscape scale showed gradients in the anuran amphibian diversity and composition according with characters of the structure and connectivity. The analysis of canonical correspondence presented a strong relationship among the matrix referred to independent variables: local and landscape, examined in separated and combined form, with the dependent variables: diversity, evenness, richness and anuran abundance for species. The spatial analysis of the composition of the landscape, indicated a great variety of uses of the space in the study area, but differed in relation to the coverage, showing a dominance in the current mosaic of patches of anthropic elements, particularly of agricultural lands use and unproductive, depressed lands or land with scarce vegetation. On the other hand, a differential answer was observed in the spatial distribution of the anuran species. Also, it was determined that the river Paraná, Middle section and their tributary, islands, and aquatic environment related (wetlands, ponds) conform structural (corridor) and functional (faunistical corridor), manifesting a high connectivity among the elements of the landscape (fragments and matrix), and allowing the distribution of anuran amphibian toward different geographical positions. The SIA allowed outlining systematic monitoring scheme and quali-quantitative analyses of the complete area in order to detect the fragmentation areas, and it was also a good tool for integrating the information obtained to field on the diversity, composition and distribution of the anuran amphibian species, composing a continuous database for future investigations.

I suggest that the effects of habitat fragmentation on the anuran amphibian diversity, composition and distribution of the studied area are the result of a complex interaction among numerous factors that sinergically acts. However, the relevance of each factor depends on the spatial scale and of the anuran species affected, and of the complex sinergical effects among the habitat variables. Moreover, the considerable fragmentation of the study area, and in spite of the ecological and eco-toxicological risk, the anurans differs in their answer to the this process and they depend on natural sites of scarce dimensions, isolated and surrounded of an agricultural, urban or deforested matrix, being these land coverings the most abundant in the study area. According to all that expressed, the outlined hypotheses are corroborated. Finally, I suggest promoting long term studies in specific sites considering the following parameters: a. Analysis of the natural history of each species, b. Reproductive traits, c. Functional Types and d. Spatial distribution (relationship to landscape elements and zoogeographical limits).

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar un profundo agradecimiento al Dr. Néstor Basso por su dirección en este trabajo de tesis y que conjuntamente con el Msc. Adolfo Beltzer han dirigido mi beca del posgrado del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

A Dr. Néstor Basso, a Msc. Adolfo Beltzer y a Dr. Rafael C. Lajmanovich que siempre alentaron y apoyaron mis investigaciones, brindándome los consejos necesarios para el cumplimiento de mis objetivos.

A Msc. Raquel Tardivo y Per. Top. Germán Bock por haberme orientado y facilitado las herramientas necesarias, colaborando incesantemente en el desarrollo del SIA.

Al director del área de reserva provincial de uso múltiple “Parque Escolar Enrique Berduc-Parque General San Martín” Biol. Alfredo Berduc por haberme permitido trabajar en dicha área.

A la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) por la información satelital brindada.

A la Secretaria de Estado de Medio ambiente y Desarrollo Sustentable-Área Fauna de la provincia de Santa Fe, a la Dirección de Fauna, Parques y Ecología de la provincia de Chaco y a la Dirección de Pesca y Recursos naturales de la provincia de Entre Ríos por haberme otorgado el permiso de colectas.

A Dr. Ronald Heyer, Dr. Kirsten Parris, Dr. Malcolm McHunter, Dr. Karen Lips, Dr. Donald Sparling, Dr. Richard Wassersug por sus sugerencias y valiosas críticas de partes preliminares del manuscrito.

A Dr. José Diniz Filho, Dr. Jim Petranka, Dr. Gage Dayton, Dr. Mathew Baber, Biol. Julián Faivovich, Dr. Andreu Grez y Msc. Mercedes Marchese por la facilitación de bibliografía específica.

A Dr. Kirsten Parris, Dr. Nicholas Gotelli y Dr. Chris Margules por sus sugerencias en análisis de datos y por la bibliografía cedida.

Al Dr. Ronald Heyer, Biol. Julián Faivovich, Biol. Diego Baldo, Biol. Jorge Céspedes por haberme cedido información sobre la historia natural de algunas especies.

A Msc. Liliana Contini y Dr. Arturo Kehr por sus valiosas orientaciones en el análisis estadístico.

A Dr. Sonia Kretzman y Dr. Esteban Lavilla por haberme facilitado datos de la colección del Instituto Miguel Lillo.

A Sr. Pedro Cacivio, Lic. Lucía Federico, Biol. Julián Faivovich, Lic. Nicolás Patterer, Lic. Myriam Arias, Biol. Andrés Attademo, Sr. Germán Peltzer y Lic. Gabriela Stringhini por su compañía en algunos muestreos.

A Biol. Diego Baldo y Sr. Boris Blotto por haberme cedido gentilmente algunas fotografías de anuros.

A Srta. Magalí D’Angelo por la corroboración de la determinación de plantas.

A la Familia Cacivio y Estancia “Las Gamas”-Vera (Santa Fe) por el alojamiento recibido.

A la dirección y al personal técnico del Instituto Nacional de Limnología (INALI), particularmente a Silvia Regner, Lionel Mehaudy, Gabriel Tourn, Ramón Regner y Eduardo Lordi.

A mis amigos y compañeros de trabajo que me ayudaron incondicionalmente en la realización de este trabajo: Magalí D’Angelo, Luciana Montalto, Alfredo Berduc, Verónica Fernández, Andrés Attademo, Julián

Faivovich, Pedro Cacivio, Vanesa Arzamendia, Alejandro Giraudo, Mónica Rodríguez, Soledad López, Laura Sánchez, Mariana Cabagna, Alba Imohf y Víctor Casco.

A mi familia por comprender mis tiempos y ausencias. A mis mamás Estela Usinger y Amelia Sánchez y a Abraham Lajmanovich por su incondicional compañía. Una dedicación especial a mi hijo Rafaelito juniors y a mi esposo Rafael porque estuvieron a mi lado en todo momento.

Al tribunal de esta tesis Dr. Ismael di Tada, Dr. Arturo Kehr y Dr. María Busch por sus valiosas sugerencias que enriquecieron este trabajo. Finalmente, quiero agradecer al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por haberme beneficiado con la beca de investigación y a todas las personas que de alguna u otra forma colaboraron para la realización de este trabajo.

1. INTRODUCCIÓN

La fragmentación de sistemas naturales ocasionada por las actividades del hombre amenaza la diversidad biológica, debido principalmente a la pérdida de hábitat, la reducción en el tamaño de los parches y el aumento en el aislamiento de los mismos (Noss 1990, Saunders *et al.* 1991, Opdam *et al.* 1993, Altverson *et al.* 1994, Noss y Csuti 1994, Ehrlich 1995, Pickett *et al.* 1997, Fahrig 1997, Fielder y Kareiva 1998). Si bien esta amenaza ha sido identificada, el conocimiento empírico necesario para desarrollar una perspectiva global y taxonómica, particularmente en anfibios anuros, es insuficiente y dispar (Collins y Storfer 2003, Stuart *et al.* 2004).

El estudio de la fragmentación del hábitat comenzó en la década del '60 siguiendo dos fundamentos teóricos: la teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur y Wilson 1967) y la teoría de Metapoblaciones (Levins 1969). Las ideas centrales que desarrolla la teoría de Biogeografía de Islas son en primer lugar, la constatación matemática de que existe una relación directa entre el área y el número de especies que en ella se puedan encontrar, y segundo, la comprobación de que existe un equilibrio, en el caso de las biotas de las islas, entre la tasa de inmigración y la tasa de extinción de las especies que pueblan dicha isla. La base de la Teoría es la existencia de un balance entre la inmigración y la extinción. Esto significa que con el tiempo, la tasa de extinción de especies terminará por equiparar la tasa de inmigración de nuevas especies a la isla (Wilson 1994). En otras palabras, la teoría postula a la riqueza de especies en cada isla como un equilibrio dinámico, el cual es mantenido por la continua inmigración de todas las especies y balanceado por la extinción local, principalmente como consecuencia de la estocasticidad demográfica y

genética (Hanski y Simberloff 1997). Otro de los factores que MacArthur y Wilson (1967) establecieron como determinantes del número de especies que puede contener una isla es la distancia a la cual se encuentra dicha isla de la fuente colonizadora. De esta manera numerosos autores han considerado a la teoría biogeográfica de las islas como el medio para comprender y predecir el fenómeno de la extinción. En este sentido, las unidades de análisis pueden ser islas reales o fragmentos forestales rodeados de hábitat marcadamente diferentes, comportándose estos últimos como islas virtuales para las especies (Wilson y Bossert 1971). No obstante, dicha teoría demostró ser insuficiente, por ejemplo, para la prevención de la extinción de numerosas especies, ya que los tiempos medios de extinción pueden ser considerablemente mayores o menores que los previstos por ésta (Hunter 1996, Hanski 1999).

El término metapoblación fue introducido por Levins (1969) y surge para suplir la mayor deficiencia de los modelos clásicos de dinámica de poblaciones: el ignorar el flujo de individuos entre poblaciones vecinas. Este modelo describe poblaciones compuestas por subpoblaciones, y enfatiza el concepto de conectividad y el intercambio genético entre poblaciones espacialmente separadas (Husband *et al.* 1996). En otras palabras, el modelo de Levins asume un gran número de parches de hábitats discretos propensos a la extinción, idealmente del mismo tamaño y conectados entre sí vía migración y predice el umbral de la densidad de parches necesaria para la persistencia de la metapoblación (Hanski 1994). Se considera que este es un modelo "no estructurado" en el que se asume que todos los parches y poblaciones locales son similares (Hanski y Simberloff 1997, Val *et al.* 1997, Verboom *et al.* 1993). A pesar de estar experimentalmente comprobado este modelo, no representa las situaciones reales más comunes y

se requiere de investigaciones sobre las tasas de migración y de la manera como éstas son afectadas por el tamaño del parche y el aislamiento (Gotelli 1991, Gylleberg *et al.* 1997, Hanski 1999, Hill *et al.* 2002, Greenberg y Tanner 2005). Asimismo, esta teoría ignora el arreglo espacial de los parches y no considera que cada población local ejerce la misma presión de colonización sobre cada parche vacío.

En ambos modelos la naturaleza está dividida en entidades discretas y consideran el movimiento de los individuos entre poblaciones locales relativamente inestables. La mayor diferencia radica en el enfoque sinecológico de la biogeografía de islas frente a la visión autoecológica de las metapoblaciones (Fahrig 1997). La teoría de la biogeografía de islas trata sobre comunidades y fundamentalmente responde a preguntas acerca del número de especies y las tasas de inmigración y colonización en esas islas. Por el contrario, los modelos metapoblacionales, se centran en la metapoblación entera de una o dos especies utilizando estadísticas como el número de sitios ocupados. Es de destacar que en el marco de estos conceptos se desarrolló el modelo de metacomunidad, recientemente aplicado a sistemas naturales y su relación con el contexto espacial (Cotenie *et al.* 2003, Chesson *et al.* 2004, Leibold *et al.* 2004, Parris y Lindenmayer 2003).

Una metacomunidad se define como un grupo de comunidades locales separadas espacialmente, pero unidas por dispersión e interacción de múltiples especies (Gilpin y Hanski 1991, Holt 1993, Wilson 1994). Este concepto distingue entre los procesos de una comunidad que operan a escalas espaciales locales y procesos de dispersión (escala regional) que unen a las comunidades locales en conjuntos. Asimismo, la dinámica de una metacomunidad resulta en conjunto de la interacción entre procesos locales y regionales, que afectan distintos procesos dinámicos como son la estabilidad, exclusión competitiva y persistencia de las especies (Chesson

1998, 2000) y establece que aquellas comunidades de parches de pequeño tamaño o aislados presentan un número menor de especies que aquellas comunidades en parches con algún grado de conectividad estructural (Hanski 1994). En último lugar, este concepto surge ante la necesidad de responder y de deducir cómo la dinámica regional procede de la dinámica local. En este sentido, el modelo de metacomunidad constituye una importante alternativa para explicar los patrones de una comunidad, la relación entre la riqueza específica a escala local y regional y las interacciones de especies en paisajes fragmentados y alterados (Turner y Gardner 1991, Lawton y May 1995, Lawton *et al.* 1998, Hubbell 2001, Mouquet y Loureau 2003).

En este contexto, la importancia del estudio de la fragmentación del hábitat y el cambio de uso de las tierras, como una forma de conocer los diferentes tipos de problemas de un ecosistema, ocasionado por factores humanos y naturales, lleva a desarrollar investigaciones que demuestren que estos factores son importantes de discutir para obtener soluciones que puedan conllevar una buena relación entre el desarrollo humano y ecosistémico (Hunter 1996). La fragmentación del hábitat se define como un proceso dinámico que produce la interrupción de la continuidad de un sistema y que lo reduce a una serie de fragmentos de menor tamaño y con distintos grados sucesionales, cuya extensión agregada de superficie resulta ser mucho menor que la del sistema original (Bustamante y Grez 1995, Fahrig 1997, Gustafson 1998). Sus consecuencias deletéreas para la biota son acumulativas y no inmediatamente notables y es consecuencia de la pérdida o destrucción total del hábitat (Hobbs y Wilson 1998).

**1.a. LA FRAGMENTACIÓN DEL HÁBITAT Y SUS EFECTOS EN LA INTEGRIDAD DE LOS SISTEMAS
NATURALES**

1.a-1. Causas del proceso de fragmentación

La incidencia de los procesos de fragmentación de hábitats naturales y de pérdida de conectividad estructural (entre ambientes) y funcional (entre poblacionales), depende de una serie de factores y procesos interactuantes (Forman y Alexander 1998).

Las principales causas de la fragmentación son la expansión de metrópolis urbanas e infraestructuras viarias, el avance de las fronteras y prácticas agrícolas sobre sitios naturales, la deforestación y tala rasa, los procesos de industrialización, el pastoreo, la ganadería extensiva y el represamiento de cuencas fluviales, entre otros (Burel y Baudry 2001). Estas actividades antrópicas y sus consecuencias se resumen en la figura 1. Por otra parte, el proceso de fragmentación puede darse por perforación, esto es, la fragmentación comienza con una tala rasa de la vegetación para establecer un sistema agrícola u otro sistema de producción, o bien por disección (*e.g.* al construir un camino), también conocido como fragmentación interna (Forman 1995).

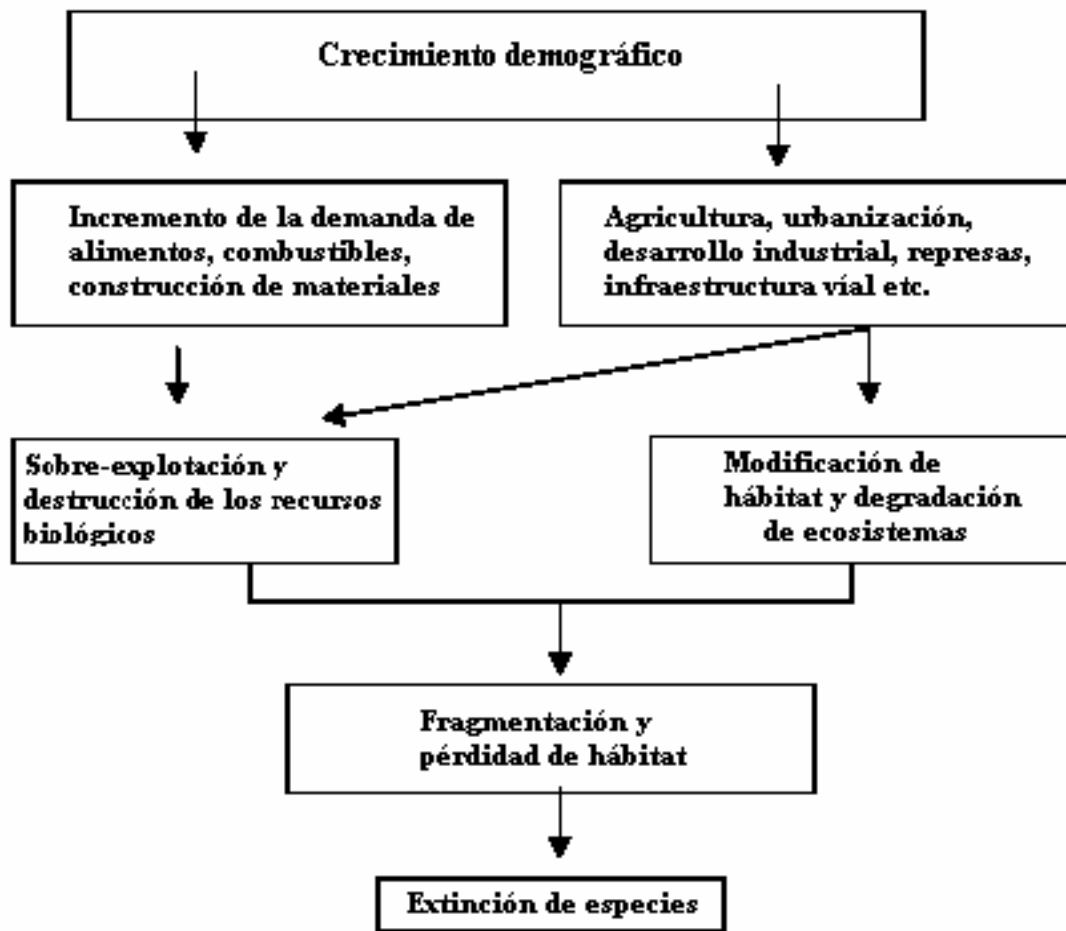


Figura 1. Principales causas del proceso de fragmentación del hábitat.

1. a-2. La fragmentación y el paisaje

Los paisajes fragmentados han sido estudiados bajo diferentes perspectivas, abordando particularmente las relaciones y funciones inherentes a cada parche (Morales y Ellner 2002). En este sentido y con el fin de facilitar su interpretación, se han desarrollado modelos de patrones

espaciales en mosaico que plantean una representación compuesta por tres elementos: parches (fragmentos), corredores (elementos estructurales de conectividad) y matriz (unidad elemental donde se encuentran inmersos los parches) (Forman y Gordón 1986, Turner y Gardner 1991, Forman 1995, Andreassen *et al.* 1996). Estos elementos no deben ser tomados como entidades aisladas, dado que su interpretación quedaría limitada al grado de conectividad y contexto que presenten (Kie *et al.* 2002).

Por otra parte, el conocimiento de la composición y estructura del paisaje, es un prerequisite para el análisis del patrón espacial y de su relación con los procesos de fragmentación (Turner y Gardner 1991). Así, los efectos de la fragmentación en la composición y estructura del paisaje pueden describirse mediante métricas espaciales tales como el porcentaje de hábitat natural, número de fragmentos, superficie de las cubiertas, diversidad, entre otros (Mc Garigal y O'Neil 1995). De esta manera, la cuantificación reduce la complejidad del paisaje a un conjunto de valores numéricos o índices (Matteucci y Buzai 1998).

Hobbs y Wilson (1998) al considerar que los impactos en la pérdida del hábitat y fragmentación de los bosques dependen del contexto y características del entorno, postularon un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración del paisaje: intacto, salpicado o jaspeado, fragmentado y relicto (Fig. 2). Por lo tanto, al incrementarse la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad y se hace más pronunciado el efecto borde (Hunter 1996).

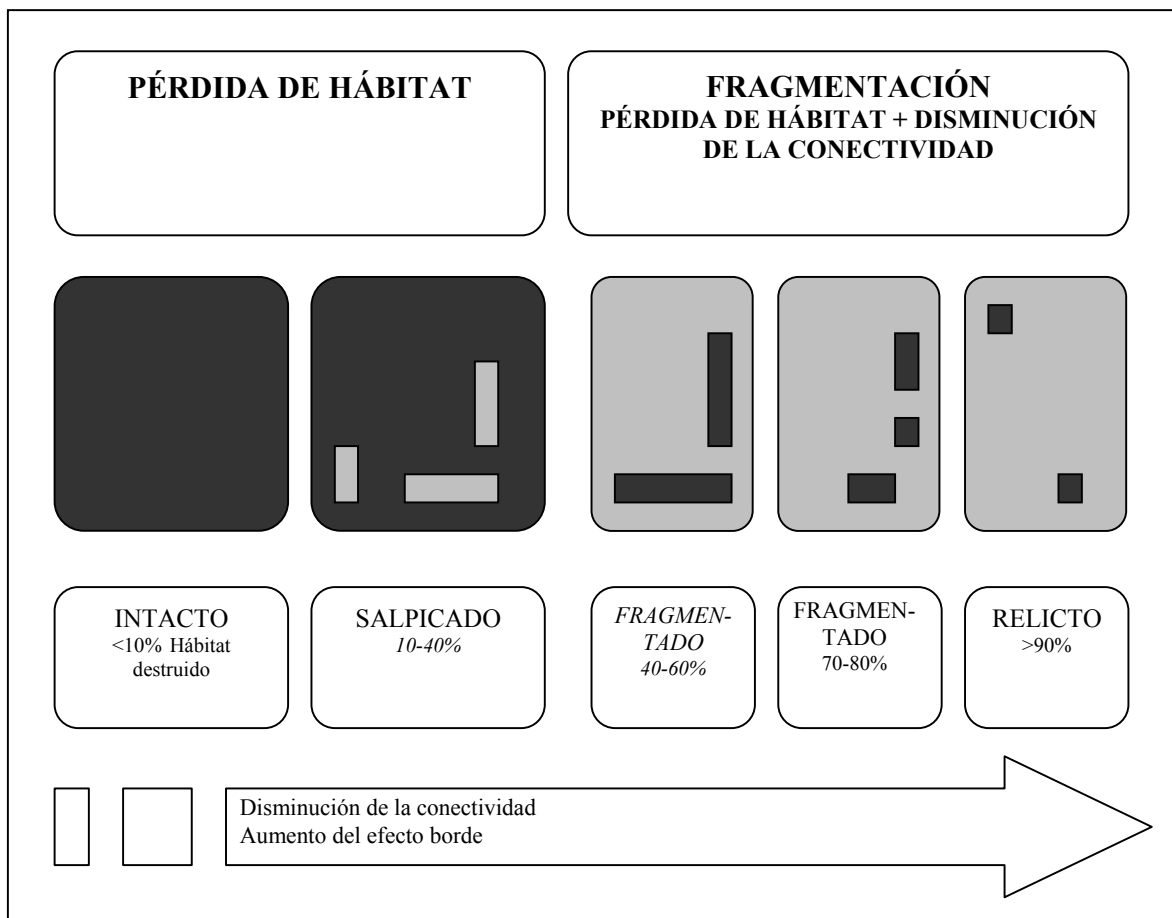


Figura 2. Grados de alteración del paisaje. Modificado de Hobbs y Wilson (1998).

1. a-3. Consecuencias de la fragmentación del hábitat sobre los sistemas naturales y las poblaciones silvestres

En los últimos años, se ha reconocido la importancia de los estudios de las relaciones entre especies y las áreas que ocupan debido a las implicancias que pueden tener en la

conservación de las mismas (McCoy y Mushinsky 1994). Así, la reducción y creciente separación espacial de los hábitats presentes en una región se relacionan con la disminución en la abundancia, la dinámica, la distribución y la supervivencia de los organismos estrechamente ligados a los ambientes fragmentados (Saunders *et al.* 1991, Atmar y Patterson 1993, Murcia 1995, Hanski 1998). En este sentido, la fragmentación del hábitat trae aparejado efectos espaciales y biológicos directos e indirectos (Quijano 1992, Forman 1995).

a. Efectos espaciales:

- Reducción de la superficie de hábitat, produciendo una pérdida de las cubiertas naturales para distintos usos del suelo (agricultura, urbanísticos, infraestructuras viales, entre otros).
- Disminución del tamaño de los fragmentos, por la subdivisión del área en fragmentos de menor tamaño.
- Aumento de la cantidad de borde en relación al área de interior.
- Aislamiento de los fragmentos en el paisaje, provocada por la pérdida y modificación de las superficies naturales incrementando la distancia entre los fragmentos naturales. Particularmente, este último punto tiene una componente funcional importante ya que la matriz puede ser más o menos permeable según la especie (Burel y Baudry 2001).

b. Efectos biológicos directos: representan las variaciones en la abundancia, riqueza y/o distribución de especies respecto del tamaño y aislamiento del fragmento. Así se establece que aquellos fragmentos más pequeños soportan poblaciones más pequeñas, más propensas a la extinción, que puede darse por:

- Estocasticidad demográfica: eventos aleatorios de supervivencia y reproducción de individuos y distribución de sexos.
- Estocasticidad ambiental: eventos impredecibles tales como cambios en el clima, oferta de alimentos, presencia de depredadores o competidores, catástrofes naturales.
- Estocasticidad genética: retrocruza y pérdida de diversidad genética.

Por otra parte, se dificulta el intercambio de individuos entre fragmentos, aumentando aún más la probabilidad de extinción de las poblaciones. En este sentido, ante un proceso de fragmentación del hábitat sólo las especies más resistentes o generalistas logran mantenerse, mientras que las más sensibles se extinguen (Bentley *et al.* 2000, MacNally *et al.* 2000, Swihart *et al.* 2003). Asimismo, el aumento del efecto borde por la disminución de la superficie de hábitat natural, forma y aislamiento, limita por ejemplo, la posibilidad de refugio de los animales y expone a la fauna del borde del fragmento a una mayor probabilidad de extinción (Lovejoy 1996) o bien las hace más vulnerables a los agentes externos y tensiones de la matriz (Burel y Baudry 2001).

En este contexto, es necesario definir los términos resistencia, resiliencia y vulnerabilidad de especies ante un proceso de fragmentación. La resistencia indica la tendencia de los organismos a mantenerse sin cambios, a pesar de las fuerzas externas; la resiliencia refleja la tendencia a restaurar el equilibrio y la vulnerabilidad manifiesta una mayor sensibilidad de las especies a dicho proceso, pudiendo extinguirse localmente (Caro 1998, Primack 1998, Milner-Gulland y Mace 1998, Townsend *et al.* 2000, Wassenaar y Ferreira 2002).

c. *Efectos biológicos indirectos*: reseñan a los cambios funcionales en las interacciones ecológicas producto de la fragmentación. Los cambios en la naturaleza o intensidad de las interacciones son producto de cambios en la abundancia de las especies residentes o por la incorporación de nuevas especies que invaden desde o hacia la matriz (Gascon *et al.* 1999).

1. a-4. Variación de la escala espacial en estudios de fragmentación del hábitat

El proceso de fragmentación y su relación con los componentes y procesos ecológicos está relacionada con la escala de análisis (Wiens 1981, 2001, Urban *et al.* 1987, Vos *et al.* 2001, Chase y Leibold 2002, Leibold *et al.* 2004). Esta dependencia indica la necesidad de incorporar los efectos de los cambios de escala espacial en la investigación de los efectos de la fragmentación del hábitat (Parris y Lindenmayer 2003).

En este contexto, la fragmentación opera a diferentes escalas para distintas especies y distintos hábitat: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra que presente requerimientos de hábitat menos rigurosos o mayores capacidades de dispersión (Wiens y Milne 1989, Fauth 2000). Asimismo, los individuos responden a las diferencias del paisaje sobre cambios espaciales, en función de los grados de conectividad y capacidad de dispersión de los organismos (Jonsen y Taylor 2000, Schultz y Crone 2001, Johnson *et al.* 2002). Por otra parte, Chesson (1998) y Cheson *et al.* (2004) definen el modelo de “transición de escala”, éste permite extrapolar las observaciones sobre la dinámica e interacción de especies obtenidas a escala local, a una escala regional o del paisaje, teniendo en cuenta la heterogeneidad estructural del sistema natural.

1. a-5. Estudio y análisis de los efectos de la fragmentación del hábitat

Para predecir y explicar los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la fauna silvestre y la distribución de la biodiversidad en paisajes fragmentados, es necesario desarrollar un marco metodológico y técnico, integrando las técnicas de análisis multivariante (Turner y Gardner 1991, Haines-Young *et al.* 1993, Legendre y Legendre 1998), la fotointerpretación y teledetección (Naveh y Lieberman 2002) y el análisis espacial de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Quattrochi y Pelletier 1990). El empleo de estas dos últimas herramientas es de considerable importancia en los campos de la ecología y conservación, ya que no solo permiten almacenar, organizar, desplegar y analizar eficientemente la información geográfica relacionada con los organismos de interés, sino que hace posible generar modelos predictivos-explicativos a partir de la relación entre variables y extrapolar datos para generar situaciones potenciales (Matteucci y Buzai 1998). Su aplicación es común en diferentes tipos de investigación (Davis y Goetz 1990), como lo son la generación de atlas de fauna y distribución geográfica (*e.g.* Nuñez *et al.* 2004), estudios de prioridades de conservación (*e.g.* Guevara y Campos 2003), análisis de avistamientos y seguimientos con telemetría (*e.g.* Cardozo *et al.* 2004) y caracterización y predicción de hábitat (*e.g.* Knutson *et al.* 1999, Ludwig *et al.* 2000, Luque 2000). Asimismo, la información geográfica procesada en un SIG, permite integrar y analizar la heterogeneidad espacial en formato digital, fácilmente mensurable (Bosque 1992).

Los diferentes usos del suelo se encuentran distribuidos en un paisaje según los procesos históricos que allí operan. A su vez, estos constituyen unidades geográficas identificables que son

reconocidas como matriz y fragmentos, los cuales pueden presentar distintas proximidades, tener diferentes formas y tamaños, determinando así diversas relaciones espaciales entre ellos al variar la escala de análisis (Armesto *et al.* 1994, Wiley *et al.* 1997, Angermeier y Karr 1994, Angermeier y Winston 1998, Toepfer *et al.* 2000).

1.b. EL ESTUDIO DE ANFIBIOS ANUROS Y LA RELACIÓN CON EL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN DEL HABITAT

Los anfibios son componentes integrales de diversos ecosistemas, constituyendo, en algunas ocasiones, la porción más alta de la biomasa de vertebrados, particularmente en humedales y bosques (Blaustein y Wake 1990, 1995, Pough *et al.* 1998, Alford y Richards 1999, Ben Ari 2000). Asimismo, este grupo tiene una importancia funcional en la dinámica trófica de distintas comunidades (Toft 1980, Blaustein *et al.* 1994, Pearman 1997, Maerz *et al.* 2004). Además, presentan en su piel una fuente importante de moléculas bioactivas, algunas de las cuales han sido sintetizadas para obtener antibióticos, analgésicos y para tratamientos tumorales (Daly 1998, Doyle *et al.* 2003, Nascimento *et al.* 2003, Rollins-Smith y Conlon 2005).

Por otra parte, el modo en que un organismo responde frente a las alteraciones del hábitat depende de sus capacidades de adaptación y de sus características bioecológicas (Hunter 1996). En este contexto, los anfibios anuros presentan condiciones de ectotermia, ciclo de vida bifásico (agua-tierra), gran permeabilidad tegumentaria, alta fidelidad “home range” y limitada capacidad de dispersión, que los hacen altamente sensibles a las alteraciones ambientales (Sinsch 1990,

Wake 1991, Delis *et al.* 1996, Knutson *et al.* 1999, Vallan 2000) y por consiguiente, excelentes bioindicadores (Lips 1998, US-EPA 2002, Blaustein *et al.* 2003, Sparling *et al.* 2003).

Es importante destacar que los anfibios están sufriendo un proceso de declinación global que podría tener un impacto significativo y perjudicial en ecosistemas naturales y sobre el bienestar humano, al afectar temporal y espacialmente la naturaleza de la dinámica de sus poblaciones (Licht 1996, Vos y Chardon 1998, Houlahan *et al.* 2000, Gardner 2001). Desafortunadamente, se carecen de los estudios necesarios para confirmar los patrones y esclarecer las causas de la regresión de estos vertebrados (Collins y Storfer 2003), que según algunos autores este fenómeno podría resultar de un efecto sinérgico entre dos o más factores (Alford y Richards 1999, Parris 1999, Blaustein y Kiesecker 2002). Se han considerado como posibles factores a la lluvia ácida (Carey *et al.* 2001), el fenómeno de cambio climático global (Pounds y Crump 1994, Carey y Alexander 2003), la introducción de especies exóticas (Blaustein y Wake 1995, Matthews *et al.* 2001, Kats y Ferrer 2003), el aumento de radiación ultravioleta UV-B (Hays *et al.* 1996, Middleton *et al.* 2001, Pahkala *et al.* 2001), la contaminación del agua y del aire (Blaustein y Wake 1995, Blaustein *et al.* 2003), la fragmentación y destrucción del hábitat (Hecnar y M'Closkey 1996, Gillespie y Hollis 1996, Knutson *et al.* 2004), y patógenos como hongos (*e.g.* *Batrachochytrium dendrobatidis*) y virus (Laurance *et al.* 1996, Berger *et al.* 1998, Bosch *et al.* 2001, Daszak *et al.* 2003). Particularmente, diversos autores (*e.g.* Saunders *et al.* 1991, Blaustein *et al.* 1994, Fisher y Shaffer 1996, Hecnar y M'Closkey 1996, Gillespie y Hollis 1996, Marsh y Trenham 2001, Green 2003, Storfer 2003, Weyrauch y Grubb 2004, Young *et al.* 2004) consideran a la fragmentación del hábitat uno de los mayores co-factores, que influye

negativamente, no sólo en la riqueza y la abundancia de anfibios, sino también en la dinámica de sus poblaciones. Cabe mencionar que los otros factores incluidos en este fenómeno son la extracción de individuos y su consecuente sobre-explotación y la denominada declinación enigmática, donde todavía no existen certezas sobre las causas que afectan a estos vertebrados (Stuart *et al.* 2004).

Alford y Richards (1999) y Weyrauch y Grubb (2004) señalan la importancia de entender las complejidades de las interacciones de los anfibios con sus hábitats y las dinámicas poblacionales que muestran distintas especies ante un proceso de fragmentación. En este sentido, los estudios de fragmentación y de pérdida de hábitat y su relación con la fauna de anfibios, han producido resultados dispares entre especies y comunidades, no permitiendo generalizar las respuestas a este proceso basándose en estudios a corto plazo (menores a dos años), datos anecdóticos y aislados (Gardner 2001, Herrman *et al.* 2005). Es de destacar, que debido a que las poblaciones de anfibios naturalmente fluctúan, solo los antecedentes y datos registrados a largo plazo proporcionan el poder estadístico necesario para determinar si una población es estable (Pechman y Wilbur 1994, Tocher *et al.* 1997, Storfer 2003). Por otra parte, para una correcta interpretación de los efectos de la fragmentación del hábitat e implementación de un adecuado manejo y conservación de las especies de anuros y de sus ambientes, es necesario contemplar diferentes escalas espaciales (Bosch *et al.* 2004). Asimismo, estos autores indican que para identificar los factores que podrían estar causando disminuciones en las poblaciones expuestas a procesos de alteración y fragmentación de hábitat, se necesita primero examinar las relaciones entre el estado de las poblaciones de anfibios y las numerosas variables ambientales, a través de múltiples escalas espaciales. Si bien, se ha sugerido que las declinaciones poblacionales están

relacionadas con procesos de fragmentación en escalas regionales y globales, otros autores proponen que estas regresiones se manifiestan a nivel local (Semlitsch 1998).

En las investigaciones sobre los efectos del proceso de fragmentación se han considerado factores que influyen en las poblaciones de anfibios a una escala local, incluyéndose a la predación (Teste 1990, Brönmark y Edenhamm 1994, Knutson *et al.* 2004), competencia interespecífica (Pavignano *et al.* 1990), contaminación (Stumpel y Hanekamp 1986, Bishop *et al.* 1999, Lajmanovich *et al.* 2004), fluctuaciones de variables ambientales y biológicas (Funk y Mills 2003, Parris 2004) y grado de disturbio antrópico (Marsh y Pearman 1996, Ficetola y De Bernardi 2004). A nivel regional o del paisaje, se ha establecido que los anfibios están asociados en forma positiva o negativa con el área, forma y/o aislamiento de los parches (Edenhamm 1996, Vos y Chardon 1998, Vos 1999, Vallan 2000, Guerry y Hunter 2002), con la permeabilidad y composición de la matriz (Parris y Lindenmayer 2003, Knutson *et al.* 2004, Weyrauch y Grubb 2004) y con la presencia/ausencia de elementos estructurales del paisaje como los bordes de campo (Peltzer *et al.* 2005a), corredores forestales (Knutson *et al.* 1999, Pope *et al.* 2000, Joly *et al.* 2001) y corredores fluviales (Maisonneuve y Rioux 2001, Jobin *et al.* 2004).

En este contexto, Vos y Chardon (1998) sintetizaron un marco teórico para el estudio de los efectos de fragmentación en anfibios, describiendo una serie de etapas relacionados con dicho proceso. La primera etapa, señala que al fragmentarse un paisaje continuo en muchos parches distintos, una especie no debería sufrir grandes declinaciones por la posibilidad de dispersión. En la segunda etapa, la fragmentación continúa y los parches decrecen en superficie y se aíslan. En esta etapa puede ocurrir dispersión y extinción de especies en algunos parches a nivel local,

también denominado este proceso “turnover” (Trenham *et al.* 2003). En la tercera etapa, las poblaciones presentan un grado de aislamiento superior y debido a la incapacidad de realizar migraciones, la especie eventualmente se extinguirá al nivel regional. En este punto, Threnam *et al.* (2003) explican que la influencia de fragmentación sobre la persistencia de las especies depende de la tasa de extinción y recolonización de una subpoblación y de la semejanza de dinámicas subpoblacionales causadas por patrones ambientales regionales, fenómeno denominado “sincronización”. De modo que las poblaciones que estén sincronizadas al nivel regional se extinguirían más rápido.

El fenómeno de declinación de anfibios y su relación con la pérdida y fragmentación del hábitat, toma importancia en América Latina, particularmente en Argentina, donde se concentra una alta diversidad de anfibios que no han sido suficientemente estudiados y protegidos (Young *et al.* 2001, Lavilla 2001, Lavilla *et al.* 2002). A este hecho se suma la irracional explotación de los bosques nativos y la consecuente pérdida de cobertura vegetal (Marino 2004, Montenegro *et al.* 2004). Según datos oficiales (Comisión Nacional. Tercer Censo Nacional de 1914a-b, Dirección Nacional del Servicio Estadístico. IV Censo General 1947) en la época de colonia los bosques y selvas de nuestro país ocupaban 170 millones de ha (61% del territorio nacional). En el año 1914, se redujo a 106 millones de ha y en 1956 presentaba 59 millones de ha. Actualmente, los bosques y las selvas nativas ocupan sólo 33 millones de ha, aproximadamente el 70% menos de sus masas forestales correspondientes al siglo pasado. Otros autores (Morello y Mateuci 1999) indican una pérdida de 700.000 km² de espacios ocupados por vegetación nativa desde la época de colonia hasta 1992, fenómeno que continúa hasta la actualidad a un ritmo sostenido, estimado en 500,000 hectáreas por año (Bertonatti y Corcuera 2000, Lavilla 2001). Particularmente, las regiones fitogeográficas de Dominio Chaqueño y Amazónico que confluyen en el río Paraná

constituyen complejos ecosistemas con un proceso de constante alteración y alto nivel de degradación, producido por distintas actividades antrópicas (Bo y Quintana 1999, Bertonati y Corcuera 2000, Lajmanovich y Peltzer 2004).

Sobre la base de estos antecedentes, resulta necesario en Argentina el estudio de los efectos de la fragmentación del hábitat y los factores que influyen en la diversidad y distribución de anfibios anuros. En este sentido, la importancia relativa de este proceso y su integración en un modelo explicativo-predictivo no ha sido suficientemente desarrollado, particularmente en la región noreste. Finalmente, este tipo de análisis constituye el punto de partida para priorizar los esfuerzos de conservación para estos vertebrados y sus ambientes sobre la base de una perspectiva multiespacial (Diniz-Filho *et al.* 2004, 2005, Herrman *et al.* 2005).

El objetivo general de esta tesis fue estudiar la fragmentación del hábitat y su influencia en los anfibios anuros de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño que convergen en el río Paraná Medio. De este objetivo se desprenden los siguientes interrogantes: 1) ¿Cuáles son las especies de anfibios anuros presentes en los distintos ambientes (naturales y alterados) de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño?, 2) ¿Cuáles son los gremios espaciales presentes en ambientes naturales y alterados?, 3) ¿Cuáles son las relaciones entre las variables a escala local (físico-químicas, biológicas y temporales) en cada ambiente con la diversidad y composición de anfibios anuros?, 4) ¿Qué relación presenta la diversidad y composición de anfibios anuros con

las variables estructurales a escala del paisaje?, 5) ¿Cómo se distribuyen espacialmente la diversidad y las especies de anuros en ambientes fragmentados y según la composición del paisaje?, 6) El sistema del río Paraná Medio funciona como un corredor faunístico, 7) ¿Cuales son las áreas que deberían ser consideradas prioritarias de conservación para esta fauna?.

Por lo antes expuesto se plantearon las siguientes hipótesis generales de trabajo:

H₁: Ambientes con distinto grado de alteración de las áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño que convergen en el río Paraná Medio, poseen diferentes ensambles de anuros.

H₂: La fragmentación del hábitat de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño produce diferencias en la diversidad y distribución espacial de la fauna de anfibios.

Para la contrastación de estas hipótesis se utilizaron distintas herramientas estadísticas y numéricas, así como también herramientas de teledetección y cartográficas.

2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Se delimitó como área de estudio la región centro-este de Argentina comprendida entre los paralelos 27° 19' y 32° 04' de latitud Sur y entre los 58° 45' y 60° 13' de longitud Oeste, incluyendo al Norte, la Isla Cerrito (Chaco); al Sur por la localidad de Diamante (Entre Ríos); al Este Santa Ana (Corrientes) y al Oeste La Estancia “Las Gamas” del Ministerio de agricultura, ganadería, industria y comercio (Santa Fe) (Fig. 3). Es de destacar, que parte de esta área es considerada una de las regiones de mayor diversidad de anfibios anuros de Argentina (Bridarolli y di Tada 1994).

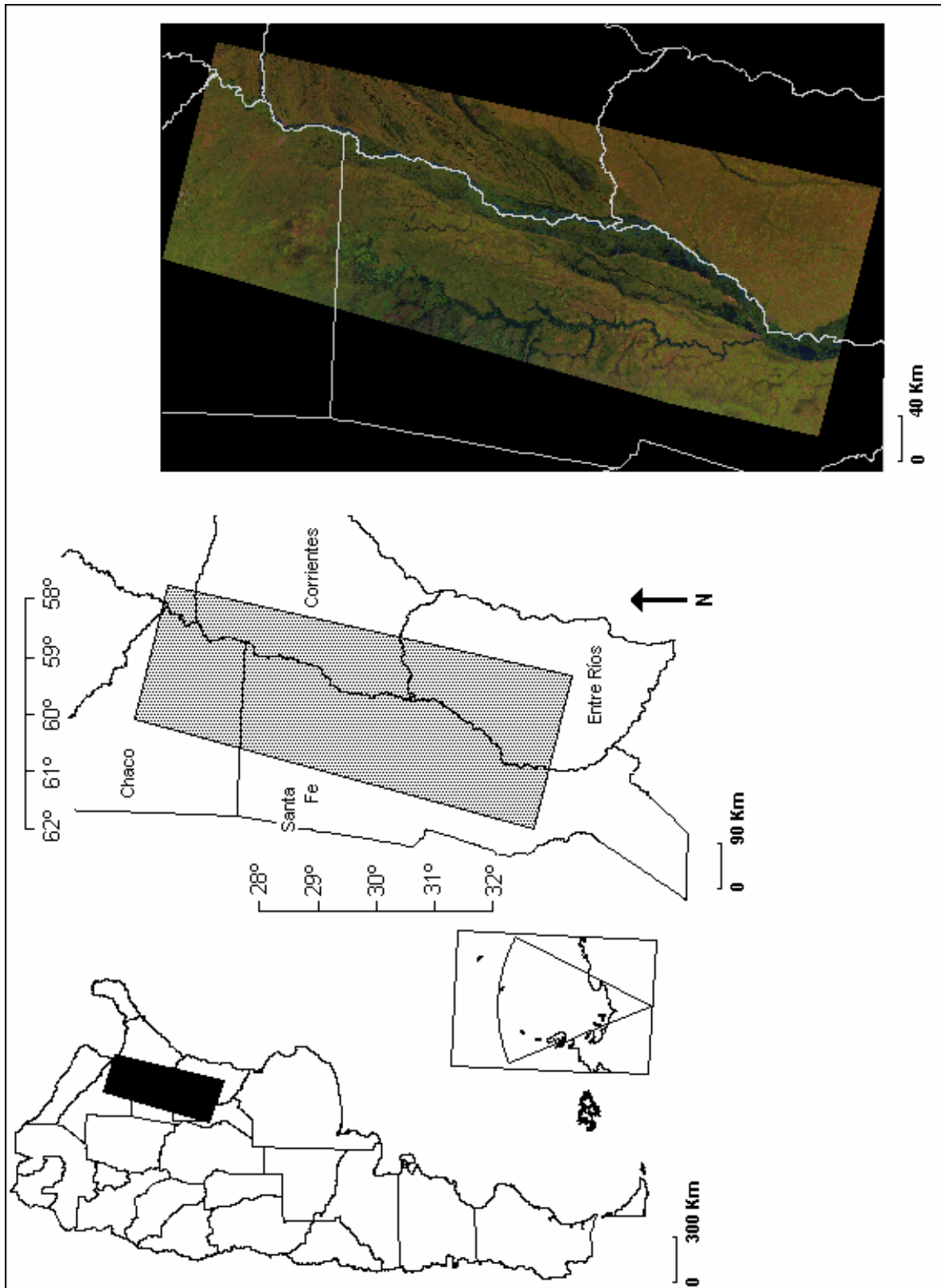


Figura 3. Localización del área de estudio.

El área se encuentra influida por el tramo medio del río Paraná, donde el cauce principal escurre siguiendo una serie de fallas de dirección N-S. Esta área es muy compleja desde el punto de vista fitogeográfico, por ser transicional entre las provincias Paranaense (Dominio Amázonico), provincia Chaqueña (distrito Chaqueño Oriental) y provincia del Espinal.

Las unidades florísticas de las provincias fitogeográficas Paranaense, Espinal y Chaqueña han sido objeto de discusión entre distintos botánicos (Parodi 1945, Cabrera 1953, Lewis y Collantes 1973, Prado 1993), quienes propusieron diferentes denominaciones y extensiones. En este contexto, Cabrera (1976) estableció elementos comunes a cada formación fitogeográfica, particularmente las composiciones de especies leñosas. No obstante, Burkart *et al.* (1999) actualizaron el mapa de regiones naturales al considerar distintas unidades del paisaje y el clima, e integrar en un solo producto la información disponible. En esta tesis se integraron los criterios de Cabrera (1976) y Burkart *et al.* (1999), reconociéndose a las siguientes eco-regiones (Fig. 4):

DOMINIO CHAQUEÑO

A. Chaco Húmedo

Esta región ocupa la mitad oriental de Formosa y Chaco, el extremo noroeste de Corrientes y norte de Santa Fe. Se caracteriza por presentar clima subtropical cálido. La temperatura media anual disminuye de norte a sur, con rangos de temperatura que oscilan entre los 23°C en el límite con Paraguay, y 18°C en el centro de la Provincia de Santa Fe. Las precipitaciones oscilan entre 1.300 mm anuales en el borde oriental y disminuyen hacia el

oeste, hasta los 750 mm, acentuándose en el mismo sentido la concentración de las lluvias en el verano. El paisaje predominante es un mosaico de franjas de tierras altas, drenadas, con bosques acompañando el curso de los ríos y alternando con interfluvios bajos, de esteros y cañadas, con fisonomías de pastizal, sabana y pajonal.

Esta región presenta una mayor diversidad vegetal que la del Chaco Seco y su composición se describe a continuación. 1. bosques altos de los albardones, donde dominan *Schinopsis balansae* (quebracho colorado chaqueño), *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco), *Patagonula americana* (guayaibí), *Tabebuia nodosa* (palo cruz), *Caesalpinia paraguariensis* (guayacán), *Pterogyne nitens* (viraró), *Terminalia australis* (palo amarillo) y *Ziziphus mistol* (mistol). En los interfluvios aparecen distintas fisonomías vegetales en mosaico: 2. bosques bajos, cerrados o abiertos, que circundan los esteros y cañadas, compuestos principalmente por *Prosopis nigra* (algarrobo negro) *P. alba* (algarrobo blanco), *P. algarobilla* (ñandubay), *Bumelia obtusifolia* (guaraniná), *Acacia caven* (churqui) y *Celtis tala* (tala). 3. pastizales de *Spartina* sp. como especie dominante. Estas fascies vegetales puede observárselas acompañada de otras herbáceas y a menudo de elementos arbóreos de las especies de bosques bajos, formando sabanas. Las cañadas están constituidas por pajonales de *Cortaderia selloana* y *Panicum prionitis* (paja de techar) o por palmares de *Copernicia alba* (caranday) y los esteros presentan especies acuáticas, siendo las más abundantes *Typha latifolia*, *Schoenoplectus californicus*, *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Pistia stratiotes*. De esta manera se destaca una gran heterogeneidad de hábitats.

B. Espinal

Se extiende al sur de la provincia de Corrientes, mitad norte de Entre Ríos y una faja

central de Santa Fe. El paisaje predominante es de llanura plana a suavemente ondulada, ocupada por bosques bajos, sabanas y pastizales. Las formaciones vegetales son los bosques bajos de especies leñosas, semixerófilas, densos o abiertos, mono-estratificados. Se considera esta eco-región como una continuación austral empobrecida de la provincia chaqueña.

Esta región presenta marcadas variaciones climáticas debido a su extensión, a saber: cálido y húmedo en el norte, templado y seco con marcados déficit hídricos, hacia el oeste y sur. El Espinal se puede dividir en tres subregiones: *Espinal del Ñandubay*, el sector mesopotámico, de clima húmedo; el *de los Algarrobos*, el sector central, subhúmedo, de transición entre la Pampa y el Chaco; finalmente, el *del Caldén*, sector semiárido, de transición entre la Pampa y el Monte.

Las formaciones vegetales características son los bosques bajos de especies arbóreas semixerófilas y las sabanas, alternando con pastizales. En general las especies vegetales comunes del Espinal se encuentran también en otras provincias fitogeográficas del Dominio Chaqueño, especialmente la Provincia Chaqueña, de la cual es considerada una continuación austral empobrecida. En esta región predominan los bosques de *Prossopis algarrobilla* (ñandubay), *P. nigra* y *P. alba* (algarrobos), *Schinus longifolius* (molle), *Acanthosyris spinescens* (quebrachillo), *Mirciantes cisplatensis* (guayabo), *Celtis tala* (tala), *Acacia atramentaria* (espinillo negro) y *A. caven* (churqui), con otras especies como *Trithrinax campestris* (carandilla), que se presentan asociadas al bosque o formando palmares. Se destaca la presencia de especies exóticas, *Melia azederach* (paraíso), *Gleditsia triachantos* (espina corona) y *Parkinsonia aculeata* (cina-cina)

DOMINIO AMAZÓNICO

A. Selvas Mixtas

Esta región natural comprende los valles de inundación de los trayectos medios e inferiores del río Paraná y sus tributarios, los que recorren la llanura chaco-pampeana, encajonados en una gran falla geológica. Asimismo, la eco-región se encuentra delimitada entre barrancas de gran altitud sobre la margen izquierda y una extensa planicie de inundación sobre la margen derecha, del tipo “fringe floodplain” (Neiff 1999). Se caracteriza por presentar numerosos cuerpos de agua que forman una extensa red de drenaje con gran número de islas y cuerpos lénticos de distinta importancia, tales como lagunas, esteros y cañadas. De esta manera, el paisaje consiste en islas bajas e inundables, delimitadas por los brazos laterales y cauces principales de los grandes ríos y extensos bajos ribereños.

La presencia permanente de grandes cuerpos de agua, lóticos o lénticos, genera efectos climáticos locales de alta humedad ambiente y atemperamiento de los extremos de temperatura diarios y estacionales, lo que ha permitido la presencia uniforme de comunidades y especies típicas de las eco-regiones subtropicales húmedas del noreste del país, hasta latitudes templadas en la provincia de Buenos Aires. La vegetación de la eco-región responde a un patrón de distribución típico conformando por 1) Bosques y arbustales, en delgadas franjas ribereñas sobre los albardones, compuestos principalmente por *Salix humboldtiana* (sauce criollo), *Tessaria integrifolia* (aliso del río), *Erythrina crista-galli* (seibo), *Sapium haematospermum* (curupí), *Baccharis* sp. (chilcas), *Berberis ruscifolia* (quebrachilla), *Nectandra* sp. (laurel), *Cathormion polyanthum* (timbó blanco), *Acacia caven* (espinillo), *Mimosa bonplandii* (rama negra); 2) Pajonales y pastizales en el interior de las islas sin espejo

de agua abierta con fascies de *Cortaderia selloana* (paja de techar), *Typha latifolia* (totora), *Echinodorus grandiflorus* (cucharero), *Panicum elephantipes* (canutillo) como las más abundantes y numerosas especies ciperáceas, 3) Plantas acuáticas sobre las riberas de ríos y en lagunas del interior de islas, siendo *Eichhornia azurea* (camalote) y *E. crassipes* (camalote), *Pistia stratiotes* (repollito de agua), *Hydrocotyle ranunculoides* (redondita de agua), *Victoria cruziana* (irupé) las comunidades representativas. Se encuentran especies exóticas como *Maclura pomifera* (mora), *Ligustrum lucidum* (ligustro), *L. sinense* (ligustrín), *Morus alba* (mora blanca) y *M. nigra* (mora negra). En un contexto zoogeográfico esta eco-región constituye el límite más austral de distribución de las especies de origen tropical y subtropical (Morello 2001).

2.a. BREVE REFERENCIA DE LOS FACTORES DE DEGRADACIÓN DE LAS ECO-REGIONES CONSIDERADAS EN EL PRESENTE ESTUDIO

Las eco-regiones Chaco Húmedo y Espinal constituyen eco-regiones de alto nivel de degradación y fragmentación (Bertonati y Corcuera 2000). En este sentido, la deforestación, explotación forestal (o tala selectiva de *Schinopsis balansae*, *Prosopis alba*, *P. Algarobilla*, *P. nigra*), forestación con especies exóticas (*Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp.) constituyen los primeros factores de degradación y alteración del paisaje. Además, se puede mencionar para el Espinal otras actividades que han contribuido a su reducción representando un 0,7 % de las 32,536,000 ha de la superficie original y estas son: la intensificación de las actividades

ganadera y agrícola y el uso masivo de agroquímicos. El Chaco Húmedo representa actualmente un 20% de la superficie original (40,000,000 ha).

Por otra parte, la eco-región Selvas Mixtas está actualmente representada por el 40% de las 3,609,000 ha originales (Bertonati y Corcuera 2000). La vegetación natural ha sido alterada y modificada para uso agrícola, particularmente para la siembra de monocultivos extensivos (soja, maíz, arroz y sorgo), pastoreo, drenaje, naturalización de especies arbóreas exóticas como *Prunus persica* (duraznillo), *Ligustrum lucidum* (ligustro), *Morus alba* (mora blanca), *Schinus molle* (aguaribay), *Parkinsonia aculeata* (cina-cina), entre otros (Lajmanovich y Peltzer 2004).

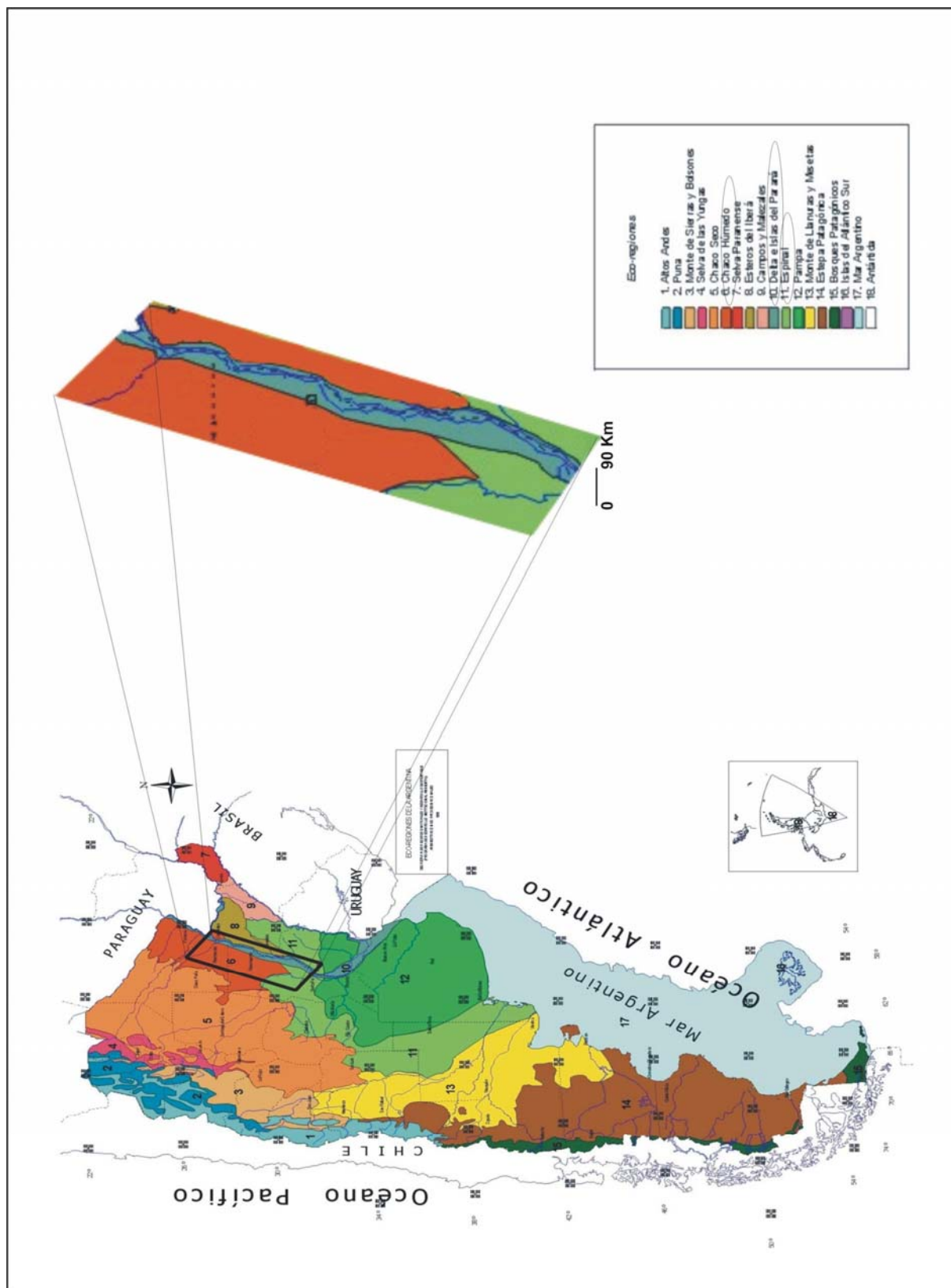


Figura 4. Eco-regiones incluidas en el área de estudio (extraído de Burkart *et al.* 1999)

3. METODOLOGÍA

3.a. IDENTIFICACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO

La identificación de los sitios de muestreos se realizó a partir de información cartográfica, observaciones y datos preliminares de campañas realizadas durante Enero de 1997 y Febrero de 2001 en distintos sectores del área de estudio. La información cartográfica utilizada fue la siguiente:

- Fotografías aéreas (1:50,000; 1:25,000). Fuente: II Brigada Aérea, sede Paraná-Entre Ríos.
- Imagen del sensor ETM+ del Satélite Landsat 7 (resolución espacial 30 m) soporte digital (CD) path-row: 227-082 (Julio de 2001) (Bandas 1 a 7, excepto 6). Fuente: Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE - Proyecto de Investigación “Multifusión de Imágenes de Satélite aplicado al Estudio de Problemáticas Medioambientales en América del Sur” - Director: Msc. Raquel Tardivo).
- Imágenes del sensor MMRS del Satélite SAC-C (resolución espacial 175 m) soporte digital (CD), path: 226 (Marzo de 2003) (Bandas 1 a 5). Fuente: CONAE.

Por otra parte, los sitios se seleccionaron de acuerdo a los criterios del modelo de selección al azar (Vallan 2000) considerando las siguientes condiciones:

Tipo de ambiente (Fig. 5 a-o): **1. Controles:** ambientes acuáticos localizados en remanentes naturales protegidos por entidades provinciales, nacionales o privadas o sin propiedad, de las eco-regiones Espinal, Chaco Húmedo y Selvas Mixtas, los que fueron clasificados de la

siguiente manera: remanentes Chaco Húmedo (R-CH), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM) y Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM); **2.** Ambientes acuáticos rodeados de agro-ecosistemas (AGR), particularmente campos cultivados con soja manipulada genéticamente *Glicine max.* (Merril L.) por alcanzar este cultivo el mayor porcentaje de siembra en el área estudiada (Hin *et al.* 2001); **3.** Ambientes acuáticos en áreas urbanas y/o suburbanas (U), incluyendo plazas y parques recreacionales y **4.** Sitios a la vera de rutas y caminos principales (VR) que incluyen a ambientes acuáticos formados a la vera de vías carreteras por excavación antrópica o declive del terreno. Los sitios incluidos en 1 fueron considerados como ambientes naturales y el resto (2, 3 y 4), fueron catalogados como ambientes alterados.

Área del sitio: ambiente con dimensiones apropiadas que posibilite realizar un muestreo adecuado de anfibios anuros y que varía de acuerdo a: **1.** Las características biológicas de la taxocenosis estudiada; **2.** Los antecedentes sobre estudios de la diversidad de anfibios en áreas naturales (*e.g.* Vallan 2000, Guerry y Hunter 2002, Toral *et al.* 2003) y de áreas con distinto grado de alteración y fragmentación (*e.g.* Knutson *et al.* 1999, Weyrauch y Grubb 2004). **3.** Cantidad de sitios de dimensiones similares que permita la repetición de los tratamientos.

Aislamiento: De acuerdo al grado de aislamiento se seleccionaron, ambientes con distancias variables al remanente más cercano incluidos dentro de cada eco-región.

En total, se estudiaron 155 sitios (Anexo I) contabilizándose 395 campañas y 4830 horas/hombre durante un período de 7 años (Enero/97 - Marzo/04). El rango de las áreas de los sitios seleccionados osciló entre 10 y 70.000 m². En todos los casos las coordenadas

Paola M. Peltzer. -

geográficas de los sitios de muestreo fueron obtenidas con un posicionador geodésico satelital, modelo XL 45 Garmin® (GPS), elipsoide-WGS 84. Es importante resaltar que en esta tesis sólo se analizaron los sitios que fueron visitados al menos tres veces.



Fig. 5 continuación

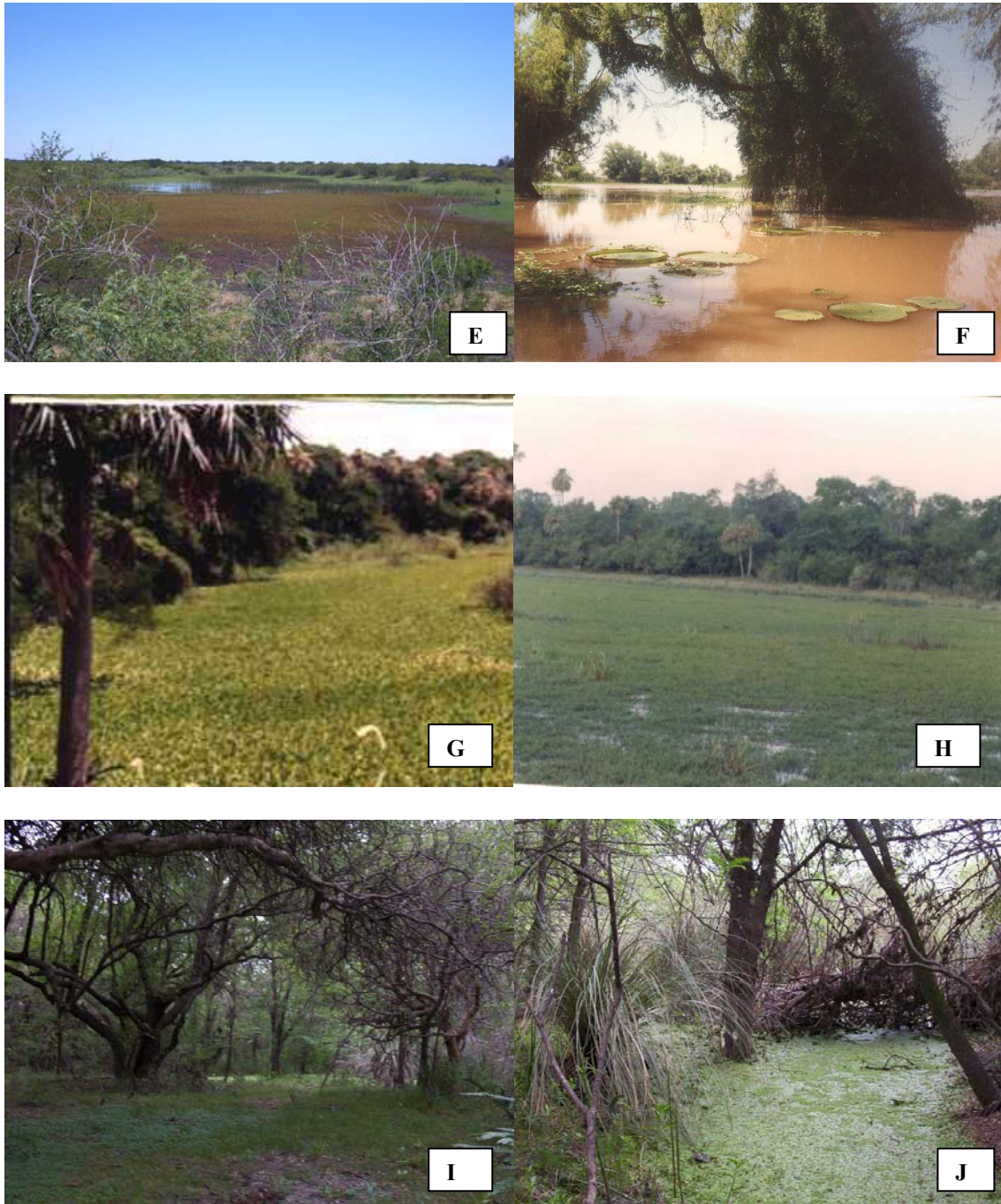


Fig. 5 continuación

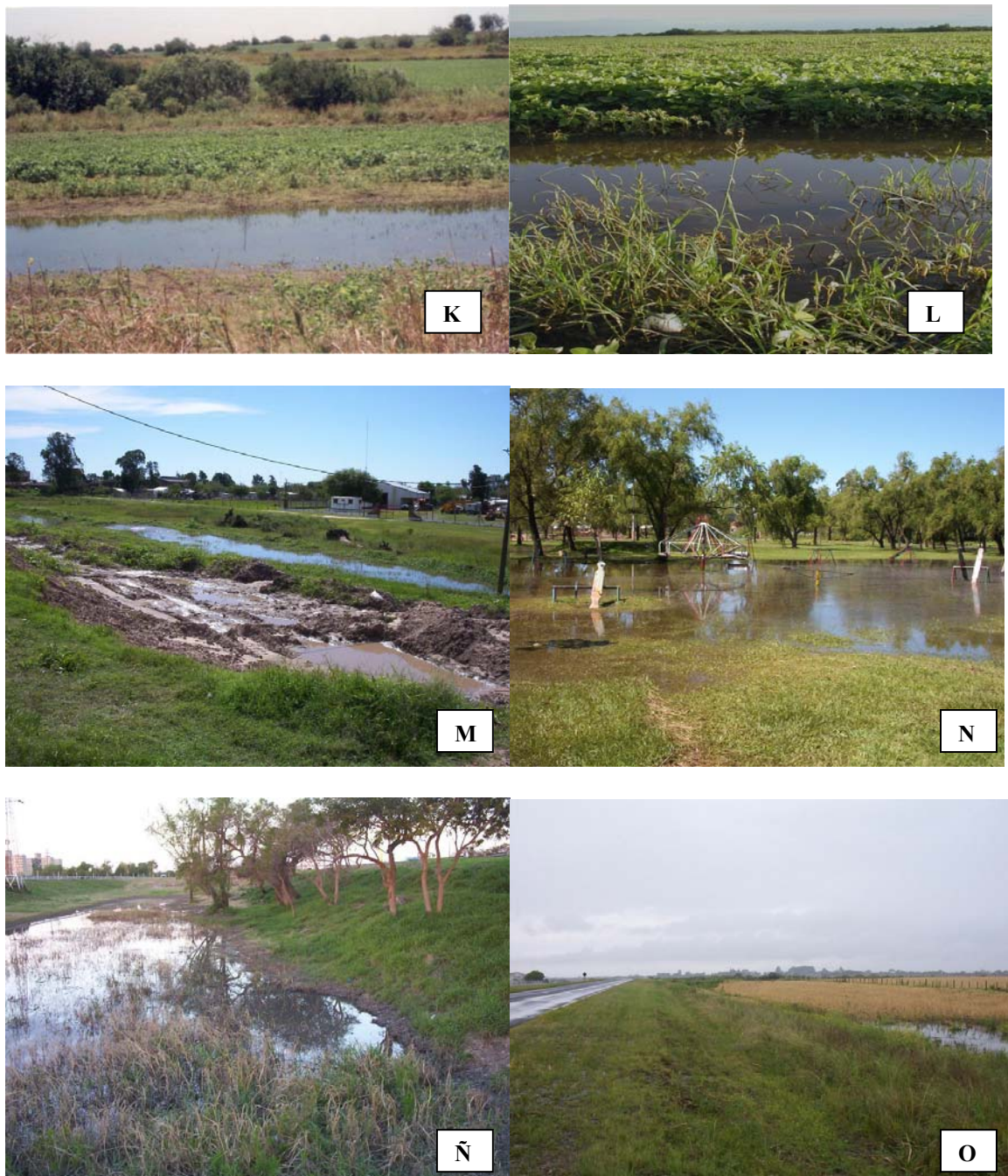


Figura 5. Ambientes naturales Chaco Húmedo (A y B), Espinal (C y D), Selvas Mixtas (E y F), Transicionales Chaco Húmedo-Selvas Mixtas (G y H), Espinal-Selvas Mixtas (I y J), ambientes agrícolas (K y L), ambientes urbanos (M y N) y a la vera de rutas (Ñ y O).

3.b. METODOLOGÍA DE CAMPO

Los muestreos se intensificaron durante los meses de primavera y verano, ya que en estas estaciones los anfibios presentan mayor actividad reproductiva (vocalizaciones, amplexos y puestas de huevos), actividad trófica, y por consiguiente son más fáciles de observar y escuchar. De esta manera, se eliminó el sesgo temporal que se produciría en invierno y otoño al disminuir la actividad reproductiva de algunas especies.

Al considerar que el registro de datos sobre el hábitat requiere una planificación previa (Scott 1994), se diseñó una planilla adecuada para las categorías a registrarse y para cada tipo de situación (Anexo II). En este sentido, su utilización facilitaría el seguimiento espacio-temporal y la unificación de criterios para un monitoreo de anfibios anuros.

En los últimos años, el número de leyes que regulan la colección, adquisición, transporte, estudio y disposición de fauna silvestre ha incrementado notablemente con el fin de controlar actividades que se consideran peligrosas para los animales (McDiamird *et al.* 1994). Por consiguiente, se gestionaron los permisos de colecta y estudios de anfibios anuros en las siguientes instituciones: *a.* Secretaría de Estado de Medio ambiente y Desarrollo Sustentable-Área Fauna (Santa Fe); *b.* Dirección de Fauna, Parques y Ecología (Chaco) y *c.* Dirección de Pesca y Recursos naturales (Entre Ríos).

3.b-1. Descripción de los métodos para el registro de anfibios anuros

3.b-1'. *Muestreos diurnos. Colecta de huevos y larvas*

Se realizaron colectas de renacuajos con redes en forma de D, con mango de 1,5 m de largo y aberturas de malla de 0,2 mm durante el día. Dicha técnica se utilizó para estimar diversidad, composición (abundancia relativa y riqueza) y distribución espacial de especies. La estandarización del muestreo consistió, siempre que las condiciones ambientales así lo permitieron, en realizar 15 barridas con el copo la columna vertical de agua en zonas de profundidad máxima (para detectar renacuajos con hábitos bentónicos) y profundidad media y superficial (para registrar renacuajos neotónicos) a lo largo de una transecta imaginaria extendida de las líneas de costa norte a sur del cuerpo de agua siguiendo el criterio estandarizado para el muestreo de larvas de anfibios descrito por Shaffer *et al.* (1994). Cabe destacar que esta técnica se utilizó para charcas mayores a 0,50 m de profundidad. Para charcas con una profundidad menor a 0,50 m se muestreó toda la columna de agua sin discriminar la estratificación espacial. Por otra parte, cada pasada de red fue completamente independiente de la anterior, asegurando así que cada pasada brinde una estimación independiente de la abundancia de renacuajos. En este contexto, entre cada pasada se esperó un minuto para permitir que los renacuajos salgan de sus refugios (Shaffer *et al.* 1994). Además, se registró la presencia de puestas de huevos (*e.g.* ristas de huevos, nidos de espuma).

Los ejemplares larvales y las puestas de dudosa determinación fueron conservadas *in vivo* bajo condiciones estándares de laboratorio (Temperatura: 20°C, pH: 7, Fotoperíodo: luz, 12h - oscuridad, 12h), hasta alcanzar el clímax metamórfico. Por otra parte, se conservó una

muestra mínima de 10 individuos por especie, que fueron eutanizados con MS-222 o benzocaína disuelta en acetona y fijados en una solución de formaldehído al 10% (Close *et al.* 1997 y ASIH *et al.* 2001).

3.b-1''. *Muestreos nocturnos. Colecta de adultos*

Para estimar diversidad, composición y distribución espacial de adultos se realizaron búsquedas nocturnas o “*nocturnal site searches*” según lo propuesto por Parris *et al.* (1999), ajustado por Peltzer *et al.* (2003) que integra las técnicas de relevamiento por encuentro visual o “*Visual encounter survey*” (Crump y Scott 1994) y de encuentro auditivo o “*Audio strip transect*” (Zimmerman 1994). La primera se utiliza para detectar visualmente ejemplares de anuros adultos y juveniles. La segunda es conocida por algunos autores como muestreo de las vocalizaciones de los anfibios machos (Knutson *et al.* 1999) y permite registrar la abundancia relativa y delimitar claramente las distribuciones espaciales de cada especie. La integración de estas dos técnicas, en la búsqueda nocturna, consiste en seleccionar aleatoriamente una serie de direcciones de brújula y caminar en secuencia por un determinado número de metros (también determinados aleatoriamente y que varían en función del área muestreada) (US-EPA 2002). Este muestreo comprendió el cuerpo de agua e incluyó hasta 50 m de radio desde la línea de costa del mismo (Fig. 6). Los recorridos nocturnos se realizaron entre las 18:30 a 24:00 hs, utilizándose linternas de mano. Estas prospecciones sistémicas se complementaron con prospecciones generales no sistemáticas. Para recorrer ambientes de difícil acceso e inhóspitos se recurrió a la experiencia de guardaparques y baquianos. El período de muestreo para cada prospección fue de 1 hora-hombre, restando el tiempo utilizado para determinar, fotografiar, grabar o coleccionar una especie. Si se tiene en cuenta el esfuerzo en horas-hombre

de búsqueda, esta técnica de muestreo es llamada inventario completo de especies (Parris *et al.* 1999).

Los individuos adultos no determinados fueron trasladados al laboratorio, eutanizados con benzocaína disuelta en acetona y fijados en una solución de formaldehído al 10% para su determinación (ASIH *et al.* 2001, NWHC 2001).

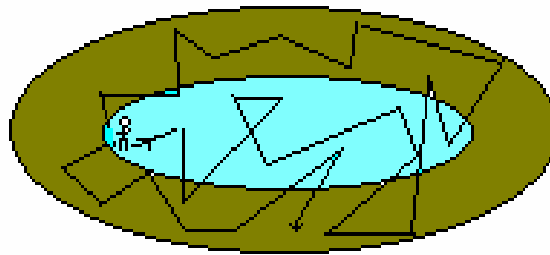


Figura 6. Representación gráfica de un muestreo aleatorio en una laguna y su periferia.

Además, para larvas y/o adultos de anuros se registró su ubicación en el ambiente y características comportamentales (larvas aisladas, gregarismo, cohortes interespecíficas, amplexos, vocalizaciones).

Finalmente, las larvas y adultos colectados fueron depositados como especímenes Voucher en una colección de referencia del Instituto Nacional de Limnología bajo el acrónimo PL-INALI (Peltzer-Lajmanovich).

3.b-2. Estudio de características del hábitat

3.b-2'. *Variables físicas, químicas y biológicas a escala espacial local*

Se registraron y categorizaron 15 variables locales (Tabla 1) en cada sitio de muestreo con el objeto de dilucidar y cuantificar las causas que condicionan la diversidad, composición

y distribución de las especies a escala local. La variable REPR fue considerada separadamente y relacionada estadísticamente con las 14 variables a escala local registradas (ver 3.c-3.). Se midieron parámetros físico-químicos (pH, temperatura del agua y aire, profundidad del cuerpo de agua y turbiedad). Las mediciones se realizaron *in situ* con cintas comerciales de pH, termómetros de mercurio, cintas métricas y disco de Secchi.

Tabla 1. Variables del hábitat a escala local.

ESCALA LOCAL		
	Código	Unidad
a. Físico-químicas		
Temperatura media aire	TA	Celsius °C
Temperatura media agua	TW	Celsius °C
Régimen pluviométrico	RP	mm
Turbiedad agua	T	m
pH	pH	
Origen cuerpo de agua	OCA	1, Fluvial-2, Pluvial
Profundidad media cuerpo de agua	PM	m
b. Temporales		
Hidroperíodo	HIDR	1, Temporal/ 2, Semipermanente/ 3, Permanente
c. Biológicas		
Potenciales predadores acuáticos	PRED	0, Ausencia-5, Presencia <i>Ausencia o Presencia de predadores acuáticos (gasterópodos, hemípteros, coleópteros, odonatos, peces)</i>
Reproducción	REPR	0, Ausencia-1, Presencia <i>Ausencia-Presencia de indicios de reproducción (larvas, puestas, amplexos)</i>
Índice de Vegetación	VEG	1, mono-específica-5, poli-específica
% Vegetación Herbácea	%VH	0-100
% Vegetación Arbustiva	%VA	0-100
% Vegetación Arbórea	%VAR	0-100
d. Índice de disturbio	ID	0, sitios prístinos-5, totalmente alterados

Además, se consideraron los regímenes pluviométricos sobre la base de registros del Boletín Seriado INTA de las áreas correspondientes.

Se analizaron las características de cada sitio respecto de su hidroperíodo (temporal, semipermanente o permanente) y origen (fluvial o pluvial). Cabe destacar que las charcas temporarias, semipermanentes y permanentes son ambientes propicios para la reproducción de los anfibios (Duellman y Trueb 1986, Dodd y Cade 1998). Estos ambientes acuáticos, denominados “microlimnótopos lénticos” por Ringuelet (1961), están expuestos a la luz solar (heliotópicos) de escasa profundidad, reciben la luz solar directa, sin ciclo térmico y si en algún momento presentan estratificación ésta es transitoria (por ejemplo en verano puede ocurrir la estratificación por calentamiento superficial). De esta manera, se consideraron como charcas temporarias aquellas formadas luego de grandes lluvias en depresiones topográficas o en cavas de origen antrópico y que presentan una permanencia de dos a tres meses y suelen recuperar su caudal con nuevas lluvias. Las lagunas semipermanentes son aquellos cuerpos de agua que presentan agua durante dos a tres años y que suelen secarse en invierno, siendo su origen pluvial o fluvial. Las lagunas permanentes presentan agua durante un tiempo prolongado por más de tres años y reciben agua de origen pluvial o fluvial (Dudley 1987, Arzabe *et al.* 1998)

Simultáneamente con el muestreo de larvas se registró la presencia de potenciales predadores acuáticos (Rodrigues Capítulo 1981, Kats *et al.* 1988, Kehr y Schnack 1991, Van Buskirk 2001, Relyea 2001, Kats y Ferrer 2003, Holbrook y Petranka 2004, Baber y Babbitt 2003, 2004, Peltzer y Lajmanovich 2004a-b) considerando a los siguientes invertebrados: Hemiptera: *Belostoma elegans* o *B. plebejum*, Coleoptera: *Laccophilus* spp., *Tropisternus* spp. o *Megadytes* spp.; Odonata: Anactinae, Mollusca: *Pomacea canalicuta* y vertebrados: Pisces: *Astyanax* spp., *Aphyocharax* spp. o *Cheirodon* spp. En este sentido se asignaron 5 valores,

según el criterio modificado de Pavignano (1998) y que responde a valores entre 0: sin predadores y 5: al menos cinco especies de potenciales predadores.

Se registraron evidencias reproductivas (puestas de huevos y/o larvas) en cada sitio para establecer su relación con el tipo de ambiente y las variables del hábitat (Vos y Chardon 1998, Knutson *et al.* 2004). Si bien esta variable fue considerada como variable biológica se relacionó separadamente con las restantes 14 variables locales y 8 variables del paisaje.

Se estimó la variabilidad de la vegetación local y se siguió el criterio cualitativo propuesto por Coneza Fernandez-Vítora (1997) que indica para la vegetación valores entre 1 (vegetación monoespecífica) y 5 (multiespecífica). Por otra parte, se consideraron los porcentajes de cobertura de los estratos herbáceos (> 50 cm), arbustivos (< 50 cm; > 2,5 m) y arbóreos (< 2,5 m), clasificación sugerida por Henle *et al.* (1997) y Ernst (2002) asignándoles valores de abundancia-cobertura sobre la base de la utilización de la escala de Anderson y Gutzwiller (1996) (Tabla 2).

Tabla 2. Escala de valores de cobertura vegetal.

Escala	Valores de cobertura (%)
5	75-100
4	50-75
3	25-50
2	5-25
1	1-5

Se determinó el grado de disturbio del ambiente donde se localizaron las lagunas integrándose los criterios de White (1978) y Pavignano (1998) modificado por Peltzer (2000)

que presenta valores entre 0 (ambientes naturales) y 5 (ambientes totalmente degradados) y que se describen con detalle a continuación:

1. Ambientes naturales (vegetación en sucesión primaria, bosques maduros en climax o paraclimax) en reservas naturales de jurisdicción provincial o municipal, propiedad privada).

2. Ambientes seminaturales (bosques con sucesión tardía o ante-clímax luego de un disturbio natural reciente (tornados, incendios, inundaciones) o ligeramente perturbado en el pasado pero en recuperación).

3. Ambientes con baja intervención antrópica (bosques en peniclímax y en recuperación).

4. Ambientes con media intervención antrópica (bosques en estadios sucesionales secundarios modificados por la tala selectiva, agricultura y ganadería intensiva o tradicional, construcción de senderos y caminos).

5. Ambientes con alta intervención antrópica (bosques en disclímax alterados por tala rasa, urbanización, ganadería y agricultura extensiva, grandes carreteras y represas).

3.b-2'’. Variables estructurales a escala del paisaje

Para el análisis del proceso de fragmentación en cada sitio de muestreo y su relación con el paisaje se consideraron ocho métricas de organización del paisaje y se siguieron los procedimientos propuestos por Forman (1995), Naveh (1994), McGarigal y Marks (1995), O'Neill *et al.* (1999), Gustafson (1998), Guerry y Hunter (2002), Así se consideraron variables espaciales de cada sitio de estudio y que refieren a la estructura del paisaje

(Gustafson y Robert 1996, Knutson *et al.* 1999, Saab 1999, Fauth 2000, Weyrauch y Gibbs 2004) y que se detallan en la tabla 3.

Tabla 3. Variables del hábitat a escala de paisaje.

ESCALA DEL PAISAJE	Código	Unidad
Estructura		
a. Conectividad		
Distancia al remanente más cercano	DRMC	Km
Distancia al centro urbano más cercano	DCU	Km
Interdistancia	INTD	Km
Distancia a ruta principal	DR	Km
		<i>Distancia entre un sitio al más próximo</i>
		<i>Distancia caminos principales de un centro urbano o a ruta nacional o provincial</i>
b. Vulnerabilidad		
% tierras agrícolas adyacentes	%TA	0-100
% tierras urbanas adyacentes	%TU	0-100
% tierras forestales adyacentes	%TF	0-100
c. Otras variables estructurales		
Área de cada sitio	A	m ²
		<i>Área total del sitio</i>

3.c. METODOLOGÍA DE LABORATORIO Y GABINETE

3.c-1. Determinación taxonómica del total de anuros estudiados durante el período de muestreo

Para la confección de la lista sistemática se siguieron los criterios taxonómicos y nomenclatoriales de Ceí (1980, 1987), Dubois (1984), Gallardo (1987), Lavilla (1994),

Lavilla y Cei (2001) y Frost (2004). Por otra parte, se consideraron las familias, géneros y especies mencionados en Duellman y Trueb (1986), Duellman y Wiens (1992), Duellman (1993) y Cannatella *et al.* (1997). Para describir aspectos de la historia natural de cada especie de anuro y para facilitar su discusión, se consideraron algunas características sobre la morfología larval y del adulto, usos de hábitat y comportamiento reproductivo mencionadas por Vizzoto (1967), Cei (1980), Gallardo (1987), Gallardo y Varela de Olmedo (1992), Langone (1994), Céspedes (1999), Céspedes y Alvarez (1999), Lavilla *et al.* (2000, 2002), Prigioni y Langone (2000), Lavilla y Cei (2001), Heyer y Heyer (2002), Heyer *et al.* (2003), Prado *et al.* (2002), Narvaes (2003), Zaracho y Lavilla (2005) y observaciones personales realizadas durante el período de muestreo de este trabajo de tesis. Además, si bien no se estudió la dieta de larvas se consideraron los gremios ecomorfológicos (nectónico, bentónico y bentónico-nectónico) propuestos por Altig y Johnston (1989) basándose en características del aparato bucal (registradas bajo lupa binocular) y ubicación en la columna de agua (observaciones *in situ*).

Las especies de anuros en estado adulto de los sitios prospectados se agruparon en gremios espaciales (Pianka 1982), siguiendo un criterio basado en colectas y observaciones personales, registros bioacústicos a campo, y consideración y revisión de colecciones de museos regionales (MFA-Museo Florentino Ameghino de Santa Fe, MER-Museo de Ciencias Naturales y Antropológicas de Entre Ríos “Prof. Antonio Serrano”, FML-Fundación Miguel Lillo de Tucumán y UNNEC-Colección de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes). Se identificaron los siguientes grupos:

- A.** Especies terrícolas: comunes en las zonas arenosas, ambientes terrestres y/o pantanosos, generalmente de hábitos cavícolas.
- B.** Especies semiacuáticas: frecuentan la vegetación húmeda cerca de los cuerpos de agua.

C. Especies arborícolas: bromelícolas, eringiófilas, habitan tallos de árboles y arbustos.

D. Especies acuáticas: viven entre la vegetación acuática flotante en lagunas o ríos.

3.c-2. Análisis numérico y estadístico

3.c-2'. Índices de diversidad y composición de especies

La diversidad (H) de cada tipo de ambiente y en el total del área de estudio se calculó con el índice de Shannon-Weaver (1949) que responde a la fórmula:

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i ,$$

donde p_i es la abundancia proporcional de cada especie. Se consideró como medida de uniformidad (E) (Magurran 1987) la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima:

$$E = H/\log_2 S,$$

donde H es la diversidad y S el número de especies. El valor de E se sitúa entre 0 y 1, donde 1 representa una situación en que todas las especies son igualmente abundantes. La Riqueza específica (R) se define como el número total de especies presentes en cada ambiente (Moreno 2001).

Para poner a prueba las diferencias entre los valores de diversidad de anuros entre ambientes naturales y alterados se calculó el *t*-test de Hutchenson (1970, descrito en Zar 1999). Las diferencias en la proporción de especies por familia en cada tipo de ambiente se estimaron con el test de χ^2 (con corrección de Yates). Se incluyeron en estos análisis aquellos sitios que fueron visitados al menos tres veces. Estos análisis fueron realizados con el paquete de análisis de diversidad, BIO-DAP (Thomas 2000).

Se cuantificaron las distancias entre las diversidades y composiciones de anfibios anuros de las áreas estudiadas, para lo cual se realizaron análisis de similitud faunística entre cada tipo de ambiente, sobre la base del índice de Distancia Euclidiana estandarizada (Dalrymple 1988) construyéndose fenogramas, en donde cada ambiente estudiado constituyó una Unidad Taxonómica Operativa (OTU) (Sneath y Sokal, 1973) y en la que se representan los valores de 7 caracteres cuali-cuantitativos. Los caracteres fueron los siguientes: 1. Número de especies de Bufonidae; 2. Número de especies de Leptodactylidae; 3. Número de especies de Hylidae; 4. Número de especies de Número de especies de Microhylidae; 5. Diversidad; 6. Equitatividad; 7. Riqueza total. La matriz de datos fue tratada con técnicas de Taxonomía Numérica, obteniendo un fenograma a partir del método de Ligamiento Promedio de Pares de Grupos no Ponderados (UPGMA), que utiliza un algoritmo aglomerativo para realizar la clasificación (Crisci y López Armengol 1983). Cabe destacar que es el método que menos distorsión provoca respecto de las distancias originales dentro de este tipo de algoritmos (Real *et al.* 1993). La medida de distorsión interna de la técnica se calculó aplicando el coeficiente de correlación cofenética (Sneath y Sokal 1973). Las variables fueron transformadas a logaritmo para asegurar su distribución normal.

3.c-2''. Proporcionalidad y análisis de co-ocurrencia de gremios

Al investigar las modificaciones y la fragmentación del hábitat y su influencia en las comunidades animales, se hizo necesario no sólo conocer su respuesta individual sino también cambios en la composición de los gremios espaciales (Bowman *et al.* 1990). Así, para poner a prueba si la proporción de especies dentro de un gremio permanece constante a lo largo de los ensamblajes de anuros (Wilson 1989, Wilson y Whittaker 1995), se realizaron matrices doble estado donde se incluyeron las especies por sitio y los gremios correspondientes (terrestres,

semiacuáticos, arbóreos y acuáticos). De esta manera, se utilizó el modelo de proporcionalidad de gremios propuesto por Mikkelson (1993) con el módulo de Estructura de Gremios del programa de análisis de modelos nulos ECOSIM 7.0 (Gotelli y Entsminger 2003), que postula que el número relativo de las especies presentes dentro de cada gremio se mantienen fijos entre cada gremio y sitio (o región). En este caso, los mayores valores de “c-score” plantean una mayor segregación de especies dentro del gremio y por consiguiente, una menor coexistencia (Gotelli y McCabe 2002).

Por otra parte, para comparar los patrones de co-ocurrencia de especies de anfibios anuros en ambientes naturales y alterados se realizó un análisis de randomización con el módulo de Co-Occurrencia del mismo programa (Gotelli y McCabe 2002, Gotelli y Entsminger 2003, Ulrich 2004). Los datos fueron organizados en una matriz de presencia-ausencia. Se calcularon los valores del índice de “c-score” para ambientes alterados y naturales, que establece una menor co-ocurrencia entre pares de especies (segregación) para valores mayores al esperado por chance, en caso contrario, indica una mayor co-ocurrencia (agregación) (Gotelli y Arnet 2000, Sanders *et al.* 2003, Gotelli com. pers).

La fórmula del índice “c-score” (Stone y Roberts 1990) se indica a continuación:

$$CU = (r_i - S)(r_j - S),$$

donde CU es la unidad de “ checkerboard” para cada par de especies, S es el número de sitios compartidos (sitios que contienen a ambas especies) y r_i o r_j son el total de filas de la especie I y j. Para evaluar la importancia estadística del índice se compararon valores observados con los valores esperados sobre la base de

modelos nulos, donde se incluyeron las especies al azar e independientemente entre sí (Gotelli y Graves 1996). Es de destacar que “ c-score” es uno de los 4 índices diseñados para el estudio de patrones de co-ocurrencia y mide el número promedio de unidades “ checkerboard” para un único par de especies. Por el contrario, otro de los índices propuestos en el programa es el “ número de pares de especies checkerboard” (no utilizado en esta tesis) y clasifica el número de pares de especies que nunca co-ocurren en un sitio.

3.c-3. Relación de los parámetros biológicos con las características del hábitat

Se realizaron análisis multivariados y se consideraron dos conjuntos de variables: locales (excepto REP) y del paisaje. Para el último grupo de datos sólo se consideró la información obtenida a campo (área de cada sitio, distancia al remanente más cercano, distancia al centro urbano más cercano, distancia entre sitios, distancia a rutas y caminos principales más cercanos y porcentaje de tierras forestales, agrícolas y urbanas adyacentes).

Se realizaron dos análisis de componentes principales (ACP) para reducir 22 variables locales (excepto REPR) y del paisaje, en forma separada, a un número pequeño de componentes independientes y determinar cual o cuales fueron la/s variables que contribuyeron en mayor medida a las variaciones en la composición y su contribución en la varianza total del modelo. Se analizaron aquellos componentes que presentaron eigen-valores mayores a 1 (Saab 1999). Se consideraron como significativas las correlaciones con valores

mayores a 0,5 (Hair *et al.* 1979). Las variables significativas (independientes) derivadas del ACP fueron usadas como parámetros descriptores de la diversidad y composición de anuros en cada sitio (dependientes). Estos análisis fueron realizados con el programa SYSTAT (SYSTAT 1998) a un 5% de nivel de significancia.

Por otra parte, se realizaron análisis de correspondencia canónica (ACC) para analizar la asociación entre las variables a escala local (excepto REPR) y del paisaje, sobre la base de matrices de correlación basada en la abundancia relativa de anuros, diversidad y número de especies en cada sitio de muestreo (Pearman 1997). Este modelo estadístico multivariante facilita el estudio de las interrelaciones entre múltiples variables criterio (dependientes) y múltiples variables predictoras (independientes), usando un procedimiento iterativo y generándose diagramas de sitios y especies respecto de vectores (variables independientes) (Wagner 2004). Estos diagramas fueron utilizados para la interpretación directa de relaciones entre las especies respecto de variables locales y del paisaje. Se realizaron cuatro matrices: **1.** Variables independientes a escala local, **2.** Variables independientes a del paisaje, **3.** Variables independientes a escala local y del paisaje y **4.** Variables referidas a la abundancia relativa de anuros por especies, diversidad y composición. Para establecer diferencias en los scores de cada eje de cada conjunto de variables y su significancia en la relación especies-variables locales, del paisaje o en su conjunto, se calculó el test de Kruskal Wallis (Sokal y Rohlf 1995) y además, se realizó un análisis de regresión múltiple (Kehr y Hamann 2003). Estos procedimientos se realizaron con los programas de estadística multivariada MVSP (Kovach 1999) y SPSS (v. 10, SPSS 1999). Para que todas las variables tuvieran la misma influencia en el cálculo de distancia fueron estandarizadas (Manly 1991).

Para relacionar las evidencias reproductivas (REPR) con las 14 variables locales y 8 del paisaje, se utilizó un análisis de regresión logística (Jongman *et al.* 1995) que asume una

distribución binomial de la variable dependiente, mientras que la/s independientes pueden ser categóricas o continuas (SPSS 1999). De esta manera, este análisis permitió poner a prueba qué variables presentaron el mayor efecto sobre la presencia o ausencia de reproducción en los sitios estudiados. Se consideró un modelo combinado incluyendo las variables independientes significativas (retenidas al $p < 0,05$). Por otra parte, se utilizaron los “odd ratios” (proporciones de desigualdades) para describir la fuerza de la/s asociación/es, comparar la probabilidad de la ocurrencia del suceso con la probabilidad de que no ocurra y permitir la interpretación de la influencia de las variables. Se determinó la significancia de las variables con el valor de máxima similitud y la bondad de ajuste del modelo, con el estadístico Hosmer-Lemeshow (H-L) (Hosmer y Lemeshow 1989, Guerry y Hunter 2002, Lips *et al.* 2003). Este último contraste proporciona una medida global de exactitud predictiva basado en la predicción real de la variable dependiente. Finalmente, se categorizaron las especies según sus Modos reproductivos según el criterio de Lavilla y Rouges (1992), y observaciones de especies particulares (*e.g.* Kehr 1992, Mercolli *et al.* 1994, Prado *et al.* 2000, 2002, Rodrigues *et al.* 2003).

3.c-4. Análisis global geoespacial y diseño de un Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios Anuros (SIA)

Para estudios de alteración y fragmentación del hábitat numerosos autores han sugerido a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) como la principal herramienta de análisis (Wiley *et al.* 1997, Toepfer *et al.* 2000). En este sentido, un SIG se define como un conjunto de datos, herramientas y métodos que están diseñados para actuar sistemática y lógicamente para capturar, almacenar, analizar, transformar y presentar toda la información

geográfica y de sus atributos con el fin de satisfacer múltiples propósitos (Matteucci y Buzai 1998). De esta manera, la aplicación SIG al estudio del ambiente y de las geociencias, se ha convertido en un núcleo fundamental de la integración geoinformática (Buzai 1998). Asimismo, se considera una herramienta fundamental para la toma de decisiones en diferentes niveles de gestión, incluyendo la relacionada con el estudio de la biodiversidad y paisajes (Forman 1995, Burel y Baudry 2001). Particularmente, para estos últimos propósitos, es necesario que el desarrollo de un SIG considere la información cartográfica y de imágenes satélites (Naveh y Lieberman 2002). A nivel mundial, estas técnicas han sido empleadas para el análisis de la alteración de ambientes naturales y para la conservación de anfibios por numerosos autores (*e.g.* Gibbs 1998a, Knutson *et al.* 1999, Carey *et al.* 2001).

Con el objetivo de integrar la información obtenida, en campo y laboratorio, se desarrolló un Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios (SIA), que además permitió el análisis cuali-cuantitativo global geoespacial y su relación con los parámetros evaluados. En la evaluación de los resultados de los distintos parámetros se pusieron a punto técnicas de procesamiento digital de imágenes satelitales y de SIG, planteando el uso combinado de datos de sensores remotos para modelación cartográfica.

3.c-4'. Descripción metodológica

En la tabla 4 se brinda un esquema metodológico del SIA. En función de la disponibilidad de cartografía y dada la magnitud del área de estudio, se definió la generación de la cartografía básica regional a partir de la información digital del Atlas Regional de Suelos de la República Argentina. Asimismo, para mejorar la visualización y análisis espacial de los puntos de muestreo se requirió la integración de imágenes de sensores remotos por su riqueza de

información respecto a la cobertura y ocupación del territorio. Se consideró adecuado utilizar las imágenes de los sensores MMRS del sistema satelital argentino SAC-C y ETM+ del satélite Landsat 7. Estos satélites adquieren información multiespectral (azul, verde, roja, infrarrojo cercano e infrarrojo medio) y la resolución espacial es de 175 m y 30 m (tamaño del píxel), respectivamente. La información fue provista por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) y distribuida según una órbita completa (226/000) y órbita-fila (227-082), respectivamente. Finalmente, se recurrió a fotografías aéreas, provistas por la II Brigada Aérea con sede en Paraná y Dirección de Catastro Municipal de la ciudad de Paraná, con escalas 1:25,000 y 1:50,000 y cartas imágenes del Instituto Geográfico Militar (IGM).

Para determinar la proporción y superficie de las coberturas de uso de suelo en el área estudiada y relacionar los parámetros biológicos estudiados (diversidad y composición de anuros) se utilizaron herramientas de Teledetección y Posicionamiento Geodésico Satelital (GPS). Se pusieron a punto técnicas de procesamiento digital de imágenes satelitales y de SIG, planteando el uso combinado de datos de sensores remotos para modelación cartográfica. El procedimiento para la elaboración de cartografía temática del presente trabajo de tesis abarcó metodologías de análisis visual y procesamiento digital de imágenes, procesos de clasificaciones digitales, correcciones temporales para detección de cambios en el territorio y determinación de áreas de conservación. Asimismo, se aplicaron técnicas digitales de realces de las imágenes, ya sea mediante el realce de contraste y/o transformaciones de los datos (Lillesand y Kiefer 2000, Turner *et al.* 2001), hasta lograr un nivel de definición que permita distinguir la composición del paisaje. En esta tesis “Uso de la tierra” es entendida como “Ocupación de suelo” siendo éste el resultado de la síntesis entre la acción antrópica y el medio natural.

En primer lugar y con el objetivo de mejorar la calidad e interpretación visual de la imagen, se utilizaron para cada banda distintos tipos de expansión y realces de contraste. En este sentido, se generaron imágenes en falso color compuesto. Las composiciones de color son muy útiles para realzar imágenes y nos permiten ver simultáneamente la información de tres bandas diferentes (Chuvieco 2002). Puede utilizarse cualquier combinación de bandas y la elección de las mismas depende de cada aplicación particular. En la generación de las composiciones color se asignaron cada uno de los colores elementales (azul, verde y rojo) a las bandas del espectro visible 3, infrarrojo cercano 4 e infrarrojo medio 5, adquiridas por los sensores ETM+ y MMRS. La selección de estas bandas y su composición color, se relacionó con la capacidad de discriminar los distintos componentes y las propiedades de reflectancia de los elementos de interés en el paisaje dentro del área de estudio. Además, se aplicó un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, Chuvieco 1996) para obtener información adicional de los elementos del paisaje y convertir los datos originales en datos derivados que contengan información que facilite la identificación de las categorías propuestas (Montenegro *et al.* 2002). Este índice calcula un cociente píxel a píxel, entre los Niveles Digitales (ND) almacenados entre dos bandas de una misma imagen, indicando el comportamiento reflectivo de la vegetación. El NDVI está relacionado directamente con la abundancia de biomasa vegetal, y se basa en la característica de la vegetación sana de presentar un claro contraste entre las bandas visibles, especialmente la roja (0,6 a 0,7 μm) y el infrarrojo cercano (0,7 a 1,1 μm). Los pigmentos de las hojas absorben la mayor parte de la energía en la región del visible (baja reflectancia) mientras que en la del infrarrojo cercano apenas es afectada (alta reflectancia). En síntesis, puede señalarse que cuanto mayor sea el contraste entre estas dos bandas, mayor vigor vegetal presentará la cubierta observada (Chuvieco 2002). Los valores

menores en contraste, representan una disminución del NDVI como indicio de degradación o ausencia de cubierta vegetal.

Posteriormente, se procedió a la georeferenciación de las imágenes de satélite, proceso que incluye cualquier cambio en la posición que ocupan los píxeles de la imagen y se utilizó una proyección cartográfica plana X-Y/ esferoide WGS84 y se utilizaron distintas cartas imágenes y topográficas del Instituto Geológico Militar (IGM), soporte papel color, (Fuente: Laboratorio de Sedimentología - FICH /UNL). Se realizó la clasificación digital de las imágenes para obtener cartografía temática, inventarios estadísticos sobre distribución de píxeles y de la superficie real ocupada por cada categoría (Turner y Gardner 1991). La clasificación supervisada es uno de los dos métodos usados en transformación de imágenes multiespectrales en clases de información temática (Tardivo 2000). En el proceso de delimitar las categorías de uso y cobertura del suelo de una región fue necesario definir en primer lugar el esquema de clasificación conceptual (Tabla 5). Este esquema presenta las categorías que son de interés extraer de las imágenes satelitales. Las distintas categorías se basaron en el uso del suelo, la cobertura de copas, características fisonómicas, continuidad y en algunos casos en la composición de especies forestales de la masa boscosa, de acuerdo a la clasificación propuesta por la FAO (2000) y adecuada a las características y particularidades del área de estudio. Esta etapa requirió procesos de integración de distintas fuentes de datos (mapas básicos y temáticos, bases de datos alfanuméricos, imágenes satelitales, fotografías aéreas, relevamientos GPS, datos auxiliares). Asimismo, se aplicaron métodos supervisados, que consistieron en tres etapas o fases: entrenamiento, asignación y verificación de resultados. Una vez identificadas las áreas específicas y la ubicación en la imagen multiespectral conocida como “Áreas de Entrenamiento”, los programas de clasificación reconocen el patrón de píxeles dentro de cada una de esas áreas, y a cada patrón lo define como una clase, y asigna

cada píxel de la imagen completa a una de esas clases. Se comparó la información obtenida con cartografías temáticas para distintos sectores incluidos en el área del presente estudio (Montenegro *et al.* 2002, Brizuela 2004).

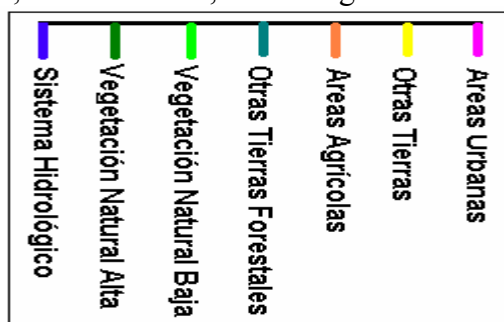
Al confirmarse la fiabilidad de la clasificación, se aplicaron procesos de filtrado (criterio Moda) y correcciones geométricas para ajustes a un sistema de proyección cartográfica y se calculó la superficie (Km²) que abarca cada categoría.

Tabla 4. Esquema metodológico del diseño del sistema de información (geográfica) de anfibios (SIA).

SISTEMA DE INFORMACIÓN (GEOGRÁFICA) DE ANFIBIOS	
DISEÑO Y ESTRUCTURACIÓN DE LAS ETAPAS PARA IMPLEMENTACIÓN GENERAL DEL SIA	Conceptualización, modelos vectoriales y raster, estructuras de datos espaciales y bases de datos alfanuméricos, plan de captura de datos, gestión e integración de información en el SIG, análisis espacial y modelado cartográfico.
SELECCIÓN DE IMÁGENES	Selección de imágenes libres de nubes y ruido.
RECOPIACIÓN DE ANTECEDENTES Y ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍA BÁSICA GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO	<u>Referencia:</u> Cartas Topográficas IGM (1:50,000); Cartas Imágenes IGM (1: 250000); Atlas de Suelos de la República Argentina (1996. SIG vectorial Arc View, escala 1: 1,000,000- View (Coordenadas Gauss Kruger Faja 3 Sistema WGS84). Fuente: Fundación ArgenInta; Inta; aeroterra SA, 1995. Cátedra de climatología- Facultad de Agronomía, UNER), Base de Datos alfanuméricos (diversidad, y composición de anfibios anuros y datos ecológicos).
INTEGRACIÓN DE SENSORES REMOTOS y GEOPROCESAMIENTO	Imagen del Satélite ETM + Landsat 7 (res. esp. 30m) Imágenes del Satélite MMRS/SAC-C (res. esp. 175 m).

CLASIFICACIÓN
SUPERVISADA





Diferenciación de las distintas coberturas del suelo
 Referencias: FAO (2000) modificada a situaciones
 locales; Brizuela 2003, Montenegro *et al.* 2003




ELABORACIÓN MAPAS DE
COBERTURA Y MODELACIÓN
CARTOGRÁFICA

Superposición y análisis global de mapas temáticos,
 modelación cartográfica.

 VINCULACIÓN AL SIA Y ANÁLISIS GEOESPACIALES CUALI-CUANTITATIVOS

Tabla 5. Clasificación y asignación de categorías.

CATEGORÍAS	IDENT.	COLOR
Sistema Hidrológico (ríos, tributarios, lagunas, esteros y bañados)	SH	
Áreas Agrícolas (praderas artificiales, tierras de labor: soja, arroz, algodón, maíz, arado; zonas agrícolas heterogéneas: mezcla de agricultura y ganadería; forestación: eucalipto y pino)	AA	
Vegetación Natural Alta (Bosques alto abierto y cerrado de gran porte: sauzales de <i>Salix humboldtiana</i> ; quebrachales de <i>Schinopsis balansae</i> ; algarrobales de <i>Prosopis nigra</i> , <i>P. alba</i> y <i>P. algarrobilla</i> y bosques rurales)	VNA	
Vegetación Natural Baja (Vegetación perilacunar: e.g. camalotales de <i>Eichhornia crassipes</i> , canutillares de <i>Panicum elephantiphes</i> , verdolagales de <i>Ludwigia peploides</i> , comunidad de <i>Senecio bonariensis</i> , cataisales de <i>Polygonum</i> spp., juncales de <i>Schoenoplectus californicus</i> ; pajonales de <i>Panicum prionitis</i> y <i>Cortaderia selloana</i> ; arbustales <i>Lycium vimineum</i> y <i>Baccharis salicifolia</i> y <i>B. dracunculifolia</i> y otras especies arbóreas poco desarrolladas con aspecto arbustivo.	VNB	

Otras Tierras: suelo arenoso, áreas deprimidas, construcciones, tierras improproductivas, espacios abiertos con poca o sin vegetación	OT	
Otras Tierras Forestales áreas de arbustal-bosque muy degradado, algunas áreas de bosque en recuperación y palmares de <i>Copernicia alba</i> y <i>Trithrinax campestris</i> y Espinillar de <i>Acacia caven</i>	OTF	
Áreas Urbanas: metrópolis urbanas y suburbios	AU	

Para el análisis cuali-cuantitativo geoespacial para la evaluación global del proceso de fragmentación en el área de estudio se consideraron índices referentes a la composición del paisaje (Tabla 6) y se siguieron los procedimientos propuestos por O'Neill *et al.* (1988, 1999), Turner (1989), Naveh (1994), McGarigal y Marks (1995), Turner *et al.* (1995) y Gustafson (1998).

Tabla 6. Variables referentes a la composición del paisaje.

Riqueza	Índice de diversidad de Shannon-Weaver	Equitatividad
$R = n$	$H = - \sum p * \log_{10} p^*$	$E = H / \log_2 S,$
donde; n = número de las diferentes clases en el total de la imagen	*Respecto del número de celdas o píxeles incluidos en cada clase *Respecto del área total ocupada por cada clase donde; suma = sumatoria de todas las clases o superficie en el total de la imagen; p = proporción de cada clase o superficie y \log_{10} = logaritmo en base 10	donde H es la diversidad y S el número de coberturas

Por otra parte, se interpretaron visualmente los tipos de cobertura y vinculación final al SIA. El procedimiento de interpretación visual es apropiado para la detección de cambios, tales como la deforestación y fragmentación, ya que el reemplazo de bosque por tierras agrícolas representa cambios en los valores espectrales de las imágenes contrastantes como así también formas características que favorecen su identificación (Parmuchi *et al.* 2004). Para la conexión y vinculación al SIA, se realizaron distintas matrices para la conformación de bases de datos.

La primera matriz de datos fue denominada “Número de Especies”, indicando la cantidad de especies de anfibios anuros registrados en cada punto geográfico de muestreo, acompañado de los siguientes atributos: coordenadas cartesianas, coordenadas geográficas, riqueza específica, diversidad de anuros, descripción del lugar de muestreo, localidad, provincia, tipo de ambiente, especies de anuros y alteración observada.

La segunda matriz se denominó “Especies Campo”, en la que se destacan los registros puntuales de cada especie de anuro (según las metodologías de campo) dentro del área de estudio y las siguientes características: coordenadas geográficas, coordenadas cartesianas, nombre de la especie, género, familia, descripción del lugar de muestreo, tipo de ambiente acuático y permanencia, localidad, provincia, estadio y abundancia de ristas o puestas, renacuajos, juveniles y/o adultos.

La tercera matriz se designó “Especímenes Voucher”, donde se ingresaron los registros puntuales de las especies colectadas y conservadas en la colección de referencia de Instituto Nacional de Limnología, destacándose los siguientes atributos: coordenadas geográficas, coordenadas cartesianas, nombre de la especie analizada, género, familia, lugar de colecta, localidad, provincia, estadio, y el número de colección (Acrónimo PL-INALI).

Una vez creadas las matrices, el siguiente paso consistió en lograr la visualización de los puntos geográficos de muestreo sobre la cartografía vectorial y satelital. Se elaboraron mapas temáticos, que consistieron en representaciones cartográficas de distintos tipos de información, donde se ubicaron los índices de diversidad y riqueza de anuros en cada sitio muestreado, y además los registros puntuales geo-referenciados de cada especie y los parámetros evaluados. Finalmente, se realizó un análisis cualitativo global.

3.c-4''. Análisis de las distribuciones espaciales de anuros y su relación con la composición del paisaje: Mapas por especie.

Para interpretar visualmente y realizar predicciones geoespaciales sobre el grado de adecuación de los anfibios anuros al paisaje, sus patrones de distribución y el rol que ejerce el río Paraná en los mismos, se crearon cartografías en formato digital para cada especie y éstas fueron comparadas con modelos completos de distribución de anuros (Ceí 1980, IUCN *et al.* 2004) y en algunos casos con trabajos de distribución de especies particulares (Céspedes y Álvarez 1999, Céspedes 1999, Heyer y Heyer 2002, Heyer *et al.* 2003). Además, se incluyeron en estas cartografías información sobre la distribución geográfica y el estado de conservación actual, considerado de las diagnósis y evaluaciones taxonómicas de Ceí (1980), Gallardo y Varela de Olmedo (1992), Lavilla *et al.* (2000, 2002) y IUCN *et al.* (2004). Por otra parte, se consideraron algunos aspectos sobre las distribuciones de los anuros de áreas

húmedas (mesopotámico-litoral) y de áreas secas (chaqueñas) (Cei 1980) y datos de campo sobre la abundancia relativa obtenidas en esta tesis.

En último lugar, se consideró el criterio de Swihart *et al.* (2003) sobre el efecto de los límites en el rango geográfico en un paisaje fragmentado, que establece que los efectos de fragmentación del hábitat son más severos en aquellas especies registradas en los bordes de sus rangos geográficos.

3.c-4'''. Modelado cartográfico. Análisis de áreas prioritarias de conservación.

Para el análisis final y síntesis de datos geoespaciales se realizaron dos modelos cartográficos, sobre la base del uso de operaciones básicas del sistema de información en una secuencia lógica para resolver problemas espaciales complejos, integrando en una serie de capas, operaciones topológicas y temáticas, datos externos al SIA y juicios de valor. De esta manera, esta evaluación multicriterio es considerada la principal metodología para buscar soluciones a determinados problemas de carácter espacial (Tardivo 2000). Los modelos generados son los siguientes: **1.** Mapa de distribución espacial de diversidad de anuros en el total del área de estudio, por extrapolación y análisis de los valores hallados a escala local en cada cobertura del suelo y escala del paisaje (composición y estructura) (Diniz-Fihlo 2004); la asignación de valor se realizó de acuerdo a la convergencia de los distintos polígonos y la asociación con la cobertura del suelo (Guevara y Campos 2003). **2.** Para proponer áreas prioritarias de conservación para la fauna de anfibios anuros del área de estudio se combinaron e integraron dos criterios: 1. bioecología y 2. paisaje (referentes a los patrones de vegetación). Estos criterios fueron señalados por los siguientes autores Primack (1998),

Margules y Pressey (2000), Gaston *et al.* (2002), Margules *et al.* (2002), Guevara y Campos (2003), Margules com. pers. Estos criterios modelan aspectos bioecológicos (diversidad, límites de rango de distribución y estado de conservación) y de vegetación (vulnerabilidad, distribución espacial de las coberturas del suelo y fragmentación de la cobertura vegetal: teniendo en cuenta el tamaño y el aislamiento de remanentes) ya considerados en la elaboración del SIA (ver 3.c-4.).

Para el tratamiento digital de las imágenes, desarrollo y trabajo sobre mapas temáticos y SIA, se utilizaron como soporte informático los programas de visualización y análisis espacial que permitieron integrar información raster y vectorial: ErMapper, Play Station, Visual Basic, Idrisi 32 y Arc View Gis 3.2 (extensiones Patch Analyst, Spatial Analyst, 3D dimensions y Xtools).

4. RESULTADOS

4.a. ELENCO DE ANFIBIOS ANUROS

La fauna de anfibios de anuros del área de estudio resultó compuesta por un total de 39 especies y subespecies pertenecientes a cuatro Familias, que se detallan en la Tabla 7. Este elenco presentó a 7 especies y subespecies de Bufonidae, 16 especies de Leptodactylidae, 15 especies y subespecies de Hylidae y 1 especie de Microhylidae. La Familia más diversa fue la Leptodactylidae, constituyendo un 41% de los anuros registrados, siguiéndole en orden de importancia Hylidae con 38%, Bufonidae con 18% y Microhylidae con 3% (Fig. 7).

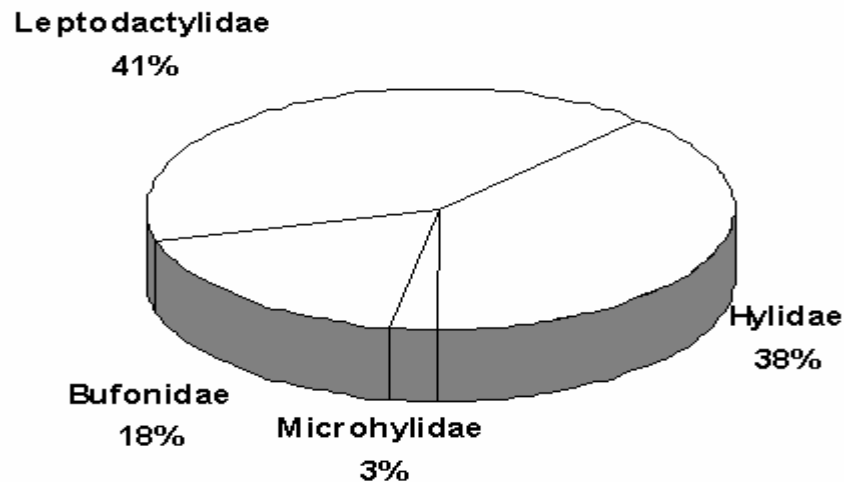


Figura 7. Gráfico porcentual de las familias de anfibios anuros del área estudiada.

Tabla 7. Familias, géneros, especies y subespecies de anfibios anuros del área de estudio.

Orden ANURA			
Bufonidae	Leptodactylidae	Hylidae	Microhylidae
<i>Bufo</i>	<i>Adenomera</i>	<i>Phyllomedusa</i>	<i>Elachistocleis</i>
<i>B. fernandezae</i>	<i>A. diptix</i>	<i>P. hypochondrialis</i>	<i>E. bicolor</i>
<i>B. arenarum</i>	<i>Leptodactylus</i>	<i>azurea</i>	
<i>arenarum</i>	<i>L. ocellatus</i>	<i>Phrynohyas</i>	
<i>B. schneideri</i>	<i>L. chaquensis</i>	<i>P. venulosa</i>	
<i>B. granulosis major</i>	<i>L. gracilis</i>	<i>Hyla</i>	
<i>B. bergi</i>	<i>L. mystacinus</i>	<i>H. pulchella</i>	
<i>Melanophryniscus</i>	<i>L. latinasus</i>	<i>H. nana</i>	
<i>M. klappenbachi</i>	<i>L. elenae</i>	<i>H. sanborni</i>	
<i>M. cupreuscapularis</i>	<i>L. bufonius</i>	<i>H. raniceps</i>	
	<i>L. podicipinus</i>	<i>H. punctata</i>	
	<i>Odontophrynus</i>	<i>rubrolineata</i>	
	<i>O. americanus</i>	<i>Scinax</i>	
	<i>Physalaemus</i>	<i>S. nasicus</i>	
	<i>P. biligonigerus</i>	<i>S. squalirostris</i>	
	<i>P. albonotatus</i>	<i>S. acuminatus</i>	
	<i>P. santafecinus</i>	<i>S. fuscomarginatus</i>	
	<i>P. riograndensis</i>	<i>S. berthae</i>	
	<i>Pseudopaludicola</i>	<i>Pseudis</i>	
	<i>P. falcipes</i>	<i>P. paradoxus</i>	
	<i>Ceratophrys</i>	<i>occidentalis</i>	
	<i>C. cranwelli</i>	<i>P. paradoxus</i>	
		<i>platensis</i>	
		<i>Lysapsus</i>	
		<i>L. limellus</i>	

4.a-1. Lista sistemática y reseñas bioecológicas

Se brinda la lista sistemática de los anfibios anuros del área estudiada, y se señalan algunas características sobre el hábitat y comportamiento reproductivo de las especies y subespecies.

Clase Amphibia Linnaeus, 1758
Subclase Lisamphibia Haeckel, 1866
Superorden Salientia Laurenti, 1768
Orden Anura Rafinesque, 1815
Superfamilia Hyloidea Rafinesque, 1815
Familia **Bufonidae** Gray, 1825 (Bell, 1839)
Subfamilia *Bufoninae* Gray, 1825 (Féyerväry, 1917)
Género *Bufo* Laurenti, 1768
Grupo Marinus

Bufo arenarum arenarum Hensel, 1867

Adulto. Tamaño corporal: 80-120 mm (Fig. 8 a).

Renacuajo: 1, 1-1/3. Hábito bentónico. Las larvas presentan comportamiento allelomimético (gregarismo).



Fig. 8a. *Bufo arenarum arenarum*-♂-Peltzer & Lajmanovich/
Entre Ríos.



Fig. 8b. *B. a. arenarum*-Ristra Huevos-Peltzer P. M. /Paraná, Paraná,
Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Especie que habita ambientes urbanos y forestales, pastizales, humedales, zonas costeras arenosas y agro-ecosistemas. El ciclo reproductivo se extiende desde Agosto a fines de Marzo. Los huevos son pequeños y colocados en cordones

gelatinosos dobles adheridos a plantas acuáticas o palustres (Fig. 8 b). En invierno se ocultan en cuevas construidas con sus patas traseras o de otros vertebrados, e.g. *Ctenomys* spp.

Bufo schneideri Werner, 1894

Adulto: Tamaño corporal 210 mm (Fig. 9 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1,1-1/1-1, 2. Hábitos bentónicos.



Fig. 9a. *Bufo schneideri*-♂ -Peltzer & Lajmanovich/Laguna Setúbal, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie de hábitos nocturnos, cavícola. Suele encontrarse en ambientes naturales, urbanos, sitios de apicultura y agricultura intensiva (e.g. *Glicine max*). La época de reproducción se extiende desde Octubre hasta Abril, coincidente con lluvias torrenciales. Los huevos fuertemente pigmentados son depositados en ristras gelatinosas de hasta 4 m de longitud, adheridos a la vegetación acuática. Es importante notar que esta especie fue tradicionalmente citada como *Bufo paracnemis*. Gallardo (1962) sugirió que este anuro era un sinónimo de *B. schneideri*, sin embargo este último no fue utilizado en sus

trabajos posteriores. La atribución actual fue considerada de Frost (2004).

Grupo Granulosus

Bufo fernandezae Gallardo, 1957

Adulto: Tamaño corporal 56-80 mm (Fig. 10 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1,1-1/2; Hábito bentónico.



Fig. 10a. *Bufo fernandezae*-♂-Peltzer P. M./Islote-Entre Ríos.



Fig. 10b. *B. fernandezae*-Ristra Huevos-Peltzer & Lajmanovich/
B° Tomphson, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola. Suelen encontrarse asociados a ambientes urbanos, como por ejemplo parques recreacionales, cavas, desagües domiciliarios a cielo abierto, entre otros. El período reproductor comienza luego de las primeras lluvias primaverales (principios de Octubre) y se extiende hasta Marzo. El amplexo se produce durante el día y/o la noche. Los huevos son depositados en largas ristras gelatinosas adheridas a plantas acuáticas (Fig. 10 b).

Bufo granulosis major Müller & Hellmich, 1936

Adulto: Tamaño corporal 51-70 mm (Fig. 11 a, a').

Renacuajo: No descrito.



Fig. 11a. *Bufo granulosis major*-♂ -Diego Baldo/Vera, Santa Fe. **Fig. 11a'** *B. granulosis major*-♂ -Diego Baldo/Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola. De hábitos principalmente nocturnos. Se ajusta a las condiciones xéricas y a la diferencia estacional del ambiente chaqueño. Se reproduce durante la época de lluvia en charcas temporales. Los huevos son depositados en largas ristras gelatinosas dobles.

Bufo bergi Céspedes, 2000

Adulto: Tamaño corporal 40 mm (Fig. 12 a).

Renacuajo: No descrito.



Fig. 12a. *Bufo bergi*-♂ -Diego Baldo/Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola, asociada a ambientes xéricos y húmedos, aunque suele estar asociado a ambientes agrícolas. Se reproduce en charcas temporales y permanentes durante el verano, depositando sus huevos en ristras gelatinosas.

Subfamilia Atelopodinae Fitzinger, 1843 (Davis, 1935)
Género *Melanophryniscus* Gallardo

Melanophryniscus klappenbachi Prigioni and Langone, 2000

Adulto: Tamaño corporal 25 mm (Fig. 13 a).

Renacuajo: No descrito.



Fig. 13a. *Melanophryniscus klappenbachi* ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Resistencia, Chaco.

Hábitat y comportamiento: Especie de hábitos nocturnos, terrestre, asociada a ambientes arenosos y pastizales inundables, bosques semixerófilos (*Acacia caven*, *Prosopis nigra*, *Celtis tala*, *C. iguanea*, *Schinopsis balansae*) y termiteros. Se reproduce a fines de Noviembre, coincidente con grandes lluvias torrenciales, en charcas temporales poco profundas. Los huevos son adheridos a plantas acuáticas.

Melanophryniscus cupreuscapularis Céspedes y Álvarez, 2000 (1999)

Adulto: Tamaño corporal 25 mm (Fig. 14 a).

Renacuajo: No descripto.



Fig. 14a. *Melanophryniscus cupreuscapularis*- ♂ -Diego Baldo/Pericón, Corrientes.

Hábitat y comportamiento: Anuro terrestre, de hábitos nocturnos. Se encuentra asociado a ambientes arenosos, pastizales húmedos (*Andropogon lateralis*, *Cynodon dactylum*, *Paspalum notatum*), palmerales (*Copernicia alba*), bosques semixerófilos (*Acacia caven*, *Prosopis nigra*, *Schinopsis balansae*). Se reproduce durante los meses de verano, coincidente con grandes lluvias torrenciales, en charcas temporales poco profundas. Los huevos son adheridos a plantas acuáticas.

Familia **Leptodactylidae** Werner, 1896 (1838)
Subfamilia Leptodactylinae Werner, 1896 (1838)
Género *Adenomera* Steindachner, 1867

Adenomera diptyx (Boettger, 1885) De la Riva, Köhler, Lötters, and Reichle, 2000

Adulto: Tamaño corporal 27-33 mm (Fig. 15 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/1-1, 2. Hábitos bentónico-nectónico.



Fig. 15a. *Adenomera diptyx*-♂ -Diego Baldo/Resistencia, Chaco.

Hábitat y comportamiento: Especie frecuente de ambientes forestales cerrados o abiertos de algarrobales (*Prosopis alba*, *P. nigra*), quebrachales (*Schinopsis balansae*, *Aspidosperma quebracho-blanco*), espinillares (*Acacia caven*) y palmerales (*Copernicia alba*). Se reproduce desde noviembre a fines de Enero, luego de grandes lluvias.

Género *Leptodactylus* Fitzinger, 1826
Grupo *ocellatus*

Leptodactylus ocellatus (Linnaeus, 1758)

Adulto: Tamaño corporal 120-140 mm (Fig. 16 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 2/3. Hábitos bentónico-nectónico. Las larvas presentan comportamiento allelomimético.



Fig. 16a. *Leptodactylus ocellatus*-♂-Peltzer & Lajmanovich/ Santa Fe. Fig. 16b. *L. ocellatus*-Nido Espuma-Peltzer & Lajmanovich/Santa Elena, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Especie conspicua, en abundancia y tamaño. Está asociada a suelos pantanosos, pastizales húmedos, sitios de ganadería (bebederos) y agricultura intensiva y extensiva. La reproducción de esta especie se verifica entre los meses de Septiembre y Diciembre, pudiendo extenderse a Marzo y Abril, dependiendo del régimen pluvial y temperatura ambiental. En amplexo, el macho y la hembra producen un nido de espuma flotante (Fig. 16 b), presentando las hembras luego de la oviposición cuidado parental o comportamiento epimelético.

Leptodactylus chaquensis Ceí, 1950

Adulto: Tamaño corporal 80-85 mm (Fig. 17 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 2/3. Hábitos bentónico-nectónico.



Fig. 17a. *Leptodactylus chaquensis*-Juvenil-Peltzer & Lajmanovich-San Javier, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Es frecuente observar a esta especie entre la vegetación perilacunar (*Cortaderia selloana*, *Senecio bonariensis*, *Scirpus giganteus*) y macrofitia asociada (*Panicum elephantipes*, *Echinochloa polystachia*) a cuerpos de agua lóticos. Suele observarse en ambientes antrópicos. Se oculta en cuevas poco profundas. Se reproduce entre Noviembre y Enero. Especie simpátrica con *L. ocellatus*.

Grupo *fuscus*

Leptodactylus gracilis (Duméril & Bibron, 1841)

Adulto: Tamaño corporal 45-50mm (Fig. 18 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1,1-1/3 b. Hábitos Nectónicos-bentónicos.



Fig. 18a. *Leptodactylus gracilis*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/La Picada, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Anuro cavícola. Construye cuevas subterráneas, donde son colocados los huevos en nidos de espuma. Habita pastizales y gramillares húmedos (*e.g. Melica sarmentosa, Poa anua, Paspalum urvillei, Schizachyrium microstachyum*), ambientes forestales semixéricos abiertos (*e.g. Acacia caven*) y agro-ecosistemas. Se reproduce entre los meses de Noviembre y Diciembre.

Leptodactylus mystacinus (Burmeister, 1861)

Adulto: Tamaño corporal 50-65 mm (Fig. 19 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/1-1, 2. Hábitos bentónicos-nectónicos.



Fig. 19a. *Leptodactylus mystacinus*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola. Habita ambientes de gramillares (e.g. *Cynodon dactylum*, *Lolium* spp., *Chloris* sp., *Bromus* sp.), bosques nativos (*Prossopis affinis*, *Acacia caven*, *Salix humboldtiana*) o exóticos (*Morus alba*, *M. nigra*), áreas deforestadas y xéricas y zonas urbanas. El período reproductivo comienza en Octubre y se extiende durante Enero.

Leptodactylus latinasus Jimenez de la Espada, 1875

Adulto: Tamaño corporal 32-37 mm (Fig. 20 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/3. Hábitos bentónicos-nectónicos.



Fig. 20a. *Leptodactylus latinasus*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/ Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola. Se refugia debajo de troncos en descomposición, hojarasca, escombros, recipientes, entre otros. El macho construye cuevas de pequeñas dimensiones. Suele estar asociada a ambientes urbanos (desagües domiciliarios) y sitios agrícolas. Se reproduce desde Octubre hasta fines de Marzo. Las larvas presentan comportamiento allelomimético.

Leptodactylus elenae Heyer, 1978

Adulto: Tamaño corporal 38-49 mm (Fig. 21 a).

Renacuajo: No se conoce su descripción.



Fig. 21a. *Leptodactylus elenae*-♂ -Diego Baldo/Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Anuro cavícola. Es frecuente encontrar a esta especie en ambientes forestales cerrados o abiertos de algarrobales (*Prosopis alba*, *P. nigra*, *P. affinis*), quebrachales (*Schinopsis balansae*, *Aspidosperma quebracho-blanco*) y palmerales (*Butia yatay*, *Copernicia alba*). Suele encontrarse en ambientes modificados, asociado a gramillares de *Cynodon dactylum*. Se reproduce desde noviembre a fines de Enero, luego de grandes lluvias.

Leptodactylus bufonius Boulenger, 1894

Adulto: Tamaño corporal 40-60 mm (Fig. 22 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/ 1-1, 2. Hábitos bentónicos-nectónicos.



Fig. 22a. *Leptodactylus bufonius* - Tomado de Norman & Taylor (1994). Fig. 22b. *L. bufonius* - Cueva de oviposición - Peltzer & Lajmanovich/Formosa.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola, los ejemplares machos construyen cavidades subterráneas en las orillas de lagunas, donde son depositados los huevos. Habita ambientes xéricos, pudiéndose encontrar en ambientes alterados. Se reproduce luego de las primeras lluvias del verano (Diciembre-Enero). Los huevos son depositados en un nido de espuma dentro de una cueva piriforme (Fig. 22 b).

Grupo melanonotus

Leptodactylus podicipinus (Cope, 1862)

Adulto: Tamaño corporal 40 mm (Fig. 23 a)

Renacuajo: Fórmula bucal 1,1-1/3 Hábitos bentónicos.



Fig. 23a. *Leptodactylus podicipinus*. ♂ -Peltzer & Lajmanovich/Barranqueras, Chaco.



Fig. 23b. *L. podicipinus*-Cueva de oviposición-extraído de Prado *et al.* (2002).

Hábitat y comportamiento: Habita áreas inundables, lagunas permanentes donde construye cavidades para su refugio y reproducción, cubiertas de vegetación (*Paspalum elephantipes*, *Ludwigia peploides*, *L. bonariensis*, *Polygonum* spp., *Bromus* spp.). Suele observarse en ambientes urbanos, asociados a desagües domiciliarios a cielo abierto. Se reproduce desde Septiembre a Enero, aunque han sido observadas puestas en Abril (Fig. 23 b).

Género *Odontophrynus* Reinhardt & Lütken , 1862

Odontophrynus americanus (Duméril & Bibron, 1841)

Adulto: Tamaño corporal 49-56 mm (Fig. 24 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/1-1, 2. Hábitos bentónico-nectónicos.



Fig. 24a. *Odontophrynus americanus*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/Oro Verde, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Especie cavícola. Habita pastizales húmedos, bañados, zonas arenosas arbustales y bosques con distinto grado de sucesión espacio-temporal y antropización. Presenta un ciclo reproductivo discontinuo, principalmente en los meses de otoño, primavera y verano. Los huevos son colocados directamente en el fondo limoso en lagunas permanentes o semipermanentes, aunque han sido observados reproduciéndose en ambientes temporales.

Género *Physalaemus* Fitzinger, 1826

Physalaemus biligonigerus (Cope, 1861 "1860")

Adulto: Tamaño corporal 35-40 mm (Fig. 25 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/ 2. Hábitos bentónicos.



Fig. 25a. *Physalaemus biligonigerus*-Juvenil-Peltzer & Lajmanovich/
Ruta 1, Santa Fe.



Fig. 25b. *P. biligonigerus*-Nido de Espuma-Peltzer &
Lajmanovich/Ceres, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Esta especie habita principalmente llanuras inundables y ambientes asociados (bañados, pajonales, esteros). Se ajusta a ambientes modificados por la actividad antrópica. Presenta un ciclo reproductivo coincidente con las grandes lluvias de primavera y verano (Septiembre a Abril), aunque han sido observadas puestas durante el mes de Junio, construye nidos de espuma flotantes de aproximadamente 7 cm de diámetro en cuerpos de agua temporarios o semipermanentes (Fig. 25 b).

Physalaemus albonotatus (Steindachner, 1864)

Adulto: Tamaño corporal 30 mm (Fig. 26 a).

Renacuajo: 1, 1-1/1-1, 2. Hábitos bentónicos.



Fig. 26a. *Physalaemus albonotatus*-♂-Peltzer & Lajmanovich/La Picada, Entre Ríos.



Fig. 26b. *P. albonotatus*-Nido de Espuma-Peltzer & Lajmanovich/El Palenque, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Especie cosmopolita. Habita pastizales, bosques con especies exóticas (*Morus alba*, *Morus nigra*, *Ligustrum lucidum*, *Parkinsonia aculeata*, *Maclura pomífera*), suburbios y ambientes agrícolas. Se reproduce en cuerpos de agua temporarios o semipermanentes de Octubre a fines de Febrero. Construye nidos de espuma flotantes de 5 a 7 cm. de diámetro (Fig. 26 b).

Physalaemus santafecinus Barrio, 1965

Adulto: Tamaño corporal 28-34 mm (Fig. 27 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/2. Hábitos bentónicos.



Fig. 27a. *Physalaemus santafecinus* ♂ -Peltzer & Lajmanovich/Isla Santa Cándida, Santa Fe.



Fig.27b. *P. santafecinus*-Nido de Espuma-Peltzer & Lajmanovich/Isla Santa Cándida, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Esta especie habita la vegetación húmeda perilacunar y pastizales bajos y gramillares de *Eragrostis* sp., *Paspalum notatum*, *Axonopus* sp., *Spartina argentinensis*, *Rumex argentinus*. Se reproduce en cuerpos de agua temporarios o semipermanentes, donde construye un nido de espuma flotante de 7 cm de diámetro (Fig. 27 b), durante los meses de Enero y Febrero.

Physalaemus riograndensis Milstead, 1960

Adulto: Tamaño corporal 25 mm (Fig. 28a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/1-1, 1. Hábitos bentónicos.



Fig. 28a. *Physalaemus riograndensis*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/Parque General San Martín, Entre Ríos.

Fig. 28b. *P. riograndensis*-Nido de Espuma-Peltzer & Lajmanovich/Piedras Blancas, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Esta especie es frecuente registrarla en ambientes de gramillares (*Luziola peruviana*, *Leersia* sp., *Axonopus jesuiticus*) y entre la vegetación perilacunar (e.g. *Eleocharis montana*, *Juncus pallescens*, *Solidago chilensis*, *Rhynchospora corymbosa*). Suele estar asociada a ambientes agrícolas, particularmente en arrozceras. Se reproduce durante Diciembre hasta Marzo, luego de grandes lluvias, en charcas temporales, semipermanentes o permanentes, donde hace nidos de espuma flotantes, pequeños (3-4 cm de diámetro) (Fig. 28 b).

Género *Pseudopaludicola* Miranda Ribeiro, 1926

Pseudopaludicola falcipes (Hensel, 1867)

Adulto: Tamaño corporal 15-20 mm (Fig. 29 a).

Renacuajos: Fórmula bucal 1, 1-1/3. Hábitos bentónicos.



Fig. 29a. *Pseudopaludicola falcipes* ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Parque Las Piedras, Entre Ríos.

Hábitat y comportamiento: Es frecuente observar a esta especie en cuerpos de agua temporales ubicados a la vera de rutas y caminos, grietas del suelo, sitios agrícolas, pastizales húmedos de *Paspalum* spp., suelos anegados y deforestados. Se reproduce entre los meses de Septiembre y Marzo. Los huevos son depositados separadamente en el fondo del cuerpo de agua o bien son adheridos a plantas acuáticas o palustres.

Subfamilia Ceratophryinae Tschudi, 1838

Género *Ceratophrys* Wied-Neuwied, 1824

Ceratophrys cranwelli Barrio, 1980

Adulto: Tamaño corporal: 110-125 mm (Fig. 30 a, a').

Renacuajo: Fórmula bucal 3, 4-4/4-4, 3. Hábitos bentónicos-nectónicos.



Fig. 30a. *Ceratophrys cranwelli* ♂ -Peltzer & Lajmanovich/Resistencia, Chaco.



Fig. 30a'. *C. cranwelli* ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Resistencia, Chaco.

Hábitat y comportamiento: Especie terrestre, fosorial. Es frecuente encontrarla en ambientes de pastizales altos (*Andropogon* sp., *Sorghum halepense*, *Baccharis* sp., *Pennisetum frutescens*, *Leptochloa chloridiformis*) y forestales, aunque suele observarse en ambiente suburbanos. Se reproduce durante la estación de verano luego de fuertes lluvias, en charcas temporales. Los huevos son depositados en el fondo del cuerpo de agua. Presenta un amplio espectro trófico (e.g. artrópodos, anfibios anuros, aves y micro-mamíferos).

Familia **Hylidae** Rafinesoue, 1815
 Subfamilia Phyllomedusinae Giinther, 1858
 Género *Phyllomedusa* Wagler, 1830

Phyllomedusa hypochondrialis azurea Cope, 1862

Adulto: Tamaño corporal 35-40 mm (Fig. 31 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/1, 1-1. Hábitos nectónicos.



Fig. 31a. *Phyllomedusa hypochondrialis azurea* ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Vera, Santa Fe.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie se relaciona con bosques xerófilos, pudiéndose registrar en bosques riparios y entre la vegetación asociada a desagües pluviales y domiciliarios a cielo abierto. Su reproducción se inicia con las grandes lluvias de primavera, extendiéndose hasta Abril. La hembra deposita sus huevos en la superficie de las hojas que están sobre el agua y que conjuntamente con el macho las doblan y pliegan. De esta manera los huevos están protegidos contra posibles predadores y desecación.

Subfamilia Hyalinae Rafinesque, 1815
Género *Phrynohyas* Fitzinger 1843

Phrynohyas venulosa (Laurenti, 1768)

Adulto: Tamaño corporal 92-114 mm (Fig. 32 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/1-1,3 o (1) (1-1)/ (1-1) (4). Hábitos bentónicos-nectónicos.



Fig. 32a. *Phrynohyas venulosa* ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Isla Cerrito, Chaco.

Hábitat y Comportamiento: Especie arbórea. Es frecuente encontrar a esta en ambientes forestales cerrados de quebrachales (*Schinopsis balansae*, *Aspidosperma quebracho-blanco*), algarrobales (*Prosopis alba*, *P. nigra*) y palmerales (*Copernicia alba*), aunque también se ha observado asociada a otras especies vegetales como *Ocotea acutifolia*, *Eucaliptus* spp., *Schinus longifolius* y *Cortaderia selloana*. Se reproduce desde noviembre a fines de Enero, luego de grandes lluvias. Los huevos son colocados en masas gelatinosas flotantes. Esta especie fue recientemente incluida en la sinonimia *Trachycephalus venulosus* (Faivovich *et al.* 2005).

Grupo *Hyla pulchella*
Género *Hyla* Laurenti, 1768

Hyla pulchella Duméril & Bibron, 1941

Adulto: Tamaño corporal 37-50 mm (Fig. 33 a).

Renacuajo: Fórmula bucal más frecuente 1,1-1/1-1,2. Hábitos nectónicos-bentónicos.



Fig. 33a. *Hyla pulchella*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/Alto Verde, Santa Fe.

Hábitat y Comportamiento: Es frecuente observar a esta especie en cuerpos de agua artificiales, lagunas de desborde asociadas a ambientes lóticos, asimismo en totorales de *Tipha latifolia*, juncales de *Schoenoplectus californicus*, verdolagales de *Ludwigia bonariensis* y *L. elegans*, chilcales de *Baccharis salicifolia*, *B. dracunculifolia*, camalotales de *Eichhornia azurea*, *E. crassipes* y *Pontederia rotundifolia* y canutillares de *Panicum elephantipes*. Presenta un ciclo reproductivo discontinuo, compuesto por tres pausas reproductivas. Depositán sus huevos en una masa espiralada, adheridos a la vegetación sumergida. Faivovich *et al.* (2005) luego de una revisión sistemática, sobre la base de análisis filogenéticos y sistemáticos asigna a esta especie dentro del grupo *Hypsiboas* revalidado para algunos grupos de ranas gladiatoras. En este marco propone la redefinición de *Hyla pulchella* por *Hypsiboas pulchellus*.

Hyla nana Boulenger, 1889

Adulto: Tamaño corporal 15-22 mm (Fig. 34 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: Queratodontes ausentes. Hábitos bentónicos.



Fig. 34a. *Hyla nana*-♂-Peltzer & Lajmanovich/Arroyo Leyes, Santa Fe.

Fig. 34b. *H. nana*-Amplexo axilar-Peltzer & Lajmanovich/ Acceso Norte, Entre Ríos.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie frecuenta la vegetación perilacunar y de ambientes lóticos, estando asociada a especies vegetales como *Paspalum elephantiphes*, *Echinochloa polystachia*, *Ludwigia peploides*, *Alternanthera philoxeroides*, *Polygonum punctatum*, *P. ferruginium*, *Scirpus giganteus*, *Echinodorus grandiflorus*, *Enhydra anagallis*, entre otras. Es frecuente encontrar a esta especie asociada a ambientes alterados. El período reproductor comienza en Octubre y se extiende hasta fines de Febrero. Los huevos son adheridos a la vegetación acuática, principalmente a los tallos (Fig. 34 b). En el trabajo de revisión sistemática de Faivovich *et al.* (2005) esta especie es redefinida como *Dendropsophus nanus* e incluida en el grupo *Dendropsophus microcephalus*.

Hyla sanborni Schmidt, 1944

Adulto: Tamaño corporal 15-21 mm (Fig. 35 a)

Renacuajo: Fórmula bucal: Queratodontes ausentes. Hábitos bentónicos.



Fig. 35a. *Hyla sanborni*-♂-Peltzer & Lajmanovich/Hernandarias, Entre Ríos.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie comparte el mismo subnicho espacial que *H. nana*, co-existiendo en simpatria. Suele encontrarse en canutillares (*Paspalum elephantiphes*), verdolagales (*Ludwigia peploides*), cataizales (*Polygonum punctatum*, *P. ferruginium*) y ciperales (*Scirpus giganteus*, *Cyperus alternifolius*). El período reproductor comienza en Noviembre. Los huevos son adheridos a la vegetación acuática. Esta especie fue recientemente redefinida y designada como *Dendropsophus sanborni* (Faivovich *et al.* 2005).

Grupo *Hyla albopunctata*

Hyla raniceps (Cope, 1862)

Adulto: Tamaño corporal 70-75 mm (Fig. 36 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 2/1-1, 2. Hábitos nectónicos.



Fig. 36a. *Hyla raniceps*-♂ -Peltzer & Lajmanovich/B° Thompson, Entre Ríos.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie habita ambientes leníticos y lóticos, y se halla asociada a la vegetación herbácea, arbustiva y arbórea, pudiendo alcanzar gran altura. En este sentido se pueden citar sauzales de *Salix humboldtiana*, lecherales de *Sapium haematospermum*, alisales de *Tessaria integrifolia*, totorales de *Tipha latifolia* y *T. dominguensis*, canutillares de *Panicum elephantipes* y *P. pernambucense* y gramillares de *Eragrostis* sp. y *Bromus* sp. Se reproduce en lagunas temporales durante los meses de Octubre y Enero, pudiendo extenderse a principios de Marzo. Los huevos son depositados en masas gelatinosas. Faivovich *et al.* (2005) asigna a esta anuro dentro del grupo *Hypsiboas* y propone la redefinición de *Hyla raniceps* por *Hypsiboas raniceps*.

Grupo *Hyla punctata*

Hyla punctata rubrolineata A.Lutz, 1951

Adulto: Tamaño corporal 30-35 mm (Fig. 37 a).

Renacuajo: Hábitos nectónicos.



Fig. 37a. *Hyla punctata rubrolineata*- ♀ -Peltzer & Lajmanovich/Saladillo, Santa Fe.

Hábitat y Comportamiento: Habita bañados y pajonales, estando asociada a la vegetación perilacunar (e.g. *Eichhornia azurea*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria montevidensis*, *Paspalum quadrifarium*, *Polygonum stelligerum*, *Eryngium pandanifolium*, *Cyperus alternifolius*, *Thalia geniculata*). Si ciclo reproductivo anual comienza en Octubre y se extiende durante los meses de verano. Este anuro fue designado como *Hypsiboas punctatus* (Faivovich *et al.* 2005).

Género *Scinax* Wagler, 1830
Clado *Scinax ruber*

Scinax nasicus (Cope, 1862)

Adulto: Tamaño corporal 27-35 mm (Fig. 38 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/3. Hábitos nectónicos.



Fig. 38a. *Scinax nasicus*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/Buena Vista, Corrientes.

Hábitat y Comportamiento: Este anuro se encuentra asociado a ambientes urbanos, siendo frecuente en los baños, ventanas, paredes, tanques de agua. Asimismo, se registra en pajonales, esterales, tifales, sauzales y chilcales. Se reproduce durante la época estival luego grandes lluvias, a principios de noviembre hasta Marzo, pudiendo presentar otro período en Mayo y Julio. Los huevos son depositados en racimos gelatinosos adheridos a plantas acuáticas.

Scinax squalirostris (A.Lutz, 1925)

Adulto: Tamaño corporal 19-25 mm (Fig. 39 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/1-1,2. Hábitos nectónicos.



Fig. 39a. *Scinax squalirostris*-♂ -Peltzer & Lajmanovich/Madrejón Don Felipe, Santa Fe.

Hábitat y Comportamiento: Es frecuente encontrar a esta especie asociada a fascies de *Cortaderia selloana*, *Scirpus giganteus*, *Panicum prionitis* y *Eryngium pandanifolium*, aunque suele registrarse en ambientes agrícolas y pastizales de *Sorghum halepense* y *Melica sarmentosa*. El ciclo reproductivo se inicia en Agosto y finaliza en Marzo, encontrándose larvas inclusive en los meses de Mayo y Junio. Los huevos son adheridos a plantas acuáticas.

Scinax acuminatus (Cope, 1862)

Adulto: Tamaño corporal 45 mm (Fig. 40 a).

Renacuajo: Fórmula bucal 1, 1-1/ 1-1, 2. Hábitos nectónicos.



Fig. 40a. *Scinax acuminatus*-♂ -Peltzer & Lajmanovich/Reconquista, Santa Fe.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie se encuentra entre la vegetación perilacunar, asociada a fascies de *Eryngium pandanifolium*, *Cortaderia selloana*, *Scirpus giganteus*, *Thalia multiflora*, *Paspalum quadrifarium*, *Cyperus prolixus*, *Panicum prionitis* o *Rhynchospora corymbosa*. Suele estar asociada a ambientes urbanizados. El inicio del período reproductivo es coincidente con las grandes lluvias del verano. Este anuro deposita los huevos adheridos a la vegetación acuática. Es de destacar que el canto presenta diferencias estructurales entre el día y la noche.

Scinax fuscomarginatus (A. Lutz, 1925)

Adulto: Tamaño corporal 26 mm (Fig. 41 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/3. Hábitos nectónicos.



Fig. 41a. *Scinax fuscomarginatus*-♂ -Boris Blotto/Clorinda, Formosa.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie frecuenta fascies de *Cortaderia selloana*, *Scirpus giganteus*, *Panicum prionitis*, *Rhynchospora corymbosa*. El ciclo reproductivo se inicia en Noviembre. Los huevos son adheridos a plantas acuáticas.

Clado *Scinax catharinae*

Scinax berthae Barrio, 1962

Adulto: Tamaño corporal 19-28 mm (Fig. 42 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/3. Hábitos nectónicos.



Fig. 42a. *Scinax berthae*-♂ -Peltzer & Lajmanovich/B° El Pozo, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Esta especie se asocia a fascies de *Cortaderia selloana*, *Panicum prionitis* y *Scirpus giganteus*. Se reproduce desde Septiembre a principios de Enero, y deposita los huevos en tallos sumergidos de plantas acuáticas (*Panicum elephantiphes*, *Althernanthera phyloxeroides* y *Ludwigia peploides*).

Subfamilia Pseudinae
Género *Pseudis* Wagler, 1830

Pseudis paradoxus platensis Gallardo, 1961

Adulto: Tamaño corporal 38-58 mm (Fig. 43 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 2,1-1/2. Hábitos nectónicos.



Fig. 43a. *Pseudis paradoxus platensis*-Juvenil-Peltzer & Lajmanovich/San Javier, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Anuro acuático, asociado a cuerpos de agua temporales y semipermanentes profundos, con abundante vegetación acuática (e.g. *Eichhornia crassipes*, *E. azurea*, *Pistia stratiotes*, *Limnobium laevigatum*, *Hydrocleis nymphoides*). Es frecuente encontrar a esta especie asociada a arrozales. Se reproduce en la estación de verano, luego de grandes lluvias. Los huevos son depositados en grandes masas entre la vegetación. Especie característica por sus renacuajos de gran tamaño.

Pseudis paradoxus occidentalis Gallardo, 1961

Adulto: Tamaño corporal 35-56 mm (Fig. 44 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 2, 1-1/2. Hábitos nectónicos.



Fig. 44a. *Pseudis paradoxus occidentalis*-♂-Peltzer & Lajmanovich/Vera, Santa Fe.

Hábitat y comportamiento: Especie acuática, asociado a cuerpos de agua temporales, semipermanentes y permanentes profundos (< 70 cm), con abundante vegetación acuática (e.g. *Eichhornia azurea*, *Pontederia rotundifolia*, *Pistia stratiotes*, *Azolla filiculoides*., *Spirodela intermedia*, *Ceratophyllum demersum*, *Cabomba caroliniana*, *Nymphoides indica*). Suele encontrarse en simpatria con *P. paradoxus platensis*. Se reproduce en la estación de verano, luego de grandes lluvias. Los huevos son depositados en grandes masas entre la vegetación.

Género *Lysapsus* Cope, 1862

Lysapsus limellus Cope, 1862

Adulto: Tamaño corporal 27-35 mm (Fig. 45 a).

Renacuajo: Fórmula bucal: 1, 1-1/3. Hábitos nectónicos.



Fig. 45a. *Lysapsus limellus*-♂-Peltzer & Lajmanovich/Pre-Delta, Entre Ríos.

Hábitat y Comportamiento: Esta especie acuática presenta actividad diurna y se asocia a la vegetación flotante y arraigadas, particularmente *Pistia stratiotes*, *Salvinia herzogii*, *Azolla filiculoides*, *Ludwigia peploides*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocleis nymphoides* y *Hydrocotyle ranunculoides*. La época de reproducción comienza en Septiembre y se extiende hasta Abril, dependiendo de la temperatura ambiental. Los huevos son adheridos a plantas acuáticas. Es de destacar que Faivovich *et al.* (2005) reconsidera a esta especie con el primer epíteto específico asignado a este especie, *Lysapsus limellum*.

Suborden Ranoidei Wilbrand, 1814
Superfamilia Ranoidea Rafinesque-Schmaltz, 1814
Familia **Microhylidae** Günther, 1859 (1858)
Género *Elachistocleis* Parker, 1927

Elachistocleis bicolor (Valenciennes, 1838)

Adulto: Tamaño corporal: 40-45 mm (Fig. 46 a).

Renacuajo: Queratodontes y rostrodontes ausentes. Hábitos bentónicos.



Fig. 46a. *Elachistocleis bicolor*-♀ -Peltzer & Lajmanovich/
Laguna Paiva, Santa Fe.



Fig. 46b. *P. riograndensis*-Puesta de huevos-Peltzer &
Lajmanovich/Sauce Montrul, Entre Ríos.

Hábitat y Comportamiento: Especie de hábitos terrestres. Es frecuente observar a este anuro en grietas del suelo, hormigueros, termiteros. Asimismo suele encontrarse en campos inundados con poca vegetación y escasa profundidad (> 15 cm), principalmente con hierbas bajas (e.g. *Bromus sp.*, *Gamochaeta sp.*, *Taraxacum officinalis*, *Eleocharis montana*), charcas suburbanas (e.g. parques recreacionales), a la vera de rutas y caminos y ambientes agrícolas. Se reproduce luego de las grandes lluvias primaverales, desde Septiembre hasta Febrero. Los huevos son puestos formando una capa continua en la superficie del agua (Fig. 46 b).

4.a-2. Diversidad y composición de especies de los sitios estudiados.

Veintisiete especies y subespecies de anuros estuvieron representados en ambientes alterados (AGR, agroecosistemas, VR, vera de rutas, U, sitios urbanos) y remanentes

naturales (R-CH, remanentes Chaco Húmedo, R-E, remanentes de Espinal, R-SM, remanentes de Selvas Mixtas, RT-CH-SM, remanentes transicionales Chaco Húmedo-Selvas Mixtas, RT-E-SM, remanentes transicionales Espinal-Selvas mixtas) *B. a. arenarum*, *B. schneideri*, *B. fernandezae*, *B. g. major*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *L. mystacinus*, *L. latinasus*, *L. gracilis*, *L. elenae*, *L. podicipinus*, *C. cranwelli*, *P. biligonigerus*, *P. albonotatus*, *P. santafecinus*, *P. riograndensis*, *O. americanus*, *P. falcipes*, *P. h. azurea*, *H. pulchella*, *H. nana*, *S. nasicus*, *S. squalirostris*, *S. acuminatus*, *P. paradoxus platensis*, *L. limellus* y *E. bicolor* (Tabla 8).

Un total de doce anuros fueron registrados exclusivamente en remanentes. Así, *B. bergi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix* y *L. bufonius* fueron observados en R-CH. Además, *P. p. occidentalis* y *P. venulosa* se registraron en R-CH y RT-CH-SM. Los remanentes R-CH y R-SM presentaron a *M. klappenbachi*. En remanentes R-CH, RT-CH-SM y RT-E-SM se registró a *H. p. rubrolineata*. La especie *S. fuscomarginatus* fue observada en RT-CH-SM. Los anuros *H. raniceps* y *H. sanborni* se observaron en todos los tipos de remanentes estudiados, a excepción de R-CH para la última especie. Finalmente, *S. berthae* se observó en R-SM.

Los valores de diversidad (H) oscilaron entre 1,12 (VR) y 1,35 (R-CH) (Tabla 8, Fig. 47). Los resultados del *t* test de Hutchenson mostraron diferencias significativas entre la diversidad de anuros de ambientes alterados (AGR, VR y U,) respecto de los ambientes no alterados o relativamente prístinos (R-CH, R-E, R-SM, RT-CH-SM y RT-E-SM); obteniéndose para cada comparación un valor de $t > 3,21$ ($p < 0,001$). La equitatividad (E) presentó valores entre 0,87 (R-E y R-SM) y 0,93 (U). La mayor riqueza específica (R) fue observada en R-CH (R = 31), siguiéndole en orden de importancia RT-CH-SM (R = 30). Los menores valores se registraron en VR (R = 19) y U (R = 16).

Los R-CH presentaron el mayor valor de diversidad ($H = 1,35$) y riqueza específica ($R = 31$), con algunas especies abundantes (o muy distribuidas) (*L. chaquensis*, *L. bufonius*, *L. latinasus* e *H. raniceps*). Las especies de escasa representación (o raras) fueron *B. bergi*, *M. klappenbachi*, *A. diptix*, *P. p. occidentalis* y *P. venulosa*.

Los RT-CH-SM presentaron una diversidad de $H = 1,29$, reuniendo un total de 30 especies y una equitatividad de $E = 0,88$, registrándose especies abundantes como *H. nana*, *H. raniceps* y *L. limellus* y especies poco abundantes como *L. gracilis*, *O. americanus* y *P. venulosa*.

Se observaron similares valores de diversidad y riqueza específica en R-SM ($H = 1,22$; $R = 25$; $E = 0,89$) y RT-E-SM ($H = 1,23$; $R = 26$; $E = 0,87$). Para R-SM se destacaron *L. latinasus*, *H. pulchella*, *H. nana* y *S. nasicus* como las especies más abundantes y *M. klappenbachi* y *L. elenae* como especies raras. Para RT-E-SM se observaron como especies abundantes a *L. ocellatus*, *P. biligonigerus*, *H. pulchella*, *H. nana* y *S. nasicus*. Entre los anuros con bajos valores de abundancia (raras) se registraron a *L. elenae* y *C. cranwelli*.

En ambientes agrícolas (AGR) y remanentes de Espinal (R-E) la riqueza fue de $R = 21$ en ambos casos, sin embargo mostraron diferencias respecto de los valores de diversidad y equitatividad. Para AGR la diversidad fue de $H = 1,15$ y la equitatividad de $E = 0,90$. Los anuros mejor representados en abundancia fueron *L. gracilis*, *L. mystacinus*, *L. latinasus*, *P. biligonigerus* y *P. albonotatus*. Por otra parte, la diversidad de R-E fue de $H = 1,21$ y una equitatividad de $E = 0,91$. *P. biligonigerus* y *S. nasicus* fueron las especies más abundantes.

Los sitios urbanos (U) presentaron una diversidad de $H = 1,15$ y riqueza específica de $R = 19$ especies de anuros. *L. ocellatus*, *P. biligonigerus*, *H. nana* y *S. nasicus* fueron las especies más abundantes.

La menor diversidad ($H = 1,12$) y riqueza específica ($R = 16$) fue observada en ambientes ubicados a la vera de rutas (VR), sin embargo este tipo de ambiente mostró una mayor equitatividad ($E = 0,93$). En este sentido, las especies mejor representadas en abundancia fueron *L. latinasus*, *L. mystacinus*, *P. albonotatus* y *P. falcipes*.

Finalmente, para la totalidad del área de estudio presentó una diversidad de $H = 1,37$; riqueza específica $R = 39$ y equitatividad de $E = 0,84$. Se registró un conjunto de especies y subespecies muy abundantes (*H. pulchella*, *H. nana*, *S. nasicus* y *L. limellus*); abundantes (*L. ocellatus*, *L. latinasus*, *P. biligonigerus*, *P. albonotatus*) y raras (*B. bergi*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *P. venulosa*, *S. berthae* y *S. fuscomarginata*).

Tabla 8. Anfibios anuros registrados en cada tipo de ambiente. Se indican la presencia (*), ausencia (-), los valores de Diversidad, Equitatividad y Riqueza de especies. Remanentes Chaco Húmedo (R-CH), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agroecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR).

	R-CH	R-E	R-SM	RT- CH-SM	RT- E-SM	AGR	URB	VR
Bufonidae								
<i>B. arenarum arenarum</i>	*	*	**	**	*	*	**	*
<i>B. schneideri</i>	**	**	*	*	*	**	*	*
<i>B. fernandezae</i>	-	-	*	*	**	*	*	**
<i>B. granulosis major</i>	*	-	-	*	-	-	*	-
<i>B. bergi</i>	*	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. klappenbachi</i>	*	-	*	-	-	-	-	-
<i>M. cupreuscapularis</i>	*	-	-	-	-	-	-	-
Leptodactylidae								
<i>A. diptix</i>	*	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. ocellatus</i>	*	*	*	*	*	*	**	*
<i>L. chaquensis</i>	**	*	*	**	*	*	*	*
<i>L. gracilis</i>	*	*	*	*	*	*	-	-
<i>L. mystacinus</i>	*	*	*	-	*	*	*	*
<i>L. latinasus</i>	*	*	**	*	*	*	*	*
<i>L. elenae</i>	*	*	*	*	*	-	*	-
<i>L. bufonius</i>	*	-	-	-	-	-	-	-
<i>L. podicipinus</i>	-	-	-	*	-	-	*	-
<i>O. americanus</i>	*	-	*	*	*	*	*	*
<i>P. biligonigerus</i>	*	**	*	*	**	*	*	*
<i>P. albonotatus</i>	*	*	*	*	*	**	*	**
<i>P. santafecinus</i>	*	-	-	*	-	*	-	-
<i>P. riograndensis</i>	-	*	-	-	*	*	-	-
<i>P. falcipes</i>	*	-	*	*	*	*	-	*
<i>C. cranwelli</i>	*	-	-	-	*	-	*	-
Hylidae								
<i>P. hypochondrialis azurea</i>	*	-	*	*	-	-	*	-
<i>P. venulosa</i>	*	-	-	*	-	-	-	-
<i>H. pulchella</i>	*	*	*	*	**	-	-	*
<i>H. nana</i>	*	*	**	*	*	*	*	**
<i>H. sanborni</i>	-	*	*	*	*	-	-	-
<i>H. raniceps</i>	**	*	*	**	*	-	-	-
<i>H. punctata rubrolineata</i>	*	-	-	*	*	-	-	-
<i>S. nasicus</i>	*	**	*	*	*	*	**	*
<i>S. squalirostris</i>	-	*	*	*	*	**	-	*
<i>S. acuminatus</i>	*	*	*	*	*	*	*	-
<i>S. fuscomarginatus</i>	-	-	-	*	-	-	-	-
<i>S. berthae</i>	-	-	*	-	-	-	-	-
<i>P. paradoxus occidentalis</i>	*	-	-	*	-	-	-	-
<i>P. paradoxus platensis</i>	*	*	-	*	*	*	-	-
<i>L. limellus</i>	*	*	*	*	*	*	-	-
Microhylidae								
<i>E. bicolor</i>	*	*	**	*	**	*	*	*
ABUNDANCIA	1041	933	2850	2025	5945	1140	510	725
DIVERSIDAD (H)	1,35	1,21	1,22	1,29	1,23	1,17	1,15	1,12
EQUITATIVIDAD (E)	0,91	0,91	0,89	0,88	0,87	0,89	0,90	0,93
RIQUEZA (R)	31	21	25	30	26	21	19	16

* presencia; - ausencia; ** mayor abundancia por Familia; en negrita se indican los mayores valores

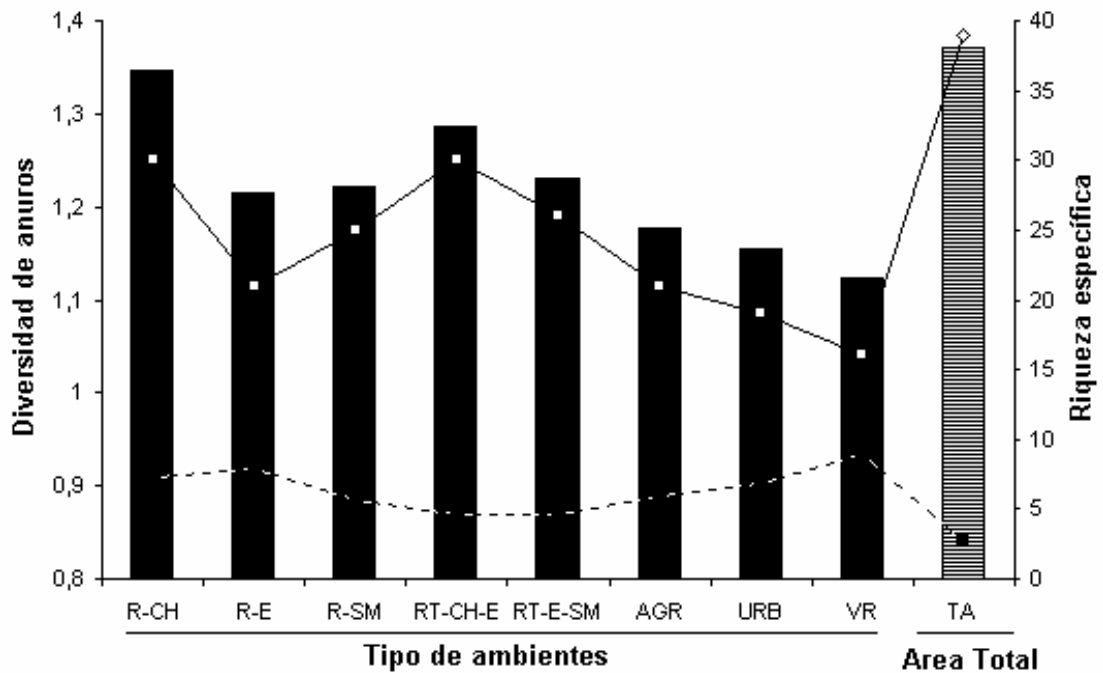


Figura 47. Diversidad y composición de anfibios anuros en los ambientes estudiados. Referencias: ■ : diversidad; --- equitatividad y ◻—: riqueza. Remanentes Chaco Húmedo (R-Ch), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agroecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR).

4.a-3. Representación de anfibios anuros por Familia.

Se observó una diferencia significativa en el número de especies pertenecientes a cada familia de anuro (χ^2 : 31, *df*: 3, $p < 0,05$) en cada tipo de ambiente (Fig. 48). Se registró una disminución de hílidos en ambientes alterados (AGR, U y VR). Los bufónidos presentaron el mayor número de especies en remanentes de R-CH ($N = 6$), principalmente por la presencia exclusiva de *B. bergi* y *M. cupreuscapularis*. Los leptodactílidos estuvieron mejor representados en remanentes de R-CH y R-SM-E ($N = 13$, en ambos casos), destacándose la mayor abundancia de *C. cranwelli*. La mayor cantidad de hílidos fue registrada en ambientes

naturales, particularmente en remanentes de R-SM-CH (N = 14) y R-CH (N = 11), compartiendo la presencia de *P. venulosa* y *P. p. occidentalis*. En sitios alterados la tendencia observada fue negativa, así el menor número de especies fue observado en VR y U (N = 4 en ambos casos), seguidos por AGR (N = 6). La presencia de microhílicos se mantuvo constante en todos los ambientes, representados por una sola especie, *E. bicolor*. En las figuras 49 a-i, se observan las especies presentes en cada tipo de ambientes, representando la abundancia relativa porcentual de cada especie por Familia.

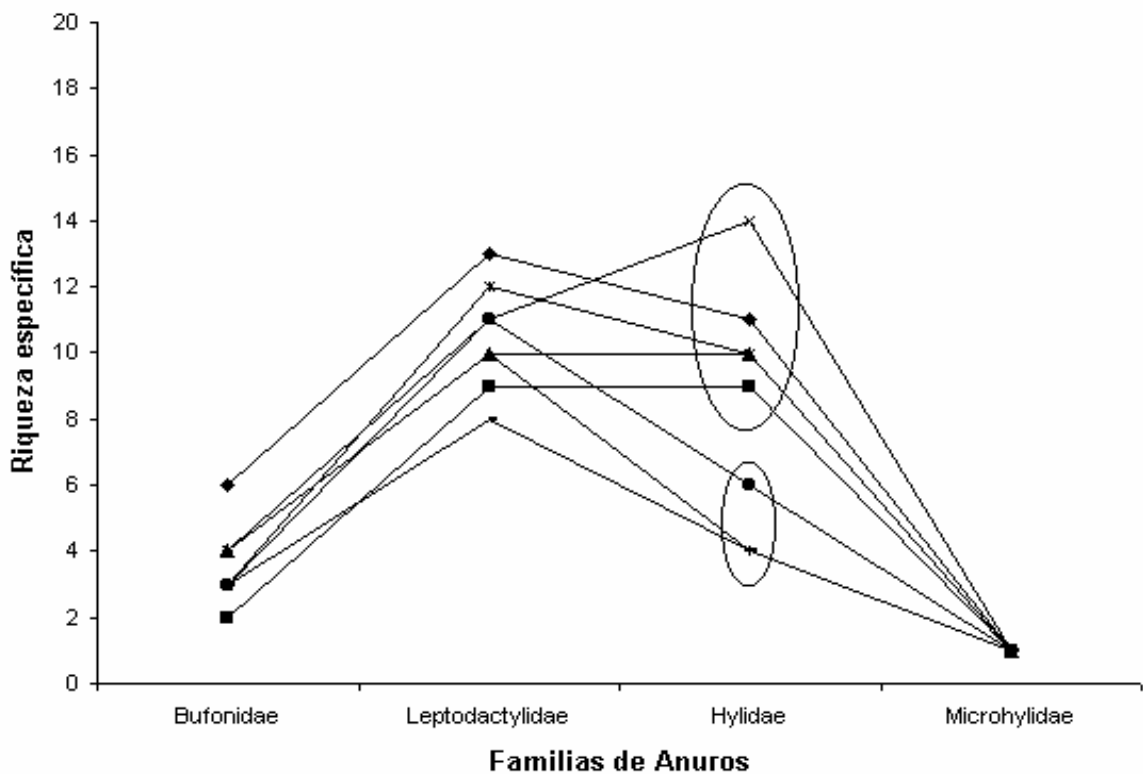


Figura 48. Riqueza específica por Familia de anuro presentes en cada tipo de ambientes. El círculo menor agrupa los sitios alterados y el mayor agrupa a los sitios naturales. Referencias: ◆: R-CH, ■: R-E, ▲: R-SM, ×: RT-CH-SM, *: RT-CH-SM, ●: AGR, †: URB y ▪: VR.

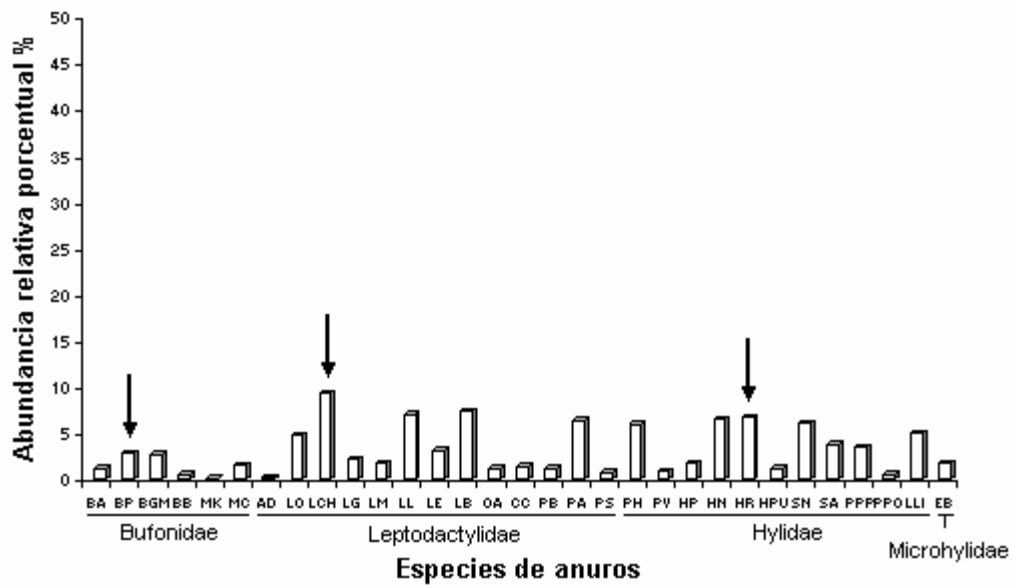


Fig. 49 a. Remanentes Chaco Húmedo

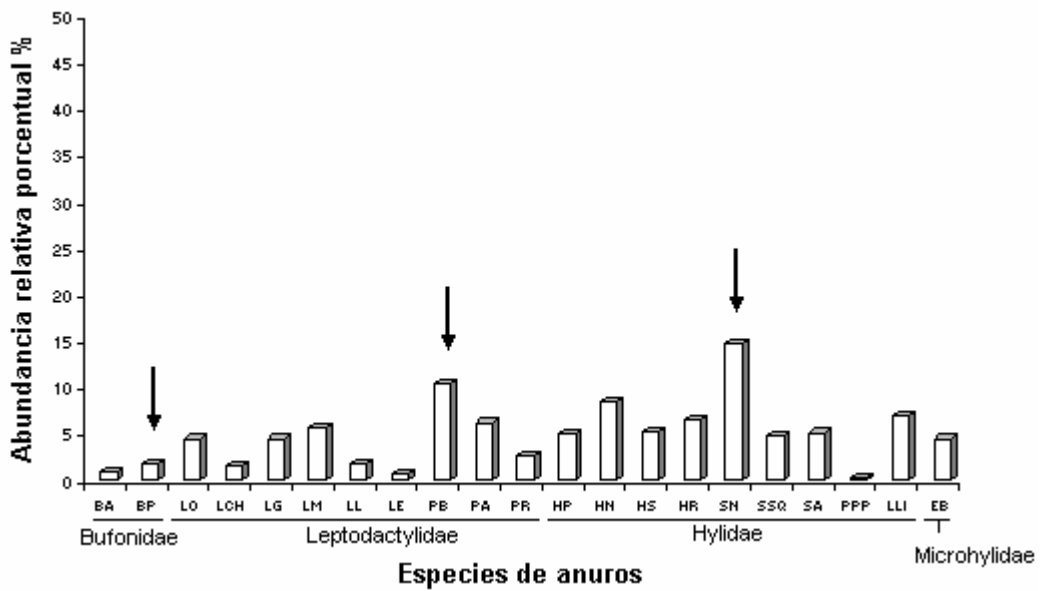


Fig. 49 b. Remanentes Espinal

Fig. 49 continuación

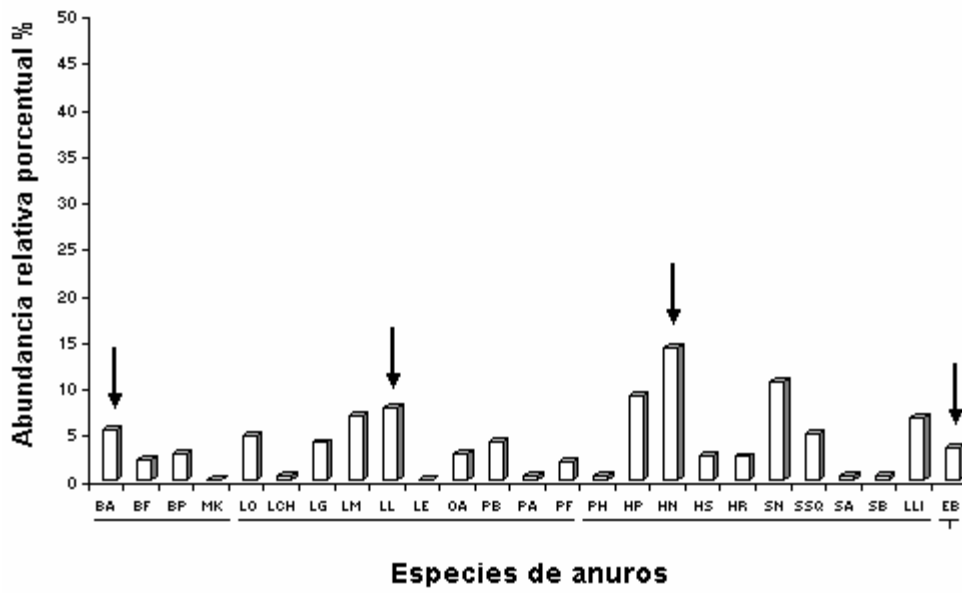


Fig. 49 c. Remanentes Selvas Mixtas

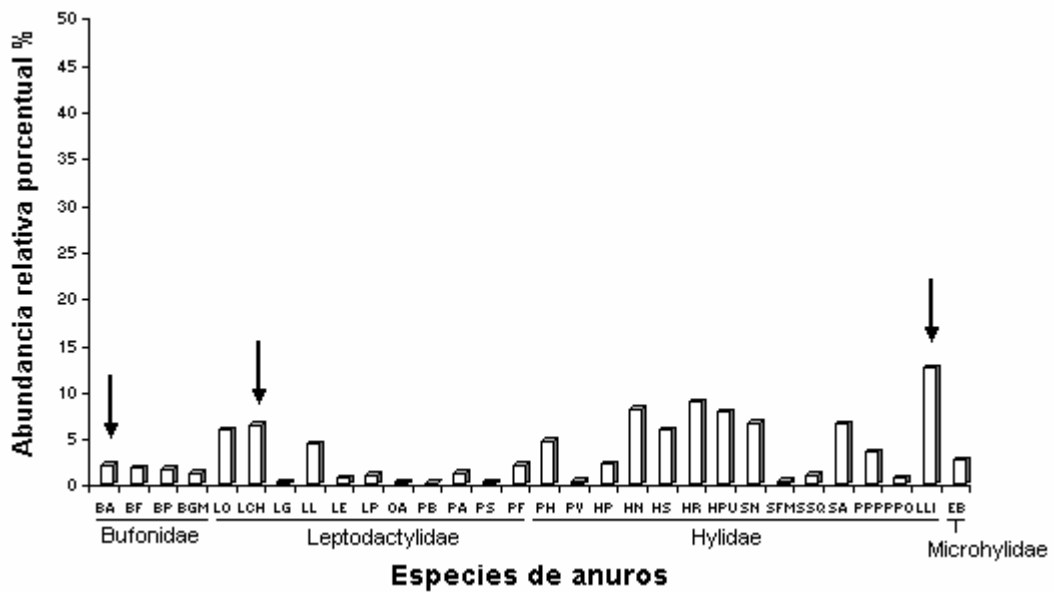


Fig. 49 d. Remanentes Transicionales Chaco Húmedo-Selvas Mixtas

Fig. 49 continuación

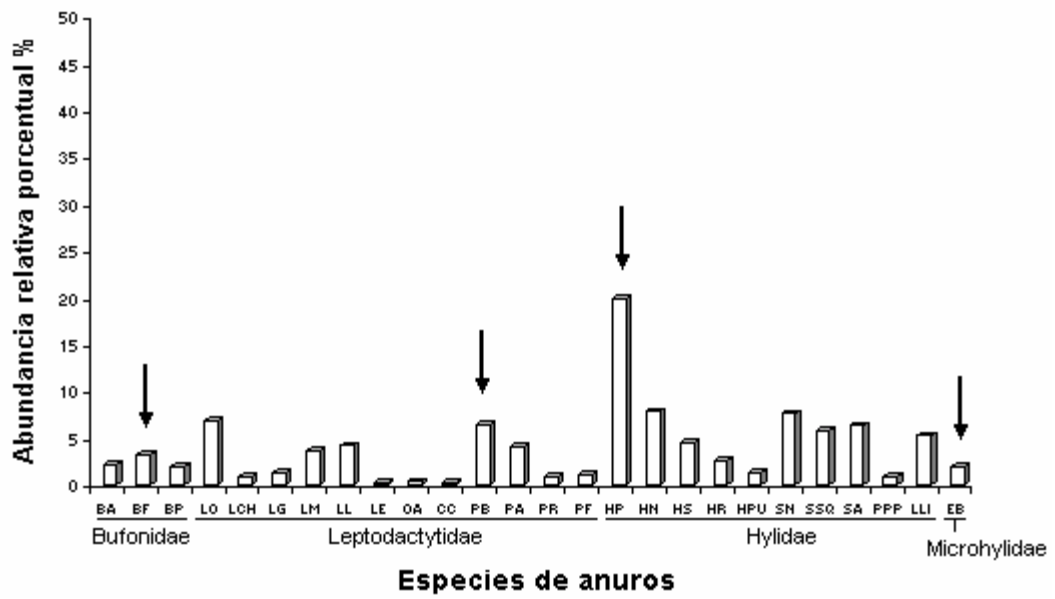


Fig. 49 e. Remanentes Transicionales Selvas Mixtas-Espinal

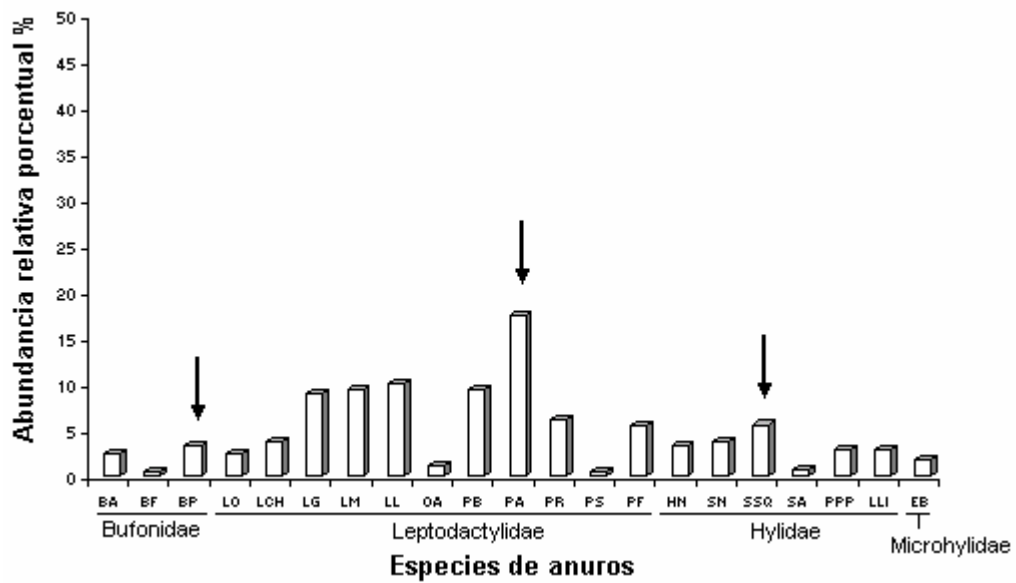


Fig. 49 f. Áreas agrícolas

Fig. 49 continuación

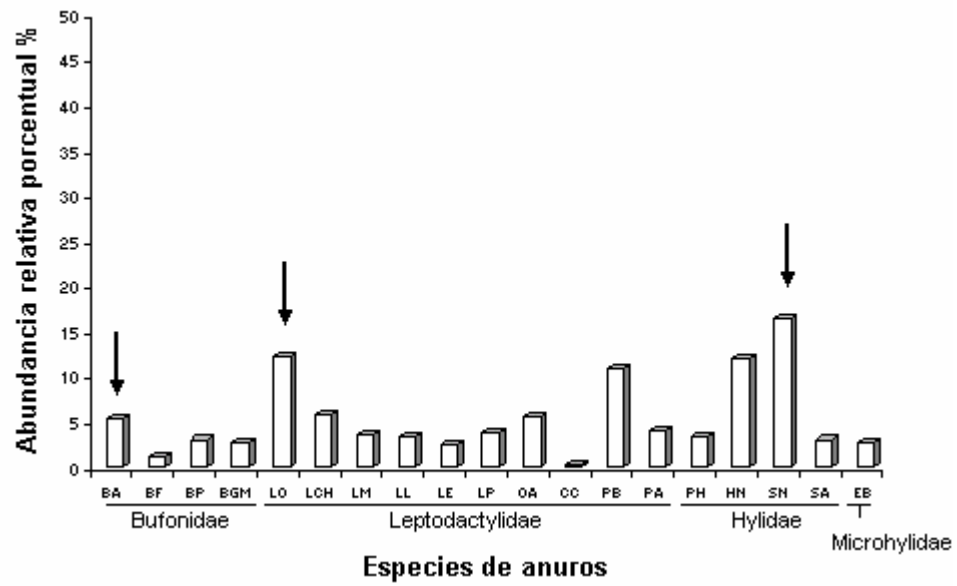


Fig. 49 g. Ambientes urbanos

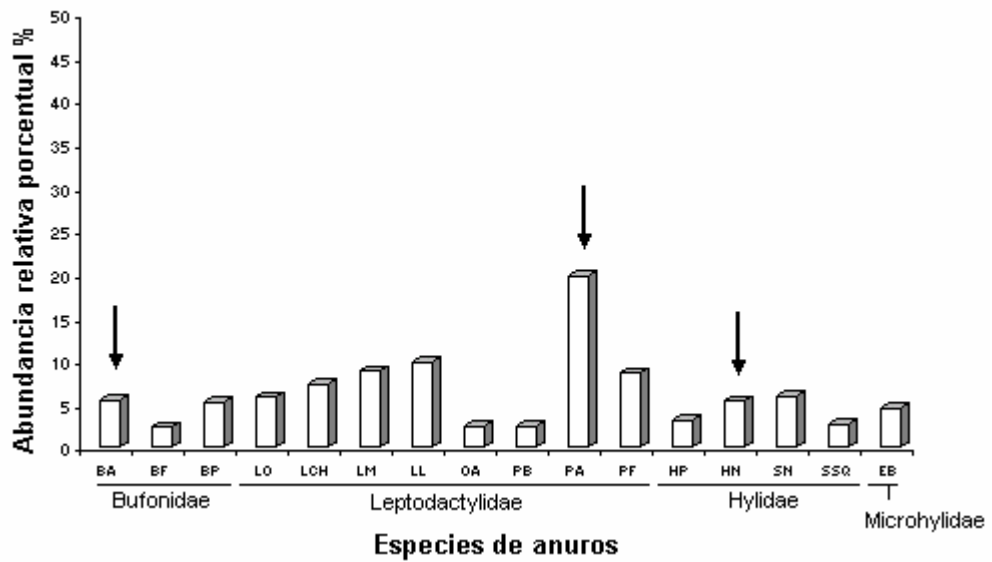


Fig. 49 h. Ambientes a la vera de rutas

Fig. 49 continuación

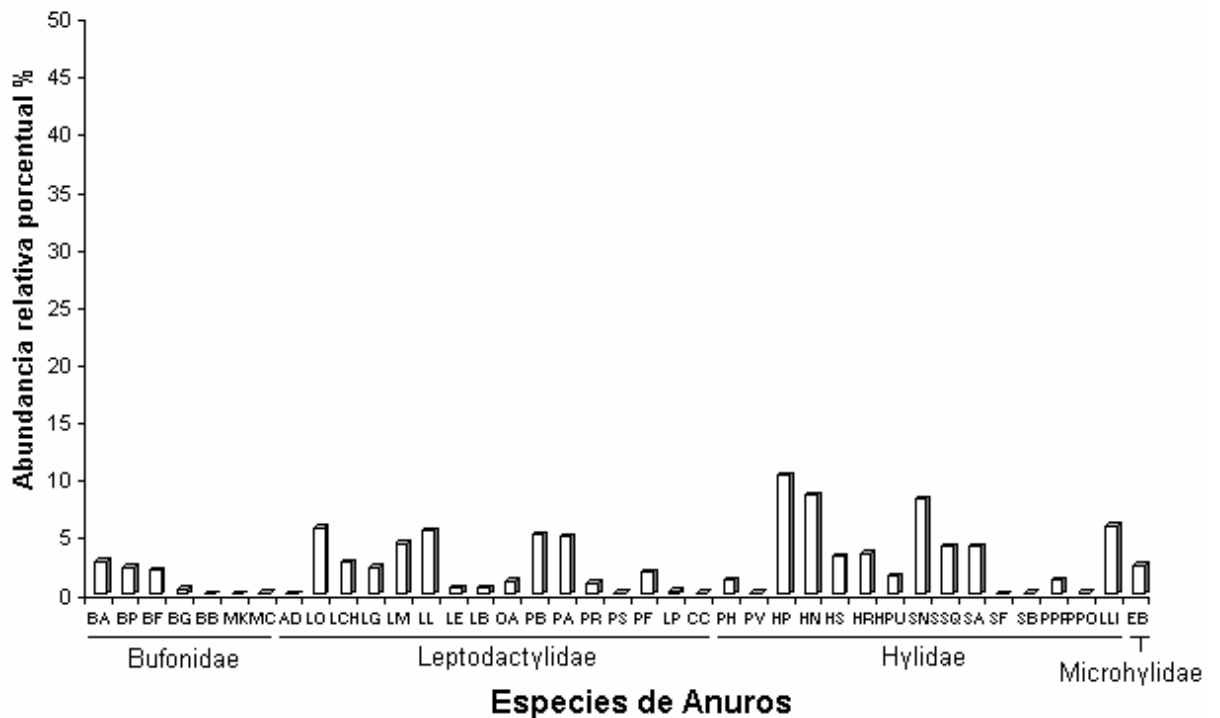


Fig. 49 i. Todos los sitios estudiados

Figura 49. Abundancia relativa porcentual de especies y subespecies de anuros en los diferentes tipos de ambientes. Las flechas indican las especies más abundantes por Familia. Referencias: **A.** R-CH, **B.** R-E, **C.** R-SM, **D.** RT-CH-SM, **E.** RT-E-SM, **F.** AGR, **G.** U, **H.** VR, **I.** área total. Especies de anuros: BA: *B. a. arenarum*, BP: *B. schneideri*, BF: *B. fernandezae*, BGM: *B. g. major*, BB: *B. bergi*, MK: *M. klappenbachi*, MC: *M. cupreuscapularis*, AD: *A. diptix*, LO: *L. ocellatus*, LCH: *L. chaquensis*, LG: *L. gracilis*, LM: *L. mystacinus*, LL: *L. latinus*, LE: *L. elenae*, LP: *L. podicipinus*, OA: *O. americanus*, PB: *P. biligonigerus*, PA: *P. albonotatus*, PS: *P. santafecinus*, PR: *P. riograndensis*, PF: *P. falcipes*, CC: *C. cranwelli*, PH: *P. h. azurea*, PV: *P. venulosa*, HP: *H. pulchella*, HN: *H. nana*, HS: *H. sanborni*, HR: *H. raniceps*, HPU: *H. p. rubrolineata*, SN: *S. nasicus*, SSQ: *S. squalirostris*, SA: *S. acuminatus*, SF: *S. fuscomarginatus*, SB: *S. berthae*, PPP: *P. p. platensis*, PPO: *P. p. occidentalis*, LLI: *L. limellus* y EB: *E. bicolor*.

4.a-4. Similitud faunística entre tipos de ambientes.

El análisis multivariante de similitud faunística presentó en su fenograma dos grupos (Fig. 50). El primero (1) reunió a los ambientes con alto grado de alteración antrópica, bajos

valores de diversidad, equitatividad y riqueza de anuros (U+VR+AGR). Dentro de este grupo se observó una OTU aislada (VR), y un subgrupo integrado por AGR y U. El segundo (2) agrupamiento reunió a los remanentes prístinos o relativamente prístinos (R-CH, R-E, R-SM, RT-CH-SM y RT-E-SM), con altos valores referentes a la diversidad y composición de especies, con un grado de disturbio antrópico moderado o nulo. En este grupo se observaron dos subgrupos, el primero constituido por remanentes R-SM; RT-E-SM y R-E y el segundo integrado por R-CH y RT-CH-SM. El coeficiente de correlación cofenética del análisis fue de 0.87. Este valor indicó un buen grado de adecuación entre la matriz básica de datos y el fenograma resultante.

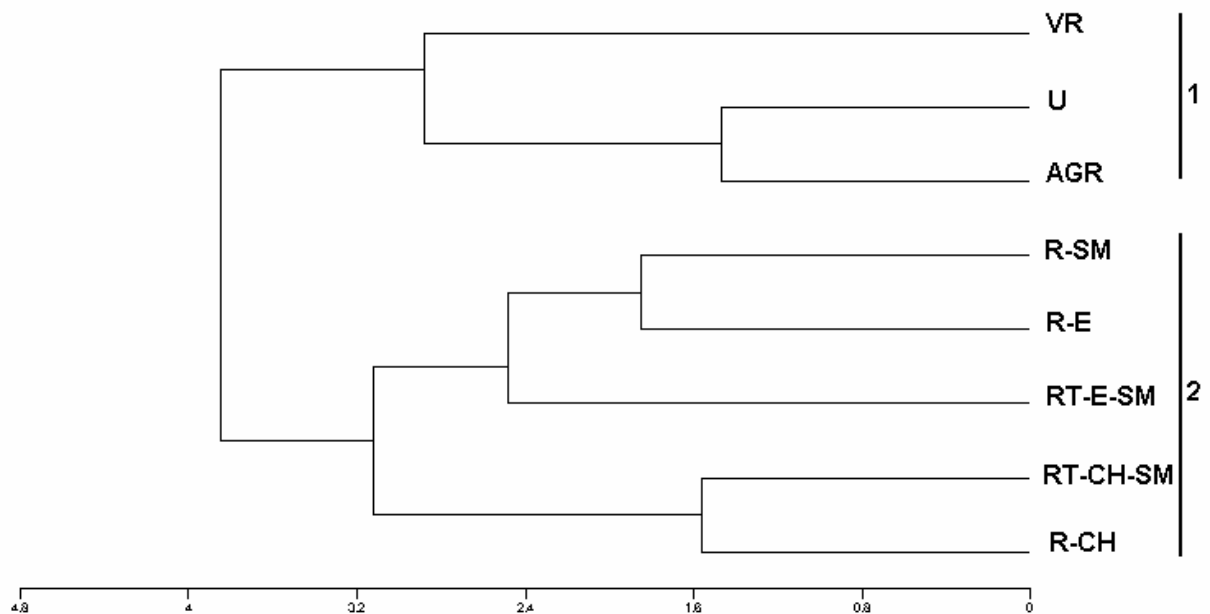


Figura 50. Fenograma de similitud faunística entre los diferentes ambientes estudiados. Remanentes Chaco Húmedo (R-CH), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agroecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR). Sitios alterados (1), sitios naturales (2).

4.a-5. Proporcionalidad e índices de co-ocurrencia de gremios espaciales.

En la tabla 9 se listan las especies de anuros pertenecientes a los gremios espaciales terrestre, semiacuático, arbóreo y acuático. La proporción de cada gremio ecológico presentó diferencias significativas entre los ambientes estudiados ($\chi^2 = 68,74$; $df: 3$; $p < 0,05$) (Fig. 51). Asimismo, se observó una diferencia significativa entre la proporción de gremios entre ambientes naturales y alterados ($\chi^2 = 84,03$; $df: 3$; $p < 0,0001$).

Tabla 9. Gremios espaciales de anfibios anuros.

GREMIOS ESPACIALES			
Terrestre	Semiacuático	Arbóreo	Acuático
<i>B. fernandezae</i>	<i>L. ocellatus</i>	<i>P. hypochondrialis azurea</i>	<i>P. paradoxus occidentalis</i>
<i>B. arenarum arenarum</i>	<i>P. biligonigerus</i>	<i>P. venulosa</i>	<i>P. paradoxus platensis</i>
<i>B. schneideri</i>	<i>P. albonotatus</i>	<i>H. pulchella</i>	<i>L. limellus</i>
<i>B. granulosis major</i>	<i>P. santafecinus</i>	<i>H. nana</i>	
<i>B. bergi</i>	<i>P. riograndensis</i>	<i>H. sanborni</i>	
<i>M. klappenbachi</i>	<i>P. falcipes</i>	<i>H. raniceps</i>	
<i>M. cupreuscapularis</i>		<i>H. punctata rubrolineata</i>	
<i>A. diptix</i>		<i>S. nasicus</i>	
<i>L. chaquensis</i>		<i>S. squalirostris</i>	
<i>L. bufonius</i>		<i>S. acuminatus</i>	
<i>L. gracilis</i>		<i>S. fuscomarginatus</i>	
<i>L. elenae</i>		<i>S. berthae</i>	
<i>L. mystacinus</i>			
<i>L. latinasus</i>			
<i>L. podicipinus</i>			
<i>O. americanus</i>			
<i>C. cranwelli</i>			
<i>E. bicolor</i>			

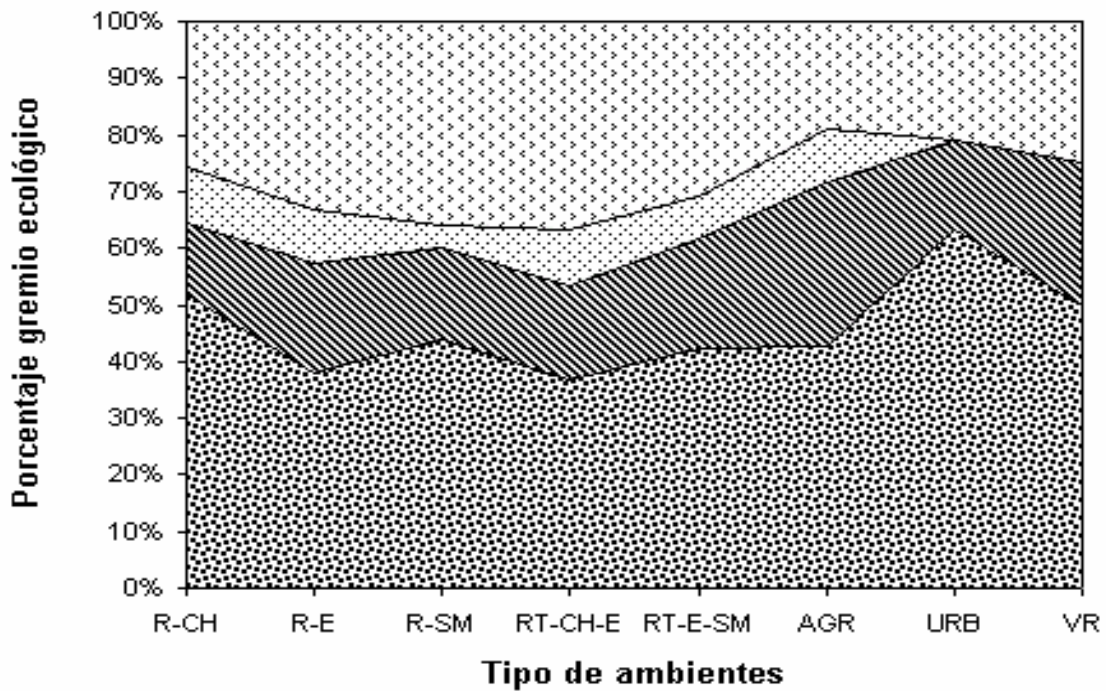


Figura 51. Proporción de gremios espaciales de anfibios anuros y su relación con los distintos ambientes estudiados. Especies terrestres (...), semiacuáticas (\\), arbóreas (><), acuáticas (...). Remanentes Chaco Húmedo (R-CH), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agroecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR).

Los valores del test de proporcionalidad de gremios en ambientes alterados (AGR, U, VR) oscilaron entre $CU_{\text{gremio}} = 0,015$ para el gremio que reúne a las especies acuáticas y $CU_{\text{gremio}} = 0,47$ para las especies terrestres (Fig. 52). Por el contrario, en ambientes naturales se observó que el valor de “c-score” fue mayor al esperado por chance, estando mejor representadas las especies arbóreas ($CU_{\text{gremio}} = 0,53$). Del análisis por tipo de ambiente_(región), resultó que en los sitios naturales la proporción relativa de especies de anuros por gremio espacial presentaron mayor segregación ($CU_{\text{región}} = 0,35$), respecto de los sitios alterados ($CU_{\text{región}} = 0,16$).

Por otra parte, el valor del índice de “c-score” del módulo de co-ocurrencia en ambientes alterados fue menor al esperado por chance ($CU = 0,35; p_{\text{observado}} \leq p_{\text{esperado}} = 0,05$), manifestando una agregación de especies de anuros. Por el contrario, en ambientes naturales el valor del índice fue mayor al esperado al azar, indicando una segregación de especies ($CU = 0,16; p_{\text{observado}} \geq p_{\text{esperado}} = 0,05$).

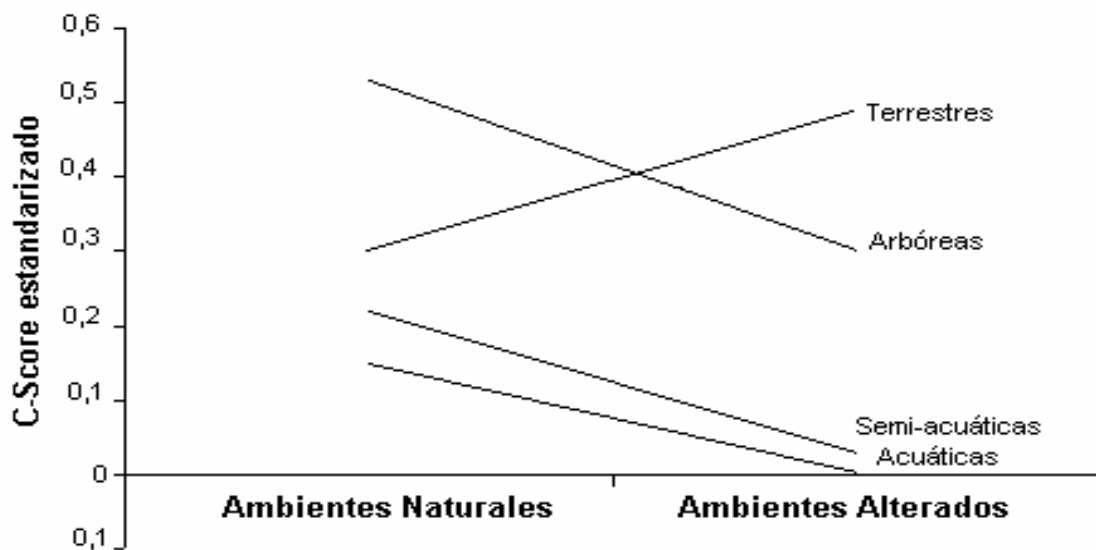


Figura 52. C-score estandarizado, donde se muestran la variación del índice de proporcionalidad de gremios respecto del tipo de ambientes. Un mayor valor representa mayor segregación entre las especies de un gremio entre sitios.

4.b. RELACIONES DE LOS PARÁMETROS BIOLÓGICOS CON LAS CARACTERÍSTICAS DEL HÁBITAT.

En la tabla 10 se indican los valores correspondientes a las variables locales y del paisaje.

Tabla 10. Resumen de las variables locales y del paisaje, registradas en las 155 estaciones de muestreo. Se indican los valores mínimo (Mín.) y máximo (Máx.), promedio (Media) y desviación estándar (DS).

ESCALA LOCAL					
	Código	Mín.	Máx.	Media	DS
a. Físico-químicas					
Temperatura media aire (°C)	TA	22	36	30,4	1,74
Temperatura media agua (°C)	TW	23,5	34	30,3	1,48
Régimen pluviométrico (mm)	RP	800	1100	981,7	84,7
Turbiedad agua (m)	T	0	0,59	0,20	0,19
pH	pH	5,5	8,5	6,9	0,5
Origen cuerpo de agua	OCA	1	2	-	-
Profundidad media (m)	PM	0,10	1	0,29	0,16
b. Temporales					
Hidroperíodo	HIDR	1	3	-	-
c. Biológicas					
Potenciales predadores acuáticos	PRED	0	5	-	-
Reproducción	REPR	0	1	-	-
Índice de Vegetación	VEG	0	5	-	-
% Vegetación Herbácea	%VH	0	100	-	-
% Vegetación Arbustiva	%VA	0	100	-	-
% Vegetación Arbórea	%VAR	0	100	-	-
d. Índice de disturbio					
	ID	0	5	-	-
ESCALA DEL PAISAJE					
Estructura					
a. Conectividad					
Distancia al remanente más cercano (Km)	DRMC	0	136	31,7	30,2
Distancia al centro urbano más cercano (Km)	DCU	0	134	8,7	13,3
Interdistancia (Km)	INTD	0,10	50	6,8	7,9
Distancia a ruta principal (Km)	DR	0	300	24,3	51
b. Vulnerabilidad					
% tierras agrícolas ady.	%TA	0	100	-	-
% tierras urbanas ady.	%TU	0	100	-	-
% tierras forestales ady.	%TF	0	100	-	-
c. Otras variables estructurales					
Área de cada sitio (m ²)	A	10	70000	3002	8871

- no cuantificable

4.b-1. Relación entre la diversidad y composición de especies de cada sitio de muestreo y variables del hábitat a escala local y del paisaje.

Del análisis de componentes principales (ACP) que se utilizó para reducir 14 variables locales a un número pequeño de componentes independientes y determinar cual o cuales fueron la/s variables que contribuyeron a las variaciones en la diversidad y composición y su contribución en la varianza total del modelo, se realizaron dos análisis. El primero incluyó solo las variables locales, explicando los cuatro primeros componentes (CP) el 61,57% de la variación del sistema (Tabla 11). Las variables locales de mayor peso en el primer componente (CP-I) fueron grado de disturbio, grado de vegetación, temperatura del agua y del aire, porcentaje de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea. Este eje, por lo tanto, explicó un aumento en la diversidad y composición de especies en ambientes naturales con vegetación poli-específica con estratificación en cobertura, y con temperaturas del agua y aire medias (entre 25 y 31° C). En el CP-II las variables más representativas correspondieron a la presencia de potenciales predadores y hidroperíodo, observándose un aumento en la diversidad y composición de anfibios anuros en ambientes temporales y semipermanentes sin predadores potenciales. Asimismo, un incremento de ambos parámetros descriptores fue explicado con la presencia de cuerpos de aguas claras (CP-III), aumento en el régimen de precipitaciones y valores de pH entre 6,5 y 7,5 (ambas variables, CP-IV).

Del análisis de las ocho variables del paisaje sobre la base de principales componentes de la variación de la diversidad y composición de anfibios anuros, los primeros cuatro componentes explicaron un 75,85% de la varianza (Tabla 11). El CP-I representó un gradiente hacia ambientes de mayores dimensiones, alejados de las rutas principales, rodeados de tierras forestales y bajos porcentajes de tierras agrícolas adyacentes. Este eje manifestó una tendencia

al aumento en la diversidad y composición de especies respecto del incremento del área, porcentaje de tierras forestales adyacentes y distancia a rutas y reducción del porcentaje de tierras de uso agrícola adyacentes. En los CP-II, CP-III y CP-IV las variables del paisaje mejor representadas fueron la distancia al remanente más cercano, la distancia entre cada sitio muestreado y la distancia al centro urbano más cercano. En otras palabras, estos ejes expresaron la variación del sistema sobre la base de caracteres espaciales de conectividad estructural.

Los resultados del ACP fueron coincidentes con los obtenidos en el análisis de correspondencia canónica (ACC), observándose una fuerte asociación entre las matrices referidas a las variables independientes: locales y de paisaje, examinadas en forma separadas (1 y 2 ° caso) y en conjunto (3° caso); y variables dependientes: (diversidad, equitatividad, riqueza y abundancia de anuros por especie) (Tabla 12, Fig. 53 a-f). Sin embargo se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los scores obtenidos para cada grupo de variables, siendo mayormente significativa la asociación entre las variables independientes (locales + del paisaje) y dependientes ($KW = 6,62; p < 0,05$). De igual forma, la mayor asociación se observó entre las variables dependientes y la combinación de variables locales y del paisaje ($R^2 = 0,92; F = 25,73, df: 22; 131, p < 0,001$), explicando el 56% de la variación en la riqueza, diversidad y abundancia de especies. Las variables locales explicaron el 40% y las del paisaje el 35%.

Al considerar los coeficientes canónicos y los dos primeros ejes, que explicaron el mayor porcentaje de variación de la matriz regular, se observó para el primer caso (Fig. 53 a,b) que el 41% de las especies de anuros se asociaron al eje I, que mostró variaciones en el origen del cuerpo de agua, grado de disturbio, temperatura del agua y del aire y porcentajes de las coberturas herbácea y arbórea. Las especies y subespecies de anuros asociadas al eje I

fueron las siguientes: *B. a. arenarum*, *M. klappenbachi*, *L. mystacinus*, *L. podicipinus*, *L. bufonius*, *O. americanus*, *P. biligonigerus*, *P. falcipes*, *P. venulosa*, *H. pulchella*, *H. raniceps*, *S. squalirostris*, *S. acuminatus*, *S. berthae*, *P. p. platensis*, *P. p. occidentalis*, *L. limellus* y *E. bicolor*. El eje II fue más importante en la explicación de la variación de *B. fernandezae*, *B. schneideri*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis.*, *L. latinasus*, *L. gracilis*, *L. elenae*, *C. cranwelli*, *P. albonotatus*, *P. riograndensis*, *P. santafecinus*, *P. h. azurea*, *H. nana*, *H. sanborni*, *H. p. rubrolineata*, *S. nasicus* y *S. fuscomarginatus* y explicó la variación en porcentaje de cobertura arbustiva, hidroperíodo, régimen pluviométrico. Los anuros *B. g. major*, *B. bergi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, presentaron una baja asociación con ambos ejes.

Para el segundo caso, el eje I señaló gradientes de variación en área, distancia a rutas, porcentaje de tierras agrícolas y forestales adyacentes (Fig. 53 c,d), siendo las especies y subespecies mejor representadas *M. klappenbachi*, *L. mystacinus*, *L. podicipinus*, *L. bufonius*, *O. americanus*, *P. biligonigerus*, *P. albonotatus*, *P. falcipes*, *P. venulosa*, *H. pulchella*, *H. raniceps*, *S. squalirostris*, *S. berthae*, *P. p. platensis*, *P. p. occidentalis*, *L. limellus* y *E. bicolor*. El eje II mostró variaciones en variables de conectividad estructural, particularmente la distancia al remanente más cercano, interdistancia y distancia al centro urbano más cercano. Las especies y subespecies mejor relacionadas al eje II fueron *B. schneideri*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *L. gracilis*, *L. latinasus*, *L. elenae*, *L. podicipinus*, *C. cranwelli*, *P. riograndensis*, *P. h. azurea*, *H. nana*, *H. sanborni*, *H. p. rubrolineata*, *S. nasicus* y *S. fuscomarginatus*. Finalmente, *B. a. arenarum*, *B. fernandezae*, *B. g. major*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix* presentaron escasa relación con ambos ejes.

En el tercer caso, la combinación de variables locales y del paisaje manifestaron variaciones en parámetros físicos, biológicos, temporales, grado de disturbio, conectividad estructural y vulnerabilidad en los ejes I y II (Fig. 53 e,f). El eje I fue más importante en la

explicación del 53% (N = 21) de las especies y el eje II el 39% (N = 14). De esta manera, el 90% de las especies y subespecies se relacionó con la combinación de ambas variables. El 8% restante, representado por *B. g. major*, *B. bergi*, *M. cupreuscapularis* y *A. diptix*, no presentó relación con ningún eje en particular.

Tabla 11. Resultados del análisis de componentes principales (ACP).

ACP					
VARIABLES LOCALES	Código	CP-1	CP-2	CP-3	CP-4
Temperatura media aire	TA	0,55	0,20	0,19	0,32
Temperatura media agua	TW	0,64	0,22	0,19	0,13
Régimen pluviométrico	RP	0,03	0,03	0,43	-0,65
Turbiedad agua	T	0,22	0,14	0,64	-0,30
pH	pH	0,07	0,28	0,38	0,57
Origen cuerpo de agua	OCA	0,04	0,20	0,41	0,21
Profundidad media	PM	-0,28	-0,18	0,01	0,36
Hidroperíodo	HIDROP	-0,18	-0,76	0,35	0,17
Potenciales predadores acuáticos	PRED	-0,22	-0,81	0,24	0,05
Índice de Vegetación	VEG	-0,89	0,09	-0,04	0,12
% Vegetación Herbácea	%VH	-0,89	0,27	-0,18	0,01
% Vegetación Arbustiva	%VA	-0,80	0,17	-0,01	-0,04
% Vegetación Arbórea	%VAR	-0,74	0,20	0,20	-0,02
Índice de disturbio	ID	0,88	-0,07	-0,05	-0,05
Porcentaje de la variación explicada		32,16	11,93	8,9	8,58
Porcentaje acumulado		32,16	44,09	52,99	61,57
Eigen-valores		4,50	1,67	1,23	1,20
VARIABLES DEL PAISAJE					
Distancia al remanente + cercano	DRMC	-0,20	0,51	0,46	-0,19
Distancia al centro urbano más cercano	DCU	0,24	0,18	0,64	-0,30
Interdistancia	INTD	-0,02	0,52	0,33	0,75
Distancia a ruta principal	DR	0,81	0,18	-0,02	0,21
% tierras agrícolas ady.	%TA	-0,63	-0,58	-0,42	-0,05
% tierras urbanas ady.	%TU	-0,37	-0,75	0,41	0,27
% tierras forestales ady.	%TF	0,90	0,07	0,07	-0,07
Área de cada sitio	A	0,56	-0,09	-0,39	0,21
Porcentaje de la variación explicada		29,95	19,05	15,55	11,28
Porcentaje acumulado		29,95	49	64,55	75,85
Eigen-valores		2,39	1,52	1,24	1

Se indican en negrita los mayores valores

Tabla 12. Resultados del análisis canónico (ACC) entre los dos grupos de variables: la primera constituida por el número absoluto de individuos por especie, diversidad, riqueza y equitatividad (variable dependiente: Y) y la otra compuesta por las variables locales y/o del paisaje (variables independientes: X). Las variables de ambas matrices fueron estandarizadas (cada variable: media = 0 y $s^2 = 1$). CC Sp-VL = Correlación Canónica Especies-VARIABLES locales; CC Sp-VP = Correlación Canónica Especies-VARIABLES Paisaje y CC Sp-VL+VP = Correlación Canónica Especies-VARIABLES Locales+Paisaje.

ACC	CC Sp-VL		CC Sp-VP		CC Sp-VL+VP	
	Coefficiente	% explicación	Coefficiente	% explicación	Coefficiente	% explicación
Eje I	0,80	40	0,78	35	0,87	56
Eje II	0,68	19	0,62	15	0,83	23
Eje III	0,60	8	0,50	4	0,77	10
Eje IV	0,57	5	0,49	2	0,76	9
Relación global	$R^2 = 0,86$ F = 29,40 df = 14; 153***		$R^2 = 0,84$ F = 44,65 df = 8; 154***		$R^2 = 0,92$ F = 25,73 df = 22; 153***	

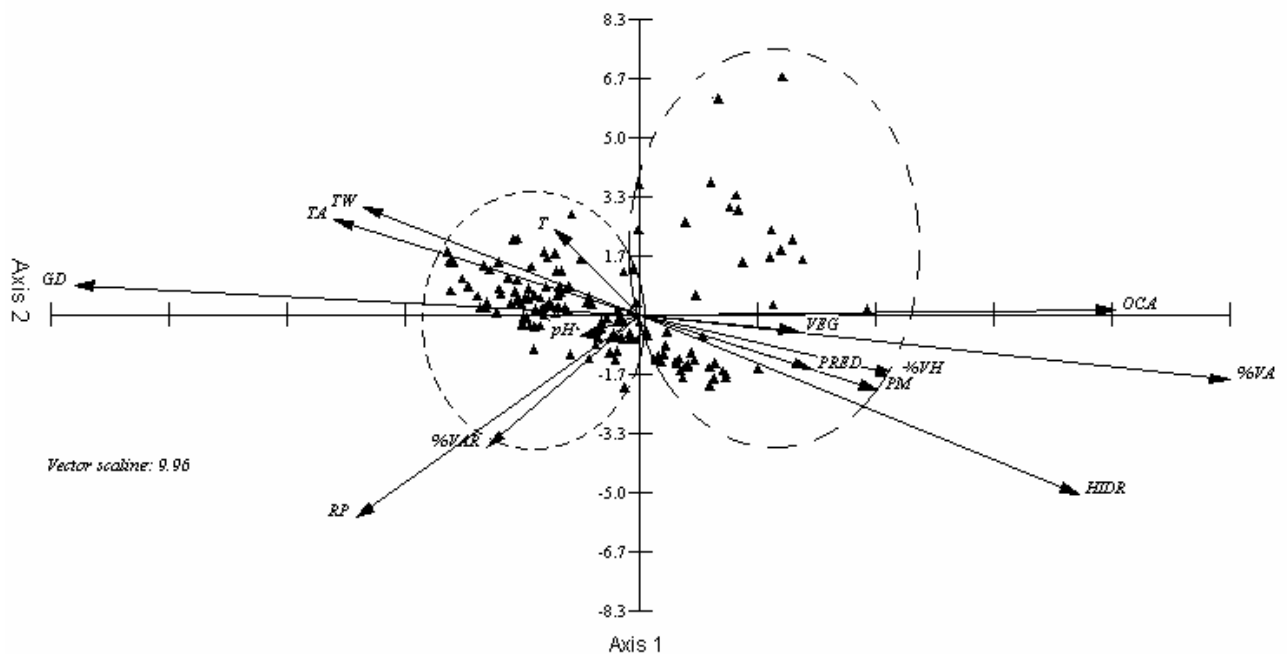


Fig.53a

Fig. 53 continuación

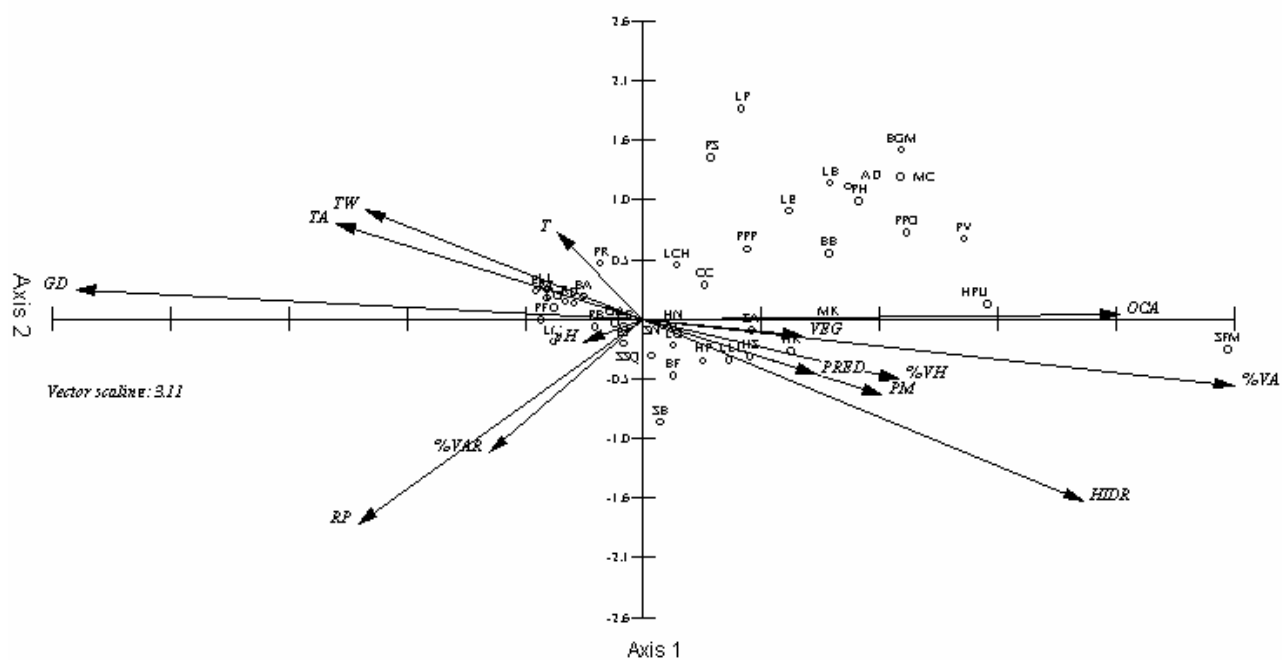


Fig. 53 b

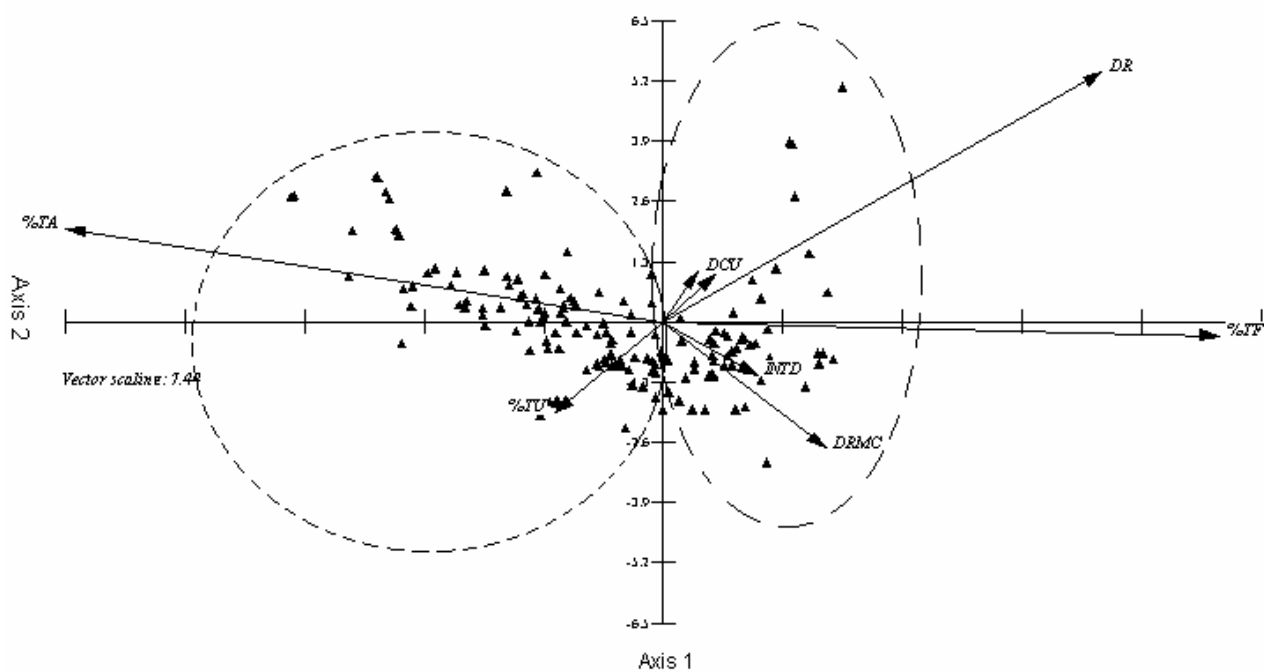


Fig.53 c

Fig. 53 continuación

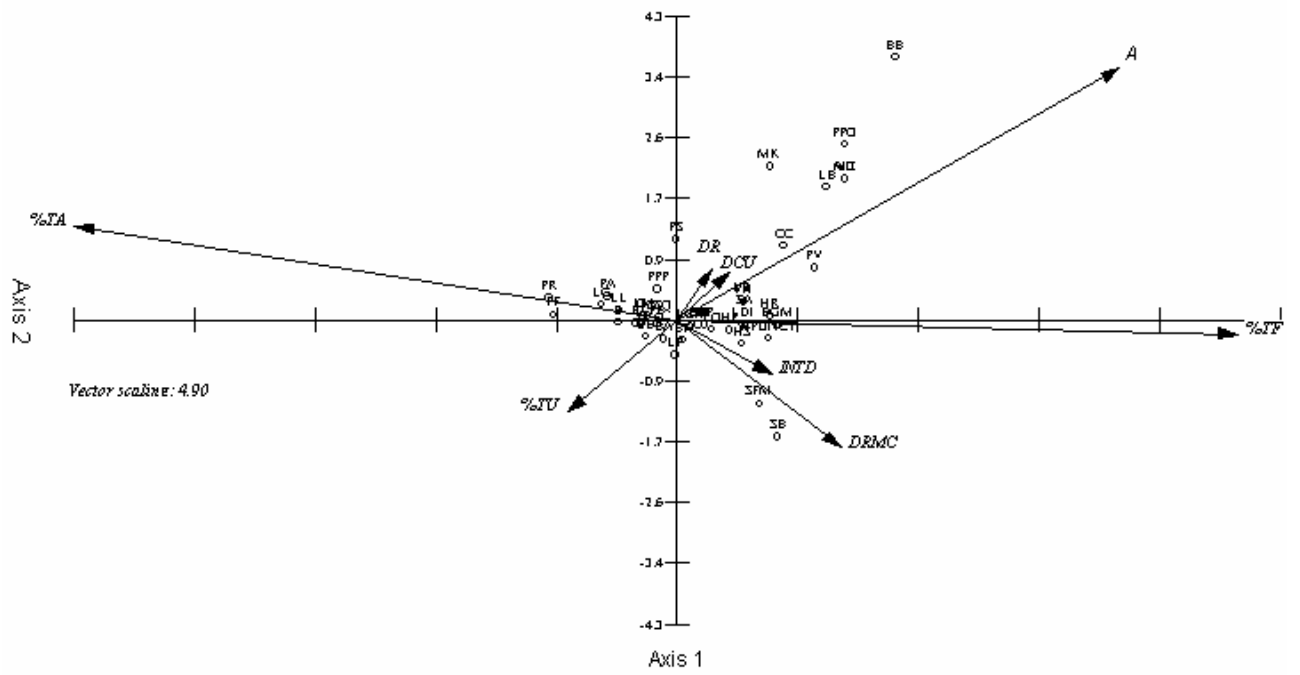


Fig. 53 d

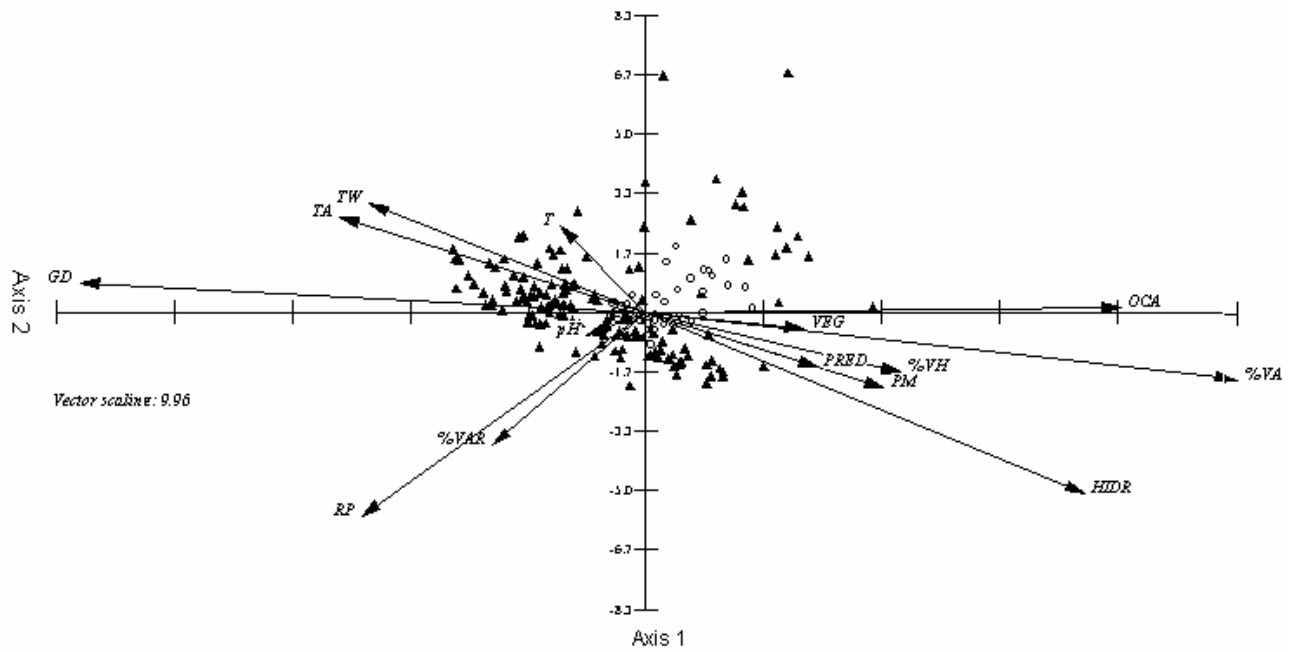


Fig. 53 e

Fig. 53 continuación

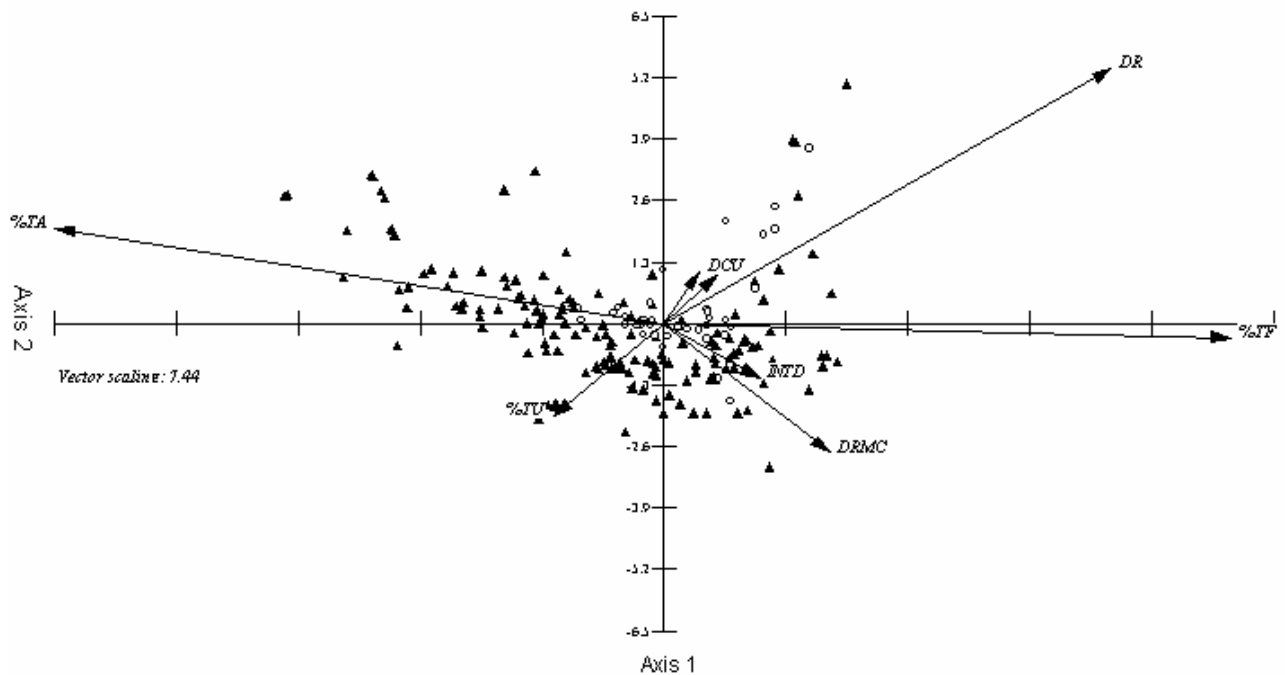


Fig. 53 f

Figura 53. Gráficos de dispersión de las variables dependientes vs independientes sobre la base del análisis de correspondencia canónica. **A.** Relación canónica entre las variables independientes locales y dependientes según los sitios de estudios (▲), (---): ambientes alterados; (- - -): ambientes naturales. **B.** Relación canónica entre las variables independientes locales y dependientes según las especies ○ y parámetros descriptores (●: H, R, E); **C.** Relación canónica entre las variables independientes del paisaje y dependientes según los sitios de estudios (▲), (---): ambientes alterados; (- - -): ambientes naturales. **D.** Relación canónica entre las variables independientes del paisaje y dependientes según las especies ○ y parámetros descriptores (●: H, R, E); **E.** Relación canónica entre las variables independientes locales y dependientes según las especies ○ y sitios estudiados (▲). **F.** Relación canónica entre las variables independientes del paisaje y dependientes según las especies (○) y sitios estudiados (▲). Las especies se indican con su acrónimo. La longitud del vector es equivalente a la proporción de cambio.

4.b-2. Relación entre las evidencias reproductivas en los sitios de muestreo y variables del hábitat a escala local y del paisaje.

El análisis de regresión logística indicó que las variables locales y del paisaje que mejor explicaron la variación en la presencia de reproducción (REPR) en los ambientes fueron el grado de disturbio, la temperatura del aire, el régimen pluviométrico, el pH, la turbiedad del agua, el grado de vegetación, el hidroperíodo, la presencia de predadores y la distancia al remanente más cercano (Tabla 13). Un incremento de evidencias reproductivas se observaron en ambientes temporales y semipermanentes, con bajo grado de disturbio antrópico, coincidente con lluvias torrenciales y escalonadas de primavera-verano, elevada temperatura ambiental (28°-32°), ausencia de potenciales predadores y escasa distancia al remanente forestal más cercano.

Por otra parte, se registraron indicios de reproducción (REPR) para el 71 % de las especies y subespecies (*B. a. arenarum*, *B. schneideri*, *B. fernandezae*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *L. gracilis*, *L. mystacinus*, *L. latinasus*, *L. podicipinus*, *O. americanus*, *P. albonotatus*, *P. biligonigerus*, *P. riograndensis*, *P. santafecinus*, *P. falcipes*, *P. h. azurea*, *H. pulchella*, *H. nana*, *H. sanborni*, *H. raniceps*, *S. nasicus*, *S. squalirostris*, *S. acuminatus*, *S. berthae*, *P. p. platensis*, *P. p. occidentalis*, *L. limellus*, *E. bicolor*, Tabla 14) presentando los siguientes hábitos reproductivos: Modo 1 (huevos depositados individualmente, en el fondo del cuerpo de agua, desarrollo de larvas y eclosión en el mismo ambiente); Modo 2 (huevos puestos en forma individual adheridos a la vegetación sumergida, con desarrollo y eclosión en ambientes leníticos); Modo 3 (huevos depositados en capa continua en la superficie del agua, el desarrollo y la eclosión se produce en el mismo ambiente, Fig. 54 a), Modo 6 (huevos depositados en masa globosa que se adhiere a plantas acuáticas o bien a objetos, desarrollo

embrionario y eclosión producida en el mismo ambiente, Fig. 54 b); Modo 7 (huevos en ristras gelatinosas que se depositan en el fondo del cuerpo de agua y con desarrollo de renacuajos en ambientes acuáticos leníticos, Fig. 54 c); Modo 8 (huevos son depositados en una masa de espuma flotante en la superficie del agua, el desarrollo embrionario y la eclosión y en algunos casos los primeros estadios de la etapa larval se llevan a cabo en el nido, Fig. 54 d); Modo 13 (huevos terrestres, en nidos de espuma colocados dentro de cuevas, depresiones, grietas o estructuras construidas con fango, al eclosionar los renacuajos y luego de una inundación completan su desarrollo en ambientes acuáticos leníticos, Fig. 54 e,f); Modo 15 (huevos colocados en nidos construidos con hojas que cuelgan sobre cuerpos de agua, Fig. 54 g). La forma del nido dependería de los caracteres estructurales del vegetal utilizado. El desarrollo embrionario y la eclosión ocurre dentro del nido, y luego las larvas caen, por movimientos activos, al cuerpo de agua donde completan su desarrollo).

Tabla 13. Resultados del análisis de regresión logística al examinar el efecto de las variables locales y del paisaje sobre la presencia/ausencia de reproducción. Los valores de χ^2 y p corresponden al valor de máxima similitud. El modelo final se realizó con las variables significativas.

Variables	Código	Coefficiente	DS	p
ESCALA LOCAL				
Temperatura media aire	TW	0,03	0,18	NS
Temperatura media agua	TA	0,15	0,14	0,0001
Régimen pluviométrico	RP	0,93	0,03	0,0001
Turbiedad agua	T	-0,34	0,23	0,0001
pH	pH	-0,17	0,40	0,0001
Origen cuerpo de agua	OCA	0,03	0,60	NS
Profundidad media	PM	-1,32	1,60	NS
Hidropériodo	HIDR	-1,15	0,35	0,0001
Potenciales predadores acuáticos	PRED	-0,33	0,17	0,0001
Índice de Vegetación	VEG	0,92	0,33	0,0001
% Vegetación Herbácea	%VH	-0,01	0,05	NS
% Vegetación Arbustiva	%VA	-0,01	0,05	NS
% Vegetación Arbórea	%VAR	-0,01	0,05	NS
Índice de disturbio	ID	0,43	0,35	0,0001
Modelo Final (H-L)	$\chi^2 = 85,17; df = 7; p < 0,00001$			
Variables		Coefficiente	DS	p
ESCALA DEL PAISAJE				
Distancia al remanente + cercano	DRMC	0,10	0,01	0,05
Distancia al centro urbano más cercano	DCU	0,12	0,01	NS
Interdistancia	INTD	0,13	0,02	NS
Distancia a ruta principal	DR	0,01	0,01	NS
% tierras agrícolas ady.	%TA	-0,15	0,03	NS
% tierras urbanas ady.	%TU	-0,16	0,04	NS
% tierras forestales ady.	%TF	-0,11	0,04	NS
Area de cada sitio	A	0,001	0,01	NS
Modelo Final (H-L)	$\chi^2 = 8,76; df = 1; p < 0,05$			

NS, no significativo

Tabla 14. Modos reproductivos de algunos anfibios anuros del área de estudio. Especies de anuros: BA: *B. a. arenarum*, BP: *B. schneideri*, BF: *B. fernandezae*, LO: *L. ocellatus*, LCH: *L. chaquensis*, LG: *L. gracilis*, LM: *L. mystacinus*, LL: *L. latinasus*, LP: *L. podicipinus*, OA: *O. americanus*, PB: *P. biligonigerus*, PA: *P. albonotatus*, PR: *P. riograndensis*, PS: *P. santafecinus*, PF: *P. falcipes*, PH: *P. h. azurea*, HP: *H. pulchella*, HN: *H. nana*, HS: *H. sanborni*, HR: *H. raniceps*, SN: *S. nasicus*, SSQ: *S. squalirostris*, SA: *S. acuminatus*, SB: *S. berthae*, PPP: *P. p. platensis*, PPO: *P. p. occidentalis*, LLI: *L. limellus* y EB: *E. bicolor*.

Especies	Modo 1	Modo 2	Modo 3	Modo 6	Modo 7	Modo 8	Modo 13	Modo 15
BA	-	-	-	-	*	-	-	-
BP	-	-	-	-	*	-	-	-
BF	-	-	-	-	*	-	-	-
LO	-	-	-	-	-	*	-	-
LCH	-	-	-	-	-	*	-	-
LG	-	-	-	-	-	-	*	-
LM	-	-	-	-	-	-	*	-
LL	-	-	-	-	-	-	*	-
LP	-	-	-	-	-	-	*	-
OA	*	-	-	-	-	-	-	-
PB	-	-	-	-	-	*	-	-
PA	-	-	-	-	-	*	-	-
PR	-	-	-	-	-	*	-	-
PS	-	-	-	-	-	*	-	-
PF	-	-	-	*	-	-	-	-
PH	-	-	-	-	-	-	-	*
HP	-	-	-	*	-	-	-	-
HN	-	-	-	*	-	-	-	-
HS	-	-	-	*	-	-	-	-
HR	-	-	-	*	-	-	-	-
SN	-	-	-	*	-	-	-	-
SA	-	-	-	*	-	-	-	-
SSQ	-	-	-	*	-	-	-	-
SB	-	-	-	*	-	-	-	-
PPP	-	*	-	-	-	-	-	-
PPO	-	*	-	-	-	-	-	-
LLI	-	*	-	-	-	-	-	-
EB	-	-	*	-	-	-	-	-

* presencia; - ausencia



Fig. 54 continuación



Figura 54. Modos reproductivos de algunas especies de anuros del área de estudio. A: Modo 3 (huevos puestos sobre la superficie del agua); B: Modo 6 (huevos adheridos a plantas acuáticas); C: Modo 7 (Huevos en ristras gelatinosas); D: Modo 8 (huevos en nidos de espuma), E-F: Modo 13 (huevos en depresiones y cuevas).G: Modo 15 (huevos arborícolas).

4.c. ANÁLISIS GEOESPACIAL Y SISTEMA DE INFORMACIÓN (GEOGRÁFICA) DE ANFIBIOS ANUROS (SIA)

4.c-1. Composición del paisaje

En la lámina 1 (Anexo III) se muestra la imagen satelital correspondiente al sensor MMRS/SAC-C y su tratamiento digital. En la lámina 2 (Anexo III) se brinda el valor de NDVI obtenido. Se reconocieron 7 clases o tipos de coberturas y usos de suelo que se diferenciaron composicional y estructuralmente en la superficie, proporción y conectividad. Las distintas coberturas del suelo se observan en forma discriminada en la lámina 3a-f (Anexo III), excepto la cobertura de Áreas Urbanas por su escasa visualización debida a la resolución espacial de la imagen. La diversidad respecto del número de píxeles de cada clase de cobertura fue de 0,72 y presentó un valor de equitatividad de 0,83. La diversidad y equitatividad, respecto de la superficie de las parcelas de cada clase fue de 0,63 y 0,76. Estos

valores indicaron una gran variedad de usos del espacio, no así en relación a la superficie ocupada. Asimismo, se observó una distribución desigual respecto del número y superficie de píxeles incluidos en cada clase, representando una dominancia de tierras improductivas, con poca o sin vegetación, suelos arenosos (Otras Tierras: OT) y áreas de explotación agrícola y ganadera (Áreas Agrícolas: AA).

En valores numéricos, se pudo observar que la cobertura del suelo de mayor extensión fue OT con una superficie de 47,994 Km² (31%), siguiéndole en orden de importancia AA con 33,482 Km² (22%) (Fig. 55). Al agrupar las coberturas del suelo: Áreas Agrícolas, Áreas Urbanas y Otras Tierras, sumaron una superficie de 81,480 Km² (53,1%). Asimismo, la agrupación de Vegetación Natural Alta y Baja y Tierras No Forestales presentaron una superficie menor de 65,395 Km² (43%). El sistema hidrológico representó el 4% del total ocupado en el área de estudio.

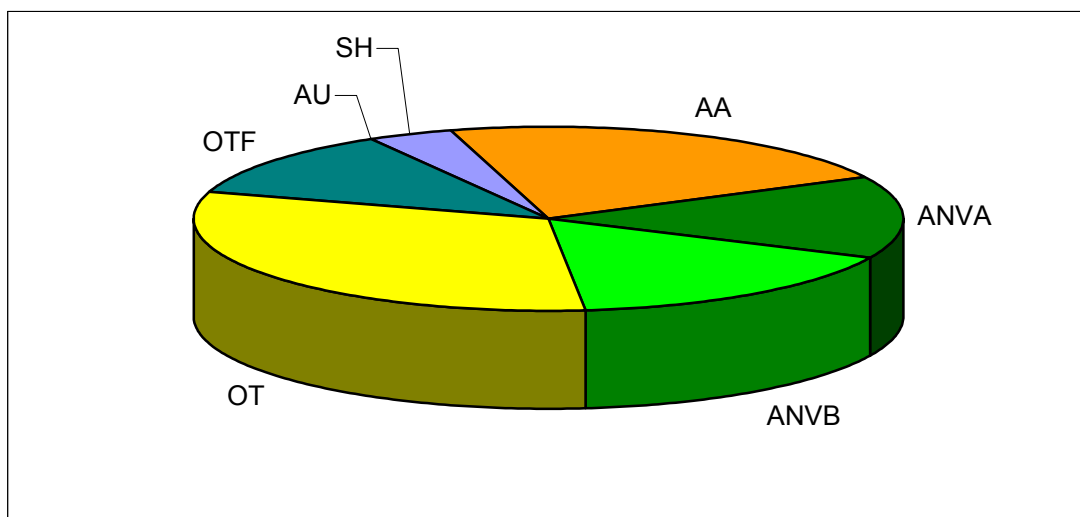


Figura 55. Gráfico porcentual de la superficie de cada cobertura del suelo en el área de estudio. Referencias: Sistema Hidrológico (SH); Áreas Agrícolas (AA); Vegetación Natural Alta (AVNA), Vegetación Natural Baja (AVNB); Otras Tierras Forestales (OTF); Otras Tierras OT) y Áreas urbanas (AU).

En la lámina 4 (Anexo III), se pueden observar ejemplos vinculados al proceso de fragmentación en las imágenes satelitales en falso color compuesto con una combinación de bandas AVR 345 correspondientes al satélite LANDSAT 7 y SAC-C. La fragmentación se evidenció en las imágenes satelitales en forma de manchones o “islas” de bosques (islas virtuales) incluidas en medio de un paisaje predominantemente agrícola y presencia de tierras improductivas con poca o sin vegetación, observándose un verdadero avance de la frontera agrícola sobre la superficie boscosa. Asimismo, otros agentes fueron identificados en este proceso: urbanización y caminos y rutas principales. Por otra parte, del análisis total del área de estudio se observó que la actividad agrícola se ubicó en la zona central y sur de la región (excepto las áreas inundables bajas). Esta actividad es de particular importancia en la zona central y oeste de la provincia de Entre Ríos y central y sur de Santa Fe y se manifestó en el reemplazo, deforestación y fragmentación del bosque. Así, se observaron numerosos bosques rurales, definidos como remanentes de bosque natural en un paisaje agrícola, menores a 1000 hectáreas y bosques naturales abiertos, formaciones boscosas discontinuas con cobertura de copa entre 10 y 40%.

4.c-2. Conexión cartográfica y base de datos

En las láminas 5 y 6 (Anexo III) se muestran las bases de datos alfanuméricas correspondientes a información sobre diversidad y riqueza de anfibios anuros, características de los ambientes estudiados, aspectos bioecológicos y ejemplares Voucher, en formato excel (Lam. 5, Anexo III) y formato dbf, generadas desde el software Arc View (Lam. 6, Anexo III).

Se vincularon las cartográficas vectoriales y satelitales con la base de datos alfanuméricos. Dichas cartografías se refieren a la cartografía vectorial del Atlas de Suelo de la República Argentina (escala 1:100.000), imágenes satelitales en composición color, clasificación digital y mapas temáticos obtenidas de MMRS/SAC-C. Al integrar la información espacial y temática, se pueden realizar consultas al SIA sobre distintas especies y subespecies, sitios estudiados y mapas temáticos de uso de suelo y a manera de ejemplo se brindan las siguientes láminas 7a-b y 8a-c (Anexo III).

De esta manera, se realizaron cartografías finales que señalan la distribución geográfica total de los puntos de muestreo. En este sentido se ubicaron los puntos que indicaron la riqueza específica por sitio de muestreo (representándose cartográficamente como puntos, cuyos tamaños varían de acuerdo a la cantidad de especies de anfibios encontradas) sobre la base de la cartografía vectorial y satelital (Lam. 9a-c, Anexo III). En el Anexo 1 se indican las posiciones cartesianas y geográficas de cada punto de muestreo y sus correspondientes características.

Del análisis cualitativo se observó un mayor número de especies en ambientes con vegetación natural con características propias de las eco-regiones Chaco Húmedo (Lam. 10b, Anexo III), Selvas Mixtas, áreas transicionales de las eco-regiones Chaco Húmedo-Espinal y Espinal- Selvas Mixtas. Mientras que en la región central de estudio, particularmente centro-este de la provincia de Santa Fe y si se considera que a nivel forestal, agropecuario y ganadero es una de las regiones más explotadas a nivel nacional y con presencia de remanentes aislados de vegetación natural, soportó un bajo número de especies de anfibios anuros.

Finalmente, en la lámina 11 (Anexo III) se ilustran los tipos de ambientes estudiados en el total del área de estudio y una especie de anuro mejor representado en abundancia.

4.c-3. Consideraciones de las distribuciones geospaciales observadas en los anfibios anuros y su relación con la composición del paisaje. Mapas por familia y especie.

En las láminas 12-51 a y b (Anexo IV) se brindan las distribuciones espaciales de cada familia, especie y subespecie de anfibio anuro registrado en el total del área de estudio y su relación con las distintas coberturas del suelo.

Se observó que el 59% de las especies, respecto de sus abundancias relativas, presentaron una mayor asociación a las coberturas de vegetación natural (VNA, VNB) distribuidas en forma aislada en remanentes forestales y fueron las siguientes *B. g. major*, *B. bergi*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. bufonius*, *L. elenae*, *L. podicipinus*, *P. santafecinus*, *O. americanus*, *C. cranwelli*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *H. pulchella*, *H. sanborni*, *H. raniceps*, *H. p. rubrolineata*, *S. acuminatus*, *S. berthae*, *S. fuscomarginatus*, *P. p. platensis*, *P. p. occidentalis* y *L. limellus* (Lam. 16b, 17b, 18b, 20b, 26b, 27b, 28b, 32b, 34b, 35b, 37b, 38b, 39b, 41b, 42b, 43b, 46b, 47b, 48b, 49b, 50b, Anexo IV respectivamente). Sin embargo, al considerar la matriz de un paisaje como el elemento estructural en el cual se encuentran incluidos los remanentes forestales, se observó que el 20% de los anuros (*B. schneideri*, *B. fernandezae*, *L. gracilis*, *L. mystacinus*, *L. latinasus*, *P. biligonigerus*, *P. albonotatus*, *P. falcipes* y *S. nasicus*,) estuvo mejor asociado a la matriz agrícola (AA) y a tierras improductivas con escasa o sin vegetación (OT) (Lam. 14b, 15b, 23b, 24b, 25b, 29b, 30b, 33b, 44b, Anexo IV respectivamente). El 21% restante (*B. a. arenarum*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *P. riograndensis*, *H. nana*, *S. squalirostris* y *E. bicolor*) no mostró una asociación clara con las distintas coberturas (Lam. 13b, 216b, 22b, 31b, 40b, 45b, 51b, Anexo IV respectivamente).

Al considerar el criterio de los límites en el rango de distribución se observó que el 33% de las especies y subespecies de anuros presentaron el límite sur de su rango de distribución dentro del área de estudio y fueron las siguientes: *B. g. major*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. elenae*, *L. bufonius*, *L. chaquensis*, *L. podicipinus*, *P. santafecinus*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *H. p. rubrolineata*, y *S. fuscomarginatus*.

4.c-3'. Influencia del río Paraná en la distribución de anfibios anuros en un paisaje fragmentado

La relación entre el cauce principal y tributarios del río Paraná se muestran para cada familia, especie y subespecie en las láminas 12-51 sección a (Anexo IV). Se observaron algunas tendencias respecto de la distribución de especies de anuros y su relación con el río Paraná, particularmente del tramo medio incluido en el área de estudio, y son las siguientes:

a. Avance hacia áreas secas (Chaqueñas): En este caso las especies se distribuyen hacia altas latitudes siguiendo el curso del río, sus tributarios y ambientes acuáticos asociados (bañados, esteros) hacia el oeste y norte del área de estudio. Las especies observadas fueron: *P. riograndensis* (Lam. 31a, Anexo IV), *P. santafecinus* (Lam. 32a, Anexo IV) y *P. falcipes* (Lam. 33a, Anexo IV), *H. pulchella* (Lam. 39a, Anexo IV), *H. nana* (Lam. 40a, Anexo IV), *H. sanborni* (Lam. 41a, Anexo IV), *S. squalirostris* (Lam. 45a, Anexo IV) y *L. limellus* (Lam. 50a, Anexo IV).

b. Avance hacia áreas húmedas (Selvas Mixtas, Amazónicas): Los anuros alcanzan latitudes más australes siguiendo el curso del río, sus tributarios y ambientes acuáticos asociados (bañados, esteros) hacia el sur y este del área. En este contexto, se registraron especies de áreas secas (chaqueñas), *L. bufonius* (Lam. 26a, Anexo IV), *L. elenae* (Lam. 27a, Anexo IV), *P. h. azurea* (Lam. 37a, Anexo IV), *P. venulosa* (Lam. 38a, Anexo IV), *S. acuminatus* (Lam. 46a, Anexo IV), *S. berthae* (Lam. 47a, Anexo IV) y *E. bicolor* (Lam. 51a, Anexo IV) en remanentes de Selvas Mixtas. Asimismo, se observó un avance de una especie propia de la eco-región Chaco seco *P. p. occidentalis* (Lam. 49a, Anexo IV) hacia áreas de la eco-región Chaco Húmedo, siendo destacable la ocurrencia en simpatria con *P. p. platensis* (Lam. 49a, Anexo IV).

c. Intercambio longitudinal: las especies probablemente muestren dispersión a través de islotes, islas y embalsados, tal es el caso de *H. p. rubrolineata* (Lam. 43a, Anexo IV) hacia el norte de Corrientes e *H. raniceps* (Lam. 42a, Anexo IV) hacia el este y centro de Entre Ríos.

4.c-4. Modelado cartográfico. Análisis de áreas prioritarias de conservación.

De la evaluación multicriterio y análisis de integración geoespacial, se generaron dos modelos (I, distribución espacial de la diversidad de anuros y II, áreas prioritarias de conservación) que se ilustran en las láminas 52-53 (Anexo IV). En el modelo digital I (Lam. 52, Anexo IV) se observó un mayor porcentaje de diversidad de anuros (50-100%) en áreas relictuales y con presencia de bosques naturales o relativamente naturales. Por el contrario, se observó una disminución de la diversidad (0-49%) en áreas de intensa explotación agrícola y en tierras improductivas.

Respecto del análisis de determinación de áreas prioritarios de conservación y su integración con la información obtenida sobre los aspectos ecológicos y espaciales (modelo II), se obtuvieron extensas áreas de interés correspondientes a los bosques fluviales (Selvas Mixtas) y chaqueños (Chaco Húmedo y Espinal), en la región central y oeste del área de estudio (Lam. 53, Anexo IV). Por último, de acuerdo al modelo cartográfico realizado integrando aspectos biológicos (diversidad de anuros, límites de rango de distribución y estado de conservación) y de vegetación (vulnerabilidad, distribución espacial de las coberturas del suelo y fragmentación de la cobertura vegetal: teniendo en cuenta el tamaño y el aislamiento de remanentes) se señalaron algunas áreas de interés para su conservación debido a que representan las características particulares de las eco-regiones estudiadas; están sometidas a fuertes presiones antrópicas (agricultura y urbanización), se complementan con áreas protegidas ya creadas, presentan vulnerabilidad al avance de la frontera agrícola (por su situación topográfica, climática e hidrográfica) y soportan una gran diversidad de anfibios anuros.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El grado de incidencia del proceso de fragmentación del hábitat sobre la diversidad y distribución de los anfibios anuros del área de estudio, depende de una serie de factores locales y del paisaje interactuantes. No obstante, la reducción y creciente separación espacial de los hábitat, presentes en el área, se relacionan con la disminución en la abundancia, la distribución y posiblemente con la viabilidad de las poblaciones de anuros estrechamente ligados a estos ambientes.

5.a. DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES

El valor de riqueza específica de anfibios anuros (N = 39) del área analizada en esta tesis es similar a la registrada por Bridarolli y di Tada (1994), quienes mencionaron en un contexto zoogeográfico que la mayor diversidad de especies se encuentra en el centro-este de nuestro país, por ser un área con gran variedad de biótopos. De la misma forma, esta observación reafirma lo señalado por Young *et al.* (2004) en la evaluación global de anfibios (GAA). Por otra parte, el número de especies y subespecies de anfibios anuros obtenido representa el 24 % del total de especies conocidas para la Argentina (N = 163, Lavilla *et al.* 2002), disminuyendo a 23,6% con las recientes descripciones de dos anuros para la provincia de Misiones (*Melanophryniscus krauczuki*, Baldo y Basso 2004; *Scinax aromothyella*; Faivovich 2005). A manera de conclusión se podría afirmar que los mayores valores de diversidad y composición de anuros en el área de estudio se registraron en remanentes de

vegetación natural y seminaturales, correspondientes a las regiones naturales del Chaco Húmedo, Espinal y Selvas Mixtas. La alta diversidad observada en R-CH se debería a la presencia de especies características de esta eco-región como son *B. g. major*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. bufonius*, *L. elenae*, *L. chaquensis*, *P. venulosa* y *P. p. occidentalis*, confirmando los esquemas de distribución de Cei (1980) para estos anuros. Respecto de los remanentes transicionales, la diversidad y composición observada podría explicarse por la interrelación entre las formaciones naturales que ofrecen una mayor heterogeneidad ambiental y por consiguiente, favorecen la presencia de elementos faunísticos de distintas estirpes (Naiman *et al.* 1991). Si bien la fauna de anuros representadas en remanentes de Selvas Mixtas es característica de esta eco-región, presentó a especies de áreas secas (*L. elenae*, *P. h. azurea* y *S. berthae*), constituyendo los registros más australes de sus distribuciones geográficas. Este análisis ratifica lo ya sustentado por Gallardo (1966) y Cei (1980) sobre el origen y distribución de la fauna de anfibios de Argentina. Además, la diversidad presente en esta remanentes de Selvas Mixtas se puede explicar en el contexto de la dinámica fluvial y teniendo en cuenta que esta dinámica, dada principalmente por variaciones en el ciclo hidrológico, es una perturbación natural (no considerada en este estudio). Es de destacar que las inundaciones podrían interrumpir localmente el proceso de exclusión competitiva; permitiendo el mantenimiento de distintas composiciones faunísticas (Connell 1978, Junk *et al.* 1989). Sin embargo, se ha sugerido que aquellos ambientes afectados por perturbaciones naturales presentan fluctuaciones temporales que influyen negativamente sobre la diversidad y composición de anfibios anuros (Real *et al.* 1993, Morand y Joly 1995, Peltzer y Lajmanovich 2004a). Finalmente, en remanentes del Espinal la diversidad y composición de anfibios anuros registrada puede ser debida a la escasa representación de ambientes naturales y al alto nivel de degradación en esta eco-región

(Bertonati y Corcuera 2000). Estos autores señalan como principales amenazas de la misma, a la deforestación (o tala rasa), explotación forestal (o tala selectiva de *Prosopis alba*, *P. algarobilla*, *P. nigra*), agricultura y ganadería intensiva.

Además, se concluye que los menores valores de diversidad y composición de anuros fueron observados en ambientes ubicados en sistemas agrícolas, en sitios urbanos y a la vera de rutas. En este contexto, Galindo-González *et al.* (2000) han indicado que la transformación de los ecosistemas originales tiene como resultado la extinción de especies y la alteración de características ecológicas como la riqueza de especies y abundancia relativa. De la misma manera, distintos autores (*e.g.* Vershinin 1995, Bishop *et al.* 1999, Kolozsvary y Swihart 1999, Hazell *et al.* 2001, Jansen y Healey 2003, Knutson *et al.* 2004) al comparar áreas naturales y de intensa actividad antrópica, han señalado que los ambientes localizados en sitios agrícolas, urbanos e industriales poseen una menor riqueza y abundancia de anfibios, siendo coincidente con los resultados aquí obtenidos. También, se ha demostrado que la expansión de los monocultivos agrícolas, principalmente de soja transgénica (*Glycine max*, en el área de estudio) producen inestabilidad y una disminución en la diversidad de hábitat y de especies de anfibios (Peltzer *et al.* 2003, 2005a), por proveer un ambiente espacialmente homogéneo (Altieri 1994). De igual forma, Delis *et al.* (1996) y Knutson *et al.* (1999) concluyeron que los ambientes urbanos no son hábitat propicios para la supervivencia y reproducción de anfibios. Por otra parte, Vos y Chardon (1998), Hourdequin (2000) y Mazerolle (2004) encontraron un efecto negativo de la densidad de caminos, aumento del tráfico vehicular y caminos pavimentados sobre esta fauna de vertebrados, al constituir una fuente de mortalidad importante. Estas observaciones son reforzadas con los resultados del análisis de agrupamiento aquí realizado (Fig. 50), que indica la asociación entre ambientes con distintos grados de alteración antrópica, valores de diversidad, equitatividad y riqueza de

anuros. Asimismo, son coincidentes con el análisis geoespacial y global del proceso de fragmentación (Lam. 10, anexo III). La región central de estudio, particularmente centro-este de la provincia de Santa Fe, es considerada una de las regiones forestales, agropecuarias y ganaderas más explotadas de Argentina (INDEC 2004), hecho que explicaría no sólo la mayor representación de fragmentos aislados de vegetación natural, sino también el bajo número de especies de anfibios anuros registrados.

Distintas investigaciones han sugerido que ciertos gremios son más vulnerables a la declinación a escala local y la proporción de los mismos está relacionada con los cambios en variables del hábitat (Terborgh y Winter 1980, Faaborg 1982, Simberloff y Dayan 1991, Stouffer y Bierregaard 1995, Vallan 2000). De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de proporcionalidad de gremios en esta tesis, se concluye que el número relativo de especies y subespecies dentro de cada gremio (terrestre, acuático, semiacuático y arbóreo) no permanece constante entre los ensambles de anuros de ambientes naturales y alterados del área analizada. Particularmente, los ambientes alterados mostraron una mayor representación del gremio terrestre, seguido del gremio semiacuático, y una declinación notable de los gremios arbóreos y/o acuáticos, siendo destacable que este último, no estuvo presente en ambientes ubicados a la vera de las rutas y sitios urbanos (Fig. 51). Por el contrario, para los ambientes naturales el valor observado del índice de proporcionalidad de gremios fue mayor al esperado por chance, principalmente estuvieron mejor representados los gremios arbóreos y acuáticos. Resultados similares fueron obtenidos por Vallan (2000) para anuros de la región central de Madagascar y por Peltzer *et al.* (2005) para ambientes acuáticos inmersos en una matriz de cultivos con soja transgénica del centro este de Entre Ríos. Por otra parte, teniendo en cuenta los valores del índice “c-score” (Stone y Roberts 1990) del módulo de Co-Ocurrencia, se concluye que los patrones de co-ocurrencia de la especies (interacción) son

modificados por el proceso de fragmentación de hábitats. Los menores valores del índice “c-score” en ambientes alterados permiten establecer una mayor co-ocurrencia entre pares de especies de anuros que lo esperado por chance, mostrando patrones de co-ocurrencia agregada (Gotelli 2001, Sanders *et al.* 2003). Asimismo, Kolozvary y Swihart (1999) encontraron un alto grado de agregación de anfibios de un paisaje agrícola en Indiana. Esto podría deberse a la simplificación de la complejidad estructural de la vegetación y heterogeneidad espacial en ambientes agrícolas, urbanos y a la vera de rutas (Maisonneuve y Rioux 2001, Verrhishin 1995, Vos y Chardon 1998). De igual forma, el valor del índice “c-score” del módulo de co-ocurrencia fue mayor al esperado al azar, indicando una segregación entre pares de especies. Por último, se sugiere que el conocimiento del uso de hábitat y los patrones de co-ocurrencia entre pares de especies en los distintos ambientes, permite predecir qué especies podrían convivir en un sitio altamente fragmentado (Kolozvary y Swihart 1999, Henle *et al.* 2003).

5.a-1. Diversidad, composición y reproducción de anfibios anuros y su relación con las variables del hábitat.

La fragmentación causa efectos en las dinámicas poblacionales y en las interacciones entre las especies por cambios en la calidad del hábitat (Broyles *et al.* 1994, Marsh y Pearman 1997, Marsh 2001) y está relacionada con la escala espacial de observación (Pearman 1997). En este sentido, los resultados de los análisis multivariantes (ACP y ACC) permitieron detectar efectos sobre la diversidad y composición de especies de anuros, ocasionados por la combinación de variables a escala local y del paisaje (Tabla 11 y 12).

De acuerdo con Murcia (1995), Henle *et al.* (2003) y Parris (2004), los efectos locales estarían dados principalmente, por las variaciones en las condiciones abióticas (ambientales y espaciales), por los efectos bióticos directos (aumento o disminución en la abundancia y riqueza de especies y evidencias o estado reproductivo) e indirectos (generados por nuevas interacciones ecológicas o tipos funcionales). En este contexto se puede concluir, que las variables del hábitat a escala local que mejor explicaron la variación en la diversidad y composición de anuros en el presente trabajo, se relacionan con parámetros físico-químicos (turbiedad, temperatura del agua y del aire, pH y régimen de precipitaciones), temporales (hidroperíodo), biológicos (índice de vegetación, porcentaje de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea y presencia de potenciales predadores acuáticos) y por el grado de disturbio del ambiente. Así, los ambientes temporales o semipermanentes, con bajo grado de disturbio, con vegetación poli-específica estratificada en cobertura, con temperaturas del cuerpo de agua y aire medias (entre 25 y 31° C) y sin predadores potenciales (CP-I y II) explicarían una mayor diversidad y composición de especies de anfibios anuros en el área estudiada. De la misma forma, un incremento de ambos parámetros descriptores estaría dado por la disminución de la turbiedad del cuerpo de agua, un aumento en el régimen de precipitaciones y con valores de pH entre 6,5 y 7,5 (CP- III y IV).

La relación entre la temperatura, regímenes pluviométricos y la diversidad y composición de anfibios anuros es consistente con observaciones previas para América Central y Sur (Aichinger 1987, Pearman 1997, Tocher *et al.* 1997, Lajmanovich 2000, Peltzer 2000, Peltzer y Lajmanovich 2001). Se ha establecido el significativo rol de estas variables climáticas en la determinación de los patrones temporales de actividad de los anfibios anuros (Gascon 1991, Donnelly y Guyer 1994). En áreas fragmentadas, se ha demostrado que la combinación entre la reducción en las precipitaciones y el aumento de la temperatura

ambiental, debida a la deforestación de bosques adyacentes y ausencia del “amortiguamiento” provisto por la vegetación, pueden tener un efecto negativo sobre el comportamiento reproductivo de los anfibios (Beebee 1995, Blaustein y Wake 1995, Carey *et al.* 2001, Carey y Alexander 2003), influyendo además, en el fenómeno de declinación poblacional (Pounds *et al.* 1999). Asimismo, las características microclimáticas, como la radiación y el viento, ejercen efectos físicos en ecosistemas fragmentados (Saunders *et al.* 1991). Las áreas deforestadas experimentan una elevación de la temperatura, tanto en la superficie del suelo como en capas subterráneas, con respecto a aquellas áreas con vegetación vigorosa y abundante (Matlack 1993). Las elevadas temperaturas asociadas provocan la desecación de ambientes acuáticos propicios para la reproducción, aumentando así la mortalidad de renacuajos y huevos (Newman 1992). Al mismo tiempo, este fenómeno podría producir una mayor mortalidad de adultos, debido al incremento en la deshidratación (Lanoo 1998, Lehtinen 2003). De esta manera, la respuesta normal de las especies de anuros frente a las características climáticas son magnificadas en un ambiente fragmentado, donde la variabilidad en la calidad del hábitat puede a su vez afectar la exposición diaria y estacional a extremos climáticos (Hazell *et al.* 2001). Por otra parte, es de esperar que las especies de anfibios de terrestres, de hábitos cavícolas, sean más sensibles a la reducción en los niveles de humedad en sitios altamente disturbados (Vallan 2000, Lips *et al.* 2003); sin embargo, en este trabajo se observó no sólo una regresión numérica, sino también ausencia de anuros de hábitos acuáticos, reforzando previas observaciones para ambientes suburbanos (Peltzer *et al.* 2003) y agrícolas (Peltzer *et al.* 2005a,b).

El hidroperíodo de los cuerpos de agua es considerado una variable direccional de la composición de ensambles de diferentes taxa (Welborn *et al.* 1996) y se halla complejamente relacionado con variables físicas, químicas y biológicas del ambiente (Schneider y Frost

1996). Asimismo, la composición de los ensambles de anuros difieren entre cuerpos de agua temporales y permanentes en ambientes templados o tropicales (e.g. Woodward 1983, Zimmerman y Bierregard 1986, Kats *et al.* 1988). Los cuerpos de agua permanentes son colonizados por numerosos predadores de mayor tamaño y diversidad taxonómica (Skelly 1996, 1997, Snodgrass *et al.* 1996, Baber *et al.* 2002) produciendo así, un efecto negativo sobre la diversidad y composición de larvas de anuros (Wellborn *et al.* 1996, Hecnar y M'Closkey 1997, Richardson 2002, Baber y Babbitt 2003, Prado *et al.* 2005), ocurriendo lo contrario en los cuerpos de agua con hidroperíodos cortos. En este sentido, las larvas que se encuentran en charcas de escasa superficie con hidroperíodo temporal, se desarrollan más rápidamente para evitar la desecación que los renacuajos de lagunas de mayores dimensiones y permanentes (Peltzer y Lajmanovich 2004a). En éstas últimas las larvas invierten mayor energía en escapar de sus predadores, y en consecuencia se desarrollan lentamente (Pechmann *et al.* 1989, Alford 1999, Hero 2001). Particularmente, se ha demostrado que los predadores de mayor influencia sobre los ensambles de larvas en la región mesopotámica son los hemípteros (Kher y Schnack 1991), odonatos (obs. pers.), gasterópodos (Peltzer y Lajmanovich 2004b) y peces (Peltzer y Lajmanovich 2004a). Por otra parte, cabe señalar que las lagunas temporales favorecen a los anuros que presentan una vida larval corta (Skelly 1997, Eterovick y Fernandes 2002, Paton y Crouch 2002), citándose a manera de ejemplo en este estudio a *L. ocellatus* y *P. biligonigerus*. Estas especies depositan sus huevos en nidos de espuma sobre la superficie del agua, y las larvas culminan su metamorfosis en 1-2 semanas en ambientes temporales durante la estación de verano (obs. pers., Fig. 54 d). Los huevos y embriones en los nidos de espuma permanecen protegidos durante el ciclo desecamiento/inundación de los ambientes temporales. No obstante, el hidroperíodo inestable, particular de este tipo de ambientes, constituye un factor limitante para la reproducción de

anuros que colocan sus huevos directamente en el agua, por ejemplo *O. americanus*. Numerosas especies de anuros del área de estudio presentan un ciclo larval mayor al período de permanencia del agua en ambientes temporales (e.g. *H. raniceps*, *P. p. platensis*), de manera que son excluidas de estos sitios (Dodd 1992, Skelly 1997). Por otra parte, en estos ambientes toma particular importancia la heterogeneidad ambiental y la turbiedad del agua (Wellborn *et al.* 1996). En general, estos microlimnótopos temporales carecen de macrofitia asociada, situación que limita la reproducción de especies que se caracterizan por depositar sus huevos adheridos a tallos y hojas (e.g. *H. pulchella*, Fig. 54 b). Similares resultados fueron obtenidos por Gascon (1991), Arzabe *et al.* (1998), Baber y Babbit (2003) y Ficetola y de Bernardi (2004). Gascon *et al.* (1999), Weyrauch y Grubbs (2004) han señalado que en aquellos años con registros de precipitaciones elevados, principalmente entre Octubre y Febrero, coincidentes con la época reproductiva de estos vertebrados, los cuerpos de aguas temporales y semipermanentes constituyen importantes sitios de oviposición y favorecen el desarrollo larval. Sin embargo, en aquellos años con regímenes pluviométricos insuficientes, los cuerpos de agua temporales suelen desecarse y sólo favorecen a aquellas especies adaptadas reproductivamente para estas condiciones. En general, se puede afirmar que una alta diversidad y composición de anfibios y presencia de evidencias reproductivas ocurre en ambientes temporales y semipermanentes en el área estudiada. Sin embargo, ante distintos grados de disturbio y de acuerdo a los gradientes ambientales de los cuerpos de agua (T°, vegetación) se conforman distintos ensambles de anuros. Así, por ejemplo se podría determinar que los ambientes acuáticos con hidroperíodos largos en áreas deforestadas ante el incremento de la temperatura constituirían un importante reservorio para la supervivencia y reproducción de las especies.

La acidez de los ambientes acuáticos es un factor limitante para la distribución de los anfibios (Dodd 1992). Generalmente, los valores bajos de pH ($< 4,5$) producen un efecto letal sobre los huevos, larvas y adultos (Sadinski y Dunson 1992). En este estudio, los menores valores de pH fueron observados en ambientes agrícolas (pH 5,5), asociado a una disminución en la diversidad y composición de anuros, siendo coincidente con lo observado para el hemisferio norte (Bishop *et al.* 1999). Es de destacar que los bajos valores de pH en ambientes agrícolas, incrementan la vida media de algunos plaguicidas de uso masivo en el área de este estudio, por ejemplo el Endosulfán (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2004), biocida organoclorado que produce un efecto deletéreo sobre la fauna de anfibios, principalmente durante los estadios larvales (Lajmanovich *et al.* 2005a).

Una de las variables más significativas de la estructura del hábitat a escala local, es la heterogeneidad espacial, compuesta no sólo por los diferentes tipos de vegetación, sino también por el modo en que éstas varían en el espacio (Wiens 1976). Por lo tanto, la variabilidad detectada, tanto en el número de especies de anfibios como de individuos dentro de una población, estará relacionada con la disponibilidad de recursos y con las características estructurales del hábitat mismo (Heyer 1973, Diaz-Paniagua 1987, Eterovick y Fernandes 2002, Torres-Orozco *et al.* 2002), teniendo a su vez una estrecha dependencia con los requerimientos de hábitat específicos (Fox 1987, Debinski y Holt 1999). Estos supuestos son coincidentes con los resultados de este estudio (Tabla 11), que indican una mayor diversidad y composición de anuros, en ambientes con altos valores del índice de vegetación y porcentajes de coberturas. Estas observaciones son análogas para las evidencias reproductivas (Tabla 13) y asimismo, refuerzan las observaciones descritas anteriormente sobre la proporcionalidad de gremios espaciales (Fig. 52). En este contexto, la vegetación acuática ofrece protección a las larvas de anuros contra los predadores y contaminación por agroquímicos (Skelly 1996,

Lajmanovich *et al.* 2003b), proporciona sitios de alimentación (Lajmanovich 2000) y oviposición (Stumpel y van der Voet 1998, Laurila 1998). Por otra parte, existe un acuerdo generalizado que la vegetación terrestre es la que otorga las características estructurales del hábitat en los ambientes (Rotenberry y Wiens 1980). Más aún, Hazzell *et al.* (2001) han señalado que las características de la vegetación tales como el porcentaje de cobertura, pueden tener influencia en el proceso de selección de hábitat. Por lo tanto, se concluye que un aumento en el porcentaje de cobertura de la vegetación herbácea, arbustiva y/o arbórea afecta la diversidad, composición y distribución espacial de las especies de anuros en paisajes fragmentados. Esto concuerda con lo comprobado para anfibios de la región sur de España (Díaz-Paniagua 1987), en regiones boscosas de Noruega (Vos y Stumpel 1996) y sureste de Australia (Hazell *et al.* 2001).

Se ha considerado que la pérdida y fragmentación del hábitat se correlacionan con el grado de disturbio antropogénico (Lanoo 1998, Gibbs 1998a,b). En este estudio, la asociación negativa entre la diversidad y composición de anuros con el grado de disturbio de cada sitio fue altamente significativa. Con respecto a estas observaciones, Vos y Chardon (1998), Bishop *et al.* (1999), Knuston *et al.* (1999), Rodríguez-Prieto y Fernández-Juricic (2005) han considerado que la extensión de zonas agrícolas y urbanizadas influyen negativamente sobre las poblaciones de anfibios. Sin embargo, esta generalización no es aplicable a todas las especies de anuros de este estudio. De esta manera, se concluye que los ambientes agrícolas y urbanos soportan gran abundancia de individuos pero que presentan hábitos particulares, así están mejor representadas las especies de hábitos terrestres y semiacuáticos respecto de las especies arbóreas y acuáticas. En este contexto, las especies y subespecies exclusivas de ambientes naturales, que no se registraron en ambientes alterados fueron: *B. bergi*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. bufonius*, *L. elenae*, *P. venulosa*, *H.*

raniceps, *H. sanborni*, *H. p. rubrolineata*, *S. fuscomarginatus*, *S. berthae* y *P. p. occidentalis*, y que según sus características bioecológicas y uso de hábitats podrían ser consideradas como especies forestales (Gascon *et al.* 1999). En último lugar, los anuros mejor representadas en abundancia en ambientes alterados fueron: *P. albonotatus* y *L. latinasus* (sitios agrícolas, Fig. 49 f y a la vera de rutas Fig. 49 h) y *S. nasicus* (ambientes urbanos, Fig. 49 g) y que podrían ser definidas según Gascon *et al.* (1999) como especies invasoras de áreas de alto disturbio antrópico. Para las dos primeras especies, se podría explicar por su mayor resistencia a condiciones desfavorables que les permite un mantenimiento de su abundancia poblacional, encontrando a estos ambientes propicios para su supervivencia, por presentar pocos competidores en las subdimensiones del nicho espacial, temporal y trófico (no analizado en este estudio) (Peltzer *et al.* 2003, Wiegand *et al.* 2005). En el caso de *S. nasicus*, es frecuente encontrarla próxima a viviendas humanas y áreas periurbanas, donde obtiene refugio y alimentación (Gallardo y Varela de Olmedo 1992, Ordano *et al.* 1999).

Al variar la escala espacial de análisis, se puede concluir que la diversidad y composición de anfibios anuros se relacionan con caracteres de la estructura y conectividad del paisaje. Así, aumentos en la diversidad y composición fueron observados en ambientes de mayores dimensiones, alejados de las rutas principales, rodeados de bosques y con baja adyacencia de la matriz agrícola (CP-I). Asimismo, este gradiente fue explicado por la menor distancia al remanente más cercano y entre cada sitio muestreado, y contrariamente con la mayor distancia al centro urbano (CP-II, III y IV).

Con referencia a lo anterior, diversos estudios han demostrado una relación directa entre el área de cada sitio y la riqueza de especies (*e.g.* aves: Wiens 1981, McCoy y Mushinsky 1994, Gantz y Rau 1999, Winter y Faaborg 1999, Solórzano *et al.* 2003 y mamíferos: Lomolino, 1982). Sin embargo, la información sobre la relación especies-área en

anfibios es insuficiente y dispar (Gibbs 1998a, Hecnar y M'Closkey 1997, Knutson *et al.* 1999, Kolozsvary y Swihart 1999, Snodgrass *et al.* 2000, Vallan 2000). Es de destacar que el tamaño de los fragmentos y el aislamiento son atributos cuantificables dentro de los patrones de fragmentación de un bosque (Urban *et al.* 1987). Con las evidencias obtenidas en este estudio y de acuerdo con Wilcox y Murphy (1985) se establece que a medida que la fragmentación del hábitat procede, el tamaño de los fragmentos disminuye, y el aislamiento (distancia al remanente más cercano) aumenta, conformándose los llamados "hábitat-isla". Así, al disminuir el tamaño del fragmento, disminuye el hábitat disponible para la población de una especie de anuro en particular. En este sentido, si la población disminuye de tamaño, incrementa la probabilidad de extinción local debido a variaciones aleatorias de abundancia y composición genética y probablemente por la pérdida de variabilidad genética por cruzamientos cosanguíneos (Davies *et al.* 2001). Si se tiene en cuenta la Teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur y Wilson 1967) los resultados aquí presentados permiten concluir que la riqueza de anuros aumenta en forma lineal con el área del sitio, pero disminuye al incrementarse la distancia al remanente más cercano. Sin embargo, este enfoque sinecológico no se corresponde con la visión autoecológica de la Teoría Metapoblacional (Levins 1970). En este contexto, Hecnar y M'Closkey (1996) señalan que las especies de anfibios muestran características indicativas de una dinámica metapoblacional como la dependencia de sitios discretos para reproducirse, el uso de hábitats terrestres para alimentación o hibernación y la capacidad de dispersarse entre parches relativamente distantes. De igual forma, Rothermel y Semlitsch (2002) postularon que la fragmentación del hábitat reduce las tasas de dispersión de anfibios, disminuyendo la probabilidad de persistencia poblacional en paisajes fragmentados. No obstante, la información aquí presentada no es suficiente para determinar si los anuros registrados dentro el área de estudio

se manifiestan realmente como metapoblaciones. Por consiguiente, es necesario el conocimiento de la capacidad y el rango de dispersión promedio de cada especie, así como también el análisis de las tasas de inmigración y extinción local (Sjogren-Gulve 1994, Sjogren-Gulve y Ray 1996, Akçakaya 2000, Greenberg y Tanner 2004, 2005). En último lugar, estos análisis temporo-espaciales se complementarían con futuros estudios genéticos para establecer puntualmente si se trata de subpoblaciones interconectadas.

Por otra parte, el nivel de aislamiento puede ser un factor decisivo que determina si una metapoblación llega al tercer umbral definido por Vos y Chardon (1998), y empieza a declinar hasta extinguirse. Fahrig *et al.* (1995), Forman y Alexander (1998), Knutson *et al.* (1999) enfatizaron que la conversión de áreas naturales en metrópolis urbanas y sus elementos estructurales, como la red vial, aumentan la resistencia de la matriz para la dispersión de los anfibios, haciendo más pronunciado el grado de aislamiento entre parches. A manera de ejemplo, Forman y Alexander (1998) registraron 1700 anuros muertos por kilómetro de camino por año.

La relación entre el aumento en la diversidad y la composición de anuros con el incremento de tierras forestales adyacentes encontrada en este trabajo, es consistente con estudios realizados en otras regiones (Hecnar y M'Closkey 1997, Hazell *et al.* 2001, Semlitsch y Bodie 2003). En este sentido, esta variable estructural, además de proveer de nichos, refugio y sitios de hibernación durante el período no reproductivo (Hecnar y M'Closkey 1996, Knutson *et al.* 1999), incrementa la conectividad en el paisaje (Laan y Verboon 1990), facilitando la dispersión hacia otros sitios (Kupfer y Kneitz 2000). Además, esta variable está relacionada con el tamaño del sitio y el efecto borde (Hunter 1996). Un mayor porcentaje de bosques adyacentes amortigua cambios climáticos generados por una matriz agrícola, urbana o deforestada, que implican por ejemplo, cambios en los patrones de

los vientos, disminución de humedad y densidad de presas y aumento de la depredación, parasitismo y competencia (Funk y Mills 2003). De esta manera, se puede concluir que los ensamblajes de anuros estudiados en este trabajo en ambientes que no presenten adyacencia de bosques, donde el efecto borde es más pronunciado, son más vulnerables a los efectos de la fragmentación. Sin embargo, se deben realizar más estudios para determinar la fluctuación del tamaño poblacional a lo largo del tiempo, con el fin de identificar especies indicadoras (Marsh y Trenham 2001, Greenberg y Tanner 2005).

La información bibliográfica referente a las consecuencias de la matriz agrícola sobre la fauna de anfibios y el uso intensivo de xenobióticos es reciente (*e.g.* Bridges 1999, Pierre *et al.* 2001, Guerry y Hunter 2002, Knutson *et al.* 2004, Weyrauch y Grubb 2004, Peltzer *et al.* 2005b). Particularmente, en nuestro país 17,8 millones de kilos de agroquímicos, como glifosato, endosulfán y cipermetrina, son utilizados en sistemas de producción de soja. Aunque estos biocidas han impulsado los rendimientos de los cultivos y han sido valorados por su rápida acción y fácil aplicación (CASAFE 1999), sus efectos ambientales no deseados están provocando una disminución de la sustentabilidad de la agricultura. Se ha demostrado que estos compuestos pueden producir efectos deletéreos en larvas y adultos de anuros registrados en el área de estudio. Así, se ha comprobado experimentalmente alteraciones en el sistema branquial de larvas de *S. nasicus*, debido a la exposición a Paraquat y Glifosato (Lajmanovich *et al.* 1998, 2003b,c); inducción de apoptosis (muerte) de células nerviosas en larvas de *P. biligonigerus* y *B. a. arenarum* por Cipermetrina (Izaguirre *et al.* 2000, 2005) y su efecto genotóxico y aumento en las alteraciones de glóbulos rojos en renacuajos de *O. americanus* (Lajmanovich *et al.* 2005b). Asimismo, se han registrado depresiones enzimáticas (esterasas: colinesterasas) en ejemplares adultos de *B. a. arenarum* y *B. schneideri* de áreas de

intensa actividad agrícola (Lajmanovich *et al.* 2004, Stringhini 2004, Cabagna *et al.* 2005). De igual manera, se han encontrado residuos de organoclorados en tejidos grasos de *L. ocellatus* y *B. schneideri* (Lajmanovich *et al.* 2005c) y casos de malformación en *L. ocellatus*, *L. mystacinus*, *B. schneideri* (Peltzer *et al.* 2001, Attademo *et al.* 2004, datos inéditos). Los antecedentes anteriormente expuestos podrían explicar, en parte, la disminución de la diversidad y composición de anfibios anuros en ambientes adyacentes a tierras agrícolas, permitiendo establecer un sinergismo entre procesos interactuantes como serían la fragmentación del hábitat y las prácticas agrícolas.

5.b. ANÁLISIS ESPACIAL GLOBAL DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN

5.b-1. Interpretación visual y composición del paisaje en el área de estudio

El análisis espacial de la composición del paisaje (Tabla 6), indica una gran variedad de usos del espacio en el área de estudio, no así en relación a la superficie ocupada (Lam. 1, Anexo III), mostrando una dominancia en el mosaico actual de parches de elementos antrópicos. Asimismo, se pudo determinar cuantitativamente que la cobertura del suelo de mayor extensión fue Otras Tierras (OT), siguiéndole en orden de importancia Áreas agrícolas (AA), (Fig. 55). Particularmente, se observó una mayor cobertura de tierras agrícolas en la zona central y sur del área estudiada, excepto las áreas inundables bajas debido a sus características topográficas y climáticas que no favorecen a la intensificación de las actividades agrícolas (Hin *et al.* 2001). En este sentido, esta actividad agropecuaria se centra en la siembra de monocultivos de soja transgénica (Peltzer *et al.* 2005b). No obstante, es

necesario desarrollar metodologías para mejorar la interpretación de la clase OT, donde se han encontrado dificultades para el análisis de los elementos que la integran, hecho que explicaría en parte, el mayor valor obtenido en su superficie (47,994 Km²).

La heterogeneidad del paisaje se relaciona con la conservación de los procesos ecológicos que se desarrollan a escala de paisaje, y particularmente con la distribución de la diversidad (Burel y Baudry 2001). Asimismo, los paisajes estructuralmente complejos al ser heterogéneos, por la confluencia de diferentes tipos de uso del suelo, contienen una mayor variedad de hábitats posibilitando la coexistencia de especies que explotan nichos diferentes (Forman 1995). Sin embargo, esta generalización no puede ser aplicada a los resultados aquí presentados, debido a que la gran extensión de las coberturas de AA y OT tendieron a la simplificación paisajística del área, manifestando la degradación y pérdida de áreas naturales (Lam. 1 y 3 e-f, Anexo III). Este análisis se relaciona con el modelo cartográfico I (Lam. 52, Anexo IV) y permite establecer una disminución porcentual de la diversidad de anfibios anuros en áreas de intensa actividad antrópica (agricultura, deforestación), como se observa en el centro y sur del área de estudio. Al considerar que la dinámica de fragmentación es constante, y que los fragmentos podrían tener un comportamiento decreciente, los anfibios anuros estarían perdiendo en estas áreas la disponibilidad de encontrar hábitat adecuados para su desarrollo.

La fragmentación del hábitat altera la composición del paisaje y disminuye su conectividad, resultando en distintas respuestas de distribución de los organismos a este proceso (With y King 1999, King y With 2002). En este contexto, *B. g. major*, *B. bergi*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. bufonius*, *L. elenae*, *L. podicipinus*, *P. santafecinus*, *O. americanus*, *C. cranwelli*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *H. pulchella*, *H. sanborni*, *H. p. rubrolineata*, *H. raniceps*, *S. acuminatus*, *S. berthae*, *S. fuscomarginatus*, *P. p.*

platensis, *P. p. occidentalis* y *L. limellus* fueron las especies mejor asociadas a las coberturas de vegetación natural (VNA, VNB) y se distribuyeron en forma aislada en remanentes forestales (Lam. 16b, 17b, 18b, 20b, 26b, 27b, 28b, 32b, 34b, 35b, 37b, 38b, 39b, 41b, 42b, 43b, 46b, 47b, 48b, 49b, 50b, Anexo IV respectivamente). Sin embargo, *B. schneideri*, *B. fernandezae*, *Leptodactylus gracilis*, *L. mystacinus*, *L. latinasus*, *P. albonotatus*, *P. biligonigerus*, *P. falcipes* y *S. nasicus* estuvieron mejor asociados a la matriz agrícola (AA) y de tierras improductivas con escasa o sin vegetación (OT) (Lam. 14b, 15b, 23b, 24b, 25b, 29b, 30b, 33b, 44b, Anexo IV respectivamente). Por otra parte, *B. a. arenarum*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *P. riograndensis*, *H. nana*, *S. squalirostris* y *E. bicolor* no mostraron una asociación clara con las distintas coberturas (Lam. 13b, 21b, 22b, 31b, 40b, 45b, 51b, Anexo IV respectivamente). En este sentido, al considerar la limitada capacidad de movilización de las especies de anuros (Sinsch 1990) y la relación con la estructura vegetal de los remanentes existentes de las primeras especies, se podría determinar que el primer grupo de anuros anteriormente mencionado, presentan un alto riesgo de supervivencia en áreas como la del presente estudio, donde la permanente modificación de extensas áreas de bosque por parte de las actividades antrópicas (agricultura intensiva, deforestación, construcción de rutas, caminos y expansión de las metrópolis urbanas), han dado como resultado la formación de numerosos parches boscosos con diferente grado de interconexión.

Al considerar el criterio de los límites en el rango de distribución (Swihart *et al.* 2003) se observó que *B. g. major*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *A. diptix*, *L. elenae*, *L. bufonius*, *L. chaquensis*, *L. podicipinus*, *P. santafecinus*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *H. p. rubrolineata* y *S. fuscomarginatus* presentaron el límite sur del rango de sus distribuciones dentro del área total de estudio (*sensu* Cei 1980 y IUCN *et al.* 2004). Este criterio permite establecer que la fragmentación del hábitat ejerce un efecto más severo sobre estos anuros,

hecho que se vio reflejado en la dinámica local, por ejemplo en la abundancia relativa de cada especie. Es de destacar que se registró una disminución en el rango de distribución conocido para *P. p. platensis* y *L. podicipinus* hacia el sur y este del área de estudio. Además, no se registraron especies propias de áreas chaqueñas (*Lepidobatrachus asper*, *L. laevis* o *Phyllomedusa sauvagi*), y de áreas húmedas (*Argenteohyla siemersi siemersi*) que de acuerdo a los modelos completos de distribución (Ceí 1980, IUCN *et al.* 2004) se hallarían incluidos en el área de estudio.

La importancia de los ríos y riberas en el funcionamiento del paisaje por sus funciones de hábitat como corredor faunístico es indiscutible (Forman 1983, Hansen y di Castri 1992, Wiens 2000, 2002, Malard *et al.* 2002). En este sentido, el rol del río Paraná como corredor faunístico ha sido destacado por Gallardo (1985) y recientemente por Giraudó (2004). Gallardo (1985) sugiere que el fenómeno de aparente paralelismo de especies vicariantes de las áreas Chaqueña y Paranaense responderían a un origen común (Gallardo 1966), hecho que explicaría las tendencias de distribución de algunas especies y subespecies de anuros registradas en el presente trabajo, hacia áreas húmedas (*L. bufonius*, *L. elenae*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *S. acuminatus*, *S. berthae*, *E. bicolor*, Lam. 26a, 27a, 37a, 38a, 46a, 47a, 51a, Anexo IV, respectivamente) y hacia áreas secas (*P. riograndensis*, *P. santafecinus*, *P. falcipes*, *H. pulchella*, *H. nana*, *H. sanborni*, *S. squalirostris*, *L. limellus*, Lam. 31a, 32a, 33a, 39a, 40a, 41a, 45a, 50a, anexo IV, respectivamente). De esta manera y teniendo en cuenta la notable fragmentación en el área analizada, se concluye que el río Paraná, precisamente su tramo medio analizado en este estudio, y sus tributarios, islas y ambientes acuáticos asociados (bañados, embalsados), conforman componentes estructurales (corredor) y funcionales (corredor faunístico), manifestando una alta conectividad entre los elementos del paisaje (fragmentos y matriz) y permitiendo la distribución de anfibios anuros hacia distintas regiones

geográficas. Finalmente, del análisis global de distribución de cada especie se puede afirmar que el sistema hidrológico no influye negativamente, en el sentido de constituir una barrera geográfica.

En último lugar, el SIA permitió plantear un esquema para el monitoreo sistemático y análisis cuali-cuantitativo del área completa, a fin de detectar las áreas de mayor fragmentación. Además, sirvió para la integrar la información obtenida a campo sobre la diversidad, composición y distribución de las especies de anfibios anuros (ver Anexo V), constituyéndose así en una base de datos continua para futuras investigaciones. Por otra parte, el sistema SAC-C suministró información geográfica importante para el estudio del área analizada. La posibilidad de utilizar de manera sistemática los datos del sistema SAC-C en el análisis de la fragmentación del hábitat y su relación con la diversidad, composición y distribución de anfibios anuros resultó en un avance significativo en este tipo de estudios.

5.C. RECOMENDACIONES PARA LA CONSERVACIÓN DE ANUROS EN AMBIENTES FRAGMENTADOS

Existen distintas posibilidades para la conservación de anuros que deberían ser exploradas con el fin de proyectar las actividades productivas de modo compatible con las iniciativas conservacionistas. En este contexto, deberían implementarse técnicas para mitigar la regresión de la diversidad y composición de anuros del área estudiada, como la proporcionada por los mosaicos productivos (agricultura complementada con bosques naturales). Asimismo, un efectivo manejo de las poblaciones de anfibios anuros en paisajes fragmentados requiere de un conocimiento de los factores que influyen sobre estas poblaciones (Gibbs 2000, Semlitsch 2002). Así, por ejemplo la conservación, restauración o

creación de ambientes acuáticos deberían ser tenidas en cuenta en planes de manejo sustentable. Igualmente, se deberían manejar variables del paisaje, particularmente el tamaño de parches y conectividad. En este sentido, se requerirá de un manejo adecuado de los ambientes acuáticos rodeados de vegetación natural, de grandes dimensiones e interconexos, escasos en el área de estudio, ya que representan importantes alternativas para la reproducción y supervivencia de estos vertebrados.

Por otra parte, teniendo en cuenta que la fragmentación del hábitat puede hacer a las poblaciones menos resistentes a los disturbios naturales (Swihart *et al.* 2001, Wiegand *et al.* 2005), resulta de suma importancia promover estudios a largo plazo en sitios específicos (Lam. 53, anexo IV, Modelo Cartográfico II), para proveer información detallada sobre la variación temporal en el tamaño de las poblaciones y eventos demográficos, evaluando hasta que punto la inestabilidad ecológica puede estar afectando la dinámica poblacional. De igual manera, los estudios de monitoreo bien coordinados son necesarios, a fin de facilitar la generación de datos sobre el estado de las poblaciones de anuros en otras áreas del país. Respecto del análisis de determinación de áreas prioritarias de conservación y su integración con la información obtenida sobre los aspectos ecológicos y espaciales (Modelo Cartográfico II), se proponen algunas áreas por las siguientes razones: a. Representan las características particulares de las eco-regiones estudiadas, b. Están sometidas a fuertes presiones antrópicas, particularmente agricultura y urbanización, c. Se complementan con áreas protegidas ya creadas (Burkart *et al.* 1994, SPANP 1997, Bertonati y Corcuera 2000), consideradando la complementariedad como una importante herramienta de selección de áreas prioritarias (Gaston *et al.* 2001, 2002, Gaston y Rodrigues, 2003), d. Presentan vulnerabilidad al avance de la frontera agrícola, por su situación climática, topográfica e hidrográfica y e) Soportan una gran diversidad de anfibios anuros. Asimismo, su integración a la planificación tanto a nivel

local como regional, representaría un cambio hacia la incorporación de conceptos de manejo del paisaje en la interfase agricultura-bosque, lo cual significaría un avance hacia el desarrollo sustentable del área de estudio.

Como se mencionó anteriormente, la fragmentación observada en el área de estudio involucró la conversión de grandes áreas de vegetación natural en pequeñas unidades separadas, identificándose a la agricultura como el principal agente perturbador. En este sentido, la preservación de estructuras del paisaje como bordes de campo y remanentes de vegetación natural en áreas agrícolas deberían considerarse, ya que a una escala local proveen de refugio y heterogeneidad, y a una escala del paisaje, constituyen importantes elementos de conectividad funcional (dispersión) (Maisonneuve y Rioux 2001, Peltzer *et al.* 2005a). Por otra parte, las prácticas agrícolas tendrían que minimizar la utilización de agroquímicos, potencialmente tóxicos para la fauna de anfibios, como ha sido demostrado para algunas especies de anuros del área de estudio (*e.g.* Izaguirre *et al.* 2000, Lajmanovich *et al.* 2003b-c, Lajmanovich *et al.* 2004, Cabagna *et al.* 2005).

Por otra parte, es de señalar que ante la notable fragmentación del área de estudio, y a pesar del riesgo ecológico y ecotoxicológico, los anuros difieren en su respuesta a este proceso y dependen de sitios naturales de escasas dimensiones, aislados y rodeados de una matriz agrícola, urbana o deforestada, siendo estas coberturas las más abundantes en el área de estudio. En este sentido, para establecer cual/es son las especies de anfibios anuros más sensibles y aportar nuevos enfoques, además de los mencionados por Henle *et al.* (2003), para el entendimiento de la respuesta de estos organismos a la fragmentación del hábitat, se deberían considerar los siguientes parámetros: a. Análisis de la historia natural de cada especie, b. Potencial reproductivo (evidencias reproductivas), c. Tipos funcionales (gremios espaciales) y d. Distribución espacial (asociación a elementos del paisaje y límites

zoogeográficos). Es de destacar que estos parámetros resultarían de vital importancia para el manejo y conservación de este grupo de vertebrados.

A manera de síntesis de las conclusiones antes explicitadas se podría afirmar que los efectos de la fragmentación del hábitat en la diversidad, composición y distribución de anfibios anuros del área estudiada son el resultado de una compleja interacción entre numerosos factores que actúan sinérgicamente. La relevancia de cada factor depende de la escala espacial (local y del paisaje) y de la especie de anuro afectada, y que los complejos efectos sinérgicos entre algunas variables del hábitat son de importancia crítica para la supervivencia en ambientes fragmentados. De igual manera, los efectos biológicos de la fragmentación del hábitat (variación de diversidad, composición, evidencias reproductivas y distribución) se acentúan con las variables del hábitat a escala local (físico-químicas, temporales, biológicas y grado de disturbio) y del paisaje (composición y estructura). En consecuencia, las especies y subespecies del área estudiada, por sus características bioecológicas (historia natural y uso de hábitat), potencial reproductivo (evidencias reproductivas), tipos funcionales (gremios espaciales) y distribución espacial difieren en las respuestas al proceso de fragmentación. En este sentido, *B. bergi*, *B. g. major*, *M. klappenbachi*, *M. cupreuscapularis*, *C. cranwelli*, *P. h. azurea*, *P. venulosa*, *H. pulchella*, *H. sanborni*, *H. raniceps*, *H. p. rubrolineata*, *S. berthae*, *S. fuscomarginatus*, *L. limellus*, *P. p. platensis* y *P. p. occidentalis* mostraron vulnerabilidad, en tanto que *B. a. arenarum*, *B. schneideri*, *B. fernandezae*, *L. ocellatus*, *L. chaquensis*, *L. gracilis*, *L. latinasus*, *L. mystacinus*, *P. albonotatus*, *H. nana*, *S. nasicus*, *S. squalirostris* y *E. bicolor* manifestaron resistencia y por último, *A. diptix*, *L. bufonius*, *L. elenae*, *L. podicipinus*, *P. biligonigerus*, *P.*

riograndensis, *P. santafecinus*, *P. falcipes*, *O. americanus* y *S. acuminatus* revelaron resiliencia ecológica.

Finalmente, de acuerdo a todo lo expresado se corroboran las hipótesis planteadas, permitiendo sustentar que los ambientes naturales y con distinto grado de alteración de las áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño que convergen en el río Paraná Medio, poseen diferentes ensambles de anuros. Asimismo, que la fragmentación del hábitat de áreas ecotonales de los Dominios Fitogeográficos Amazónico y Chaqueño produce diferencias en la diversidad y distribución espacial de la fauna de anfibios.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Aichinger, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in the seasonal Neotropical environment. *Oecologia* 71:583-592.
- Akçakaya, H. R., McCarthy, M. A. y Pearce, J. L. 1995. Linking landscape data with population viability analysis management options for the helmeted honeyeaters. *Biol. Conserv.* 73: 169-176.
- Alford, R. A. 1999. Ecology: resource use, competition, and predation. En: McDiarmid, R. W. y Altig, R. (eds.): *Tadpoles: The Biology of Anuran Larvae*. University of Chicago Press. Pp: 240-278.
- Alford, R. A. y Richards, S. J. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 30: 133-165.
- Altieri, M. A. 1994. *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Haworth Press, New York.
- Altig, R. y Johnston, G. H. 1989. Guilds anuran larvae: relationships among developmental modes, morphologies and habitats. *Herpetol. Monogr.* 3: 81-109.
- Alverson, W. S., Kuhlmann, W. y Waller, D. M. (eds.). 1994. *Wild Forests: Conservation Biology and Public Policy*. Island Press, Washington, DC.
- Anderson, S. H. y Gutzwiller, K. L. 1996. Habitat evaluation methods: En: Bookhout T. A. (ed.), *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitat*. The Wildlife Society, Maryland. Pp: 592-607.
- Andreassen, H. P., Halle, S. y Ims, R. 1996. Optimal width of movement corridors for root roles: not too narrow and not too wide. *J. App: Ecol.* 33: 63-70.
- Angenmeier, P. L. y Karr, J. R. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44(10): 690-696.
- Angermeier, P. L. y Winston, M. R. 1998. Local vs. regional influences on local fish diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology* 79: 911-927.
- Armesto, J., Villagrán, C. y Donoso, C. 1994. La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y desarrollo*, marzo: 66-72.
- Arzabe, C., Carvalho, C. X. y Goes-Costa, M. A. 1998. Anuran assemblages in Castro forest ponds (Sergipe State, Brazil): Comparative structure and calling activity patterns. *Herpetol. J.* 8: 111-113.
- ASIH, HL y SSAR. 2001. Guidelines for use of live amphibians and reptiles in field research. [Http://www.utexas.edu/depts/asih/herpcoll.html](http://www.utexas.edu/depts/asih/herpcoll.html). Accessed on 13/06/02.
- Atlas de Suelo de la República Argentina. 1996. Fundación Argentina INTA. Aeroterra S.A.
- Atmar, W. y Patterson, B. D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Attademo, A. M., Peltzer, P. M. y Lajmanovich, R. C. 2004. Nuevo caso de malformación en un ejemplar de rana (*Leptodactylus ocellatus*) (Amphibia: Anura) del litoral argentino. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 15 (1): 20-22.
- Baber, M. J. y Babbitt, K. J. 2003. The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. *Oecologia* 136: 289-295.
- Baber, M. J. y Babbitt, K. J. 2004. The influence of habitat complexity on predator-prey interactions between the fish (*Gambusia holbrooki*) and tadpoles of *Hyla squirella* and *Gastrophryne carolinensis*. *Copeia* 2004: 173-177.

- Baldo, D. y Basso, N. G. 2004. A New Species of *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae), with Comments on the Species of the Genus Reported for Misiones, Northeastern Argentina. *J. Herpetol.* 38 (3): 393-403.
- Beebee, T. J. C. 1995. Amphibian breeding and climate. *Nature* 374: 219-220.
- Ben Ari, E. T. 2000. Defender of the voiceless: Wallace Stegner's conservation legacy. *BioScience* 50(3): 253-257.
- Bentley, J. M., Catterall, C. P. y Smith, G. C. 2000 Effects of fragmentation of Araucarian vine forest on small mammals communities. *Conserv. Biol.* 14: 1075-1087.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, E., Cunningham, A., Goggin, C. L., Slocombe, R., Ragan, M. A. Hyatt, A. D. McDonald, K. R. Hines, H. B. Lips, K. R. Marantelli, G. y Parkes, H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 95: 9031-9036.
- Bertonati, C. y Corcuera, J. 2000. Situación Ambiental Argentina 2000. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Bishop, C. A., Mahony, N. A., Struger, J., Ng, P. y Pettit, K. E. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activities in the Holland River watershed, Ontario, Canada (1990-1992). *Environm. Monit. Assess.* 57: 21-43.
- Blaustein, A. R. y Kiesecker, J. M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian population. *Ecol. Lett.* 5: 597-608.
- Blaustein, A. R. y Wake, D. B. 1990 Declining amphibians: a global phenomenon?. *T. Ecol. Evol.* 5: 203-4.
- Blaustein, A. R. y Wake, D. B. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Sci. Am.* 272: 52-57.
- Blaustein, A. R., Romansic, J. M., Keisecker, J. M. y Hatch, A. C. 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Div. Distrib.* 9: 123-140.
- Blaustein, A. R., Wake, D. B. y Sousa, W. P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.* 8(1): 60-71.
- Bo, R. F. y Quintana, R. D. 1999. Actividades humanas y biodiversidad en humedales: El caso del Bajo Delta del Río Paraná. En: Mateucci, S. D., Solbrig, O. T., Morillo, J. y Halfter, G. (eds.): Biodiversidad y Uso de la Tierra. Conceptos y Ejemplos de América Latina. EUDEBA, Col. CEA, 24: 291- 315.
- Bosch, J., Boyero, L. y Martínez-Solano, I. 2004. Spatial scales for the management of amphibian populations. *Biod. Conserv.* 13: 409-420.
- Bosch, J., Martínez-Solano, I. y García-París, M. 2001 Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biol. Conserv.* 97: 331-337.
- Bosque J. 1992. Sistemas de Información Geográfica. Ediciones Rialp. Madrid, España.
- Bowman, D. M. J. S., Woinarski, J. C. Z., Sands, D. P. A., Wells, A. y Mcshane V. J. 1990. Slash-and-burn agriculture in the wet coastal lowlands of Papua New Guinea: response of birds, butterflies and reptiles. *J. Biogeogr.* 17: 227-239.
- Bridarolli, M. E. y di Tada, I. 1994. Biogeografía de los anfibios anuros de la región central de la República Argentina. *Cuad. Herpetol.* 8(1): 63-82.
- Bridges, C. M. 1999. Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behaviour. *J. Herpetol.* 33: 303-306.
- Brizuela, A. 2004. Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. Informe y Mapa preliminar de la superficie ocupada. Relevamiento 2003. Dirección de Silvicultura y Montes Nativos-Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER.

- Brönmark, C. y Edenhamn, P. 1994. Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*). *Conserv. Biol.* 8: 841-845.
- Broyles, S., Schnabel, A. y Wyatt, R. 1994. Evidence for long-distance pollen dispersal in milkweeds (*Asclepias exaltata*). *Evolution* 48: 1032-1040.
- Burel, F. y Baudry, J. 2001. Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones. Ediciones Mundi Prensa, Madrid.
- Burkart, R., Ruiz, L., Daniele, C., Maranta, A., Ardura, F. 1994. El sistema nacional de áreas naturales protegidas de la República Argentina: diagnóstico de su patrimonio natural y su desarrollo institucional. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires. Argentina.
- Burkart, R., Bárbaro, N. O., Sanchez, R. O. y Gómez, D. 1999. Eco-Regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales (Ed.), Buenos Aires.
- Bustamante, R. y Grez, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI (2): 58-63.
- Buzai, G. D. 1998. Sistemas de Información Geográfica (SIG). En: Matteucci, S. D. y Buzai, G. D. (Eds.): Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial. Universidad de Buenos Aires, Eudeba. Pp: 185-191.
- Cabagna M. C., Lajmanovich, R. C., Stringhini, G., Sanchez-Hernandez, J. C. y Peltzer, P. M. 2005. Hematological parameters of health status in the common toad *Bufo arenarum* in agroecosystems of Santa Fe Province, Argentina. *Applied Herpetology* 2 (4): 373-380.
- Cabrera, A. L. 1953. Esquema Fitogeográfico de República Argentina. Revista del Museo de la Ciudad Eva Perón. T VII, Botánica n° 33.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería 2 (1): 1-85.
- Cannatella, D., Ford, L. y Bockstanz, L. 1997. Salientia. Tree of Life, Project QUEST. Tex. Mem. Mus & Coll. Nat. Scien., Univ. Texas, Austin, Texas.
- Cardozo, G., Rivera, P., Lamfri, M., Scavuzzo, M., Bertona, M., Cardenal, C. y Chiaraviglio, M. 2004. ¿Cómo influye la fragmentación del ambiente en la dispersión y reproducción de las poblaciones de lampalagua?. Resúmenes V Congreso Argentino de Herpetología. Pp: 16.
- Carey, C. y Alexander, M. 2003. Climate change and amphibian declines, Is there a link?. *Div. Distrib.* 9: 111-121.
- Carey, C., Heyer, R. W., Wilkinson, J., Alford, R. A., Arntzen, J. W., Halliday, T., Hungerford, L., Lips, K. R., Middleton, E. M., Orchard, S. A. y Rand, A. S. 2001. Amphibian declines and environmental change: use of remote sensing data to identify environmental correlates. *Conserv. Biol.* 15: 903-913.
- Caro, T. (ed.). 1998. Behavioral Ecology and Conservation Biology. Oxford: Oxford University Press.
- CASAFE. 1999. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes de la República Argentina. Guía de Productos Fitosanitarios para la República Argentina, Buenos Aires.
- Cei, J. M. 1980. Amphibians of Argentina. *Monitore Zool. Ital.* (n.s.) Monog. N° 2.
- Cei, J. M. 1987. Additional notes to "Amphibians of Argentina" an update, 1980-1986. *Monitore Zool. Ital.* 21:209-272.
- Céspedes, J. A. 1999. Una nueva especie de *Bufo* del grupo *granulosus* (Anura: Bufonidae) del Nordeste Argentino. *Facena* 15: 69-82.

- Céspedes, J. A. y Alvarez, B. B. 1999. Una nueva especie de *Melanophryniscus* (Anura: Bufonidae) del grupo stelzneri de Corrientes, Argentina. *Facena* 15: 57-67.
- Chase, J. M. y Leibold, M. A. 2002. Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416: 427-430.
- Chesson, P. 1998. Making sense of spatial models in ecology. En: Bascompte, J. y Sole, R. (eds): *Modelling Spatio-temporal Dynamics in Ecology*. Academic Press. Pp: 151-166.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 343-366
- Chesson, P., Donahue, M., Melbourne, B. y Sears, A. 2004. Scale transition theory for understanding mechanisms in metacommunities. En: Holyoak, M, Leibold, M.A., Holt, R.D. (eds.): *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Pp: 32-96.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de la teledetección espacial. 3ra. Edición. Ed. Rialp, Madrid.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección Ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio. Ariel Ciencia. Barcelona.
- Close, B., Banister, K., Baumans, V., Bernoth, E., Bromage, N., Bunyan, J., Erhardt, W., Flecknell, P., Gregory, N., Hackbarth, H., Morton, D. y Warwick, C. 1997. Recomendaciones para la Eutanasia de los Animales de Experimentación. *Lab. Animals*. 31(1):1-32.
- Collins, J. y Storfer, J. 2003. Global amphibian declines. Sorting the hypothesis. *Div. Dist.* 9: 89-98.
- Comisión Nacional. Tercer Censo Nacional de 1914. Tomo V. Explotaciones Agropecuarias. Buenos Aires, Argentina, 1919.
- Comisión Nacional. Tercer Censo Nacional de 1914. Tomo VI. Censo Ganadero. Buenos Aires, Argentina, 1919.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science* 199: 1309-1310
- Coneza Fernandez Vítora, V. 1997. Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental. Mundi Prensa, Madrid.
- Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E. y De Meester, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional versus local biotic and abiotic processes in a set of interconnected ponds. *Ecology* 84: 991-1000.
- Crisci, J. V. y López Armengol, M. F. 1983. Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. *Secret.Gral. OEA. Monog.* 26. Biología: 1-132.
- Crump, M. L. y Scott, N. J. 1994. Visual Encounter Surveys. En: Heyer, W.R., Donnelly M.A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C. y Foster, M. S. (Eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington DC. Pp: 84-91.
- Daly J. W. 1998. Thirty years of discovering arthropod alkaloids in amphibian skin. *J. Nat. Prod.* 61: 162-172
- Dalrymple, G. H. 1988. The herpetofauna of Long Pine Key, Everglades National Park, in relation to vegetation and hydrology. En: R. Szaro, K.E. Severson, and D.R. Patton (eds.): *Management of Amphibians, Reptiles, and Small Mammals in North America*, U.S.D.A.Forest Service. General Technical Report RM-166. Fort Collins. Pp: 72-86.
- Daszak, P., Cunningham, Andrew, A. y Hyatt Alex, D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Div. Dist.* 9:141-150.
- Davis, F.W. y Goetz, S. 1990. Modeling vegetation pattern using digital terrain data. *Land. Ecol.* 4: 69-80.
- Davies, K. F., Melbourne, B. A. y Margules, C. R. 2001. Effects of within-and between patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology* 82: 1830-1846.
- Debinski, D. y Holt, R. 1999. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14: 342-355.

- Delis, P. R., Mushinsky, H. R. y McCoy E. D. 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodiv. Conserv.* 5: 1579-1595.
- Diaz-Paniagua, C. 1987. Tadpole distribution in relation to vegetal heterogeneity in temporary ponds. *Herpetol. J.* 1: 167-169.
- Diniz-Filho, J. A. Bini, L. M. Vieira, C. M., Márcia, C. de Souza, Bastos, R. P., Brandão, D. y Oliveira, L. G. 2004. Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. *Amphibia-Reptilia* 25: 63-75.
- Diniz-Filho, J. A. F., Pereira Bastos, R., Rangel, T. F. L. V. B., Bini, L. M., Carvalho, P. y Silva, R. J. 2005. Macroecological correlates and spatial patterns of anurans description dates in Brazilian Cerrado. *Global Ecol. Biog.* (en prensa)
- Dirección Nacional del Servicio Estadístico. IV Censo General 1947. Tomo II Censo Agropecuario. Buenos Aires, Argentina. 1947.
- Dodd, C. K. Jr. 1992. Biological diversity of a temporary pond herpetofauna in north Florida sandhills. *Biod. Conserv.* 1: 125-152.
- Dodd, C. K. Jr. y Cade, B. S. 1998. Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. *Conserv. Biol.* 12: 331-339.
- Donnelly, M. A. y Guyer, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical hylid frogs. *Oecologia* 98: 291-302.
- Doyle, J., Brinkworth, C. S., Wegener, K. L., Carver, J. A., Llewellyn, L. E., Olver, I. N., Bowie, J. H., Wabnitz, P. A. y Tyler, M. J. 2003. nNOS inhibition, antimicrobial and anticancer activity of the amphibian skin peptide, citropin 1.1 and synthetic modifications. *Eur. J. Biochem.* 270: 1141-1153.
- Dubois, A. 1984. La nomenclature supragénérique des amphibiens anoures. *Mem. Mus. Hist. Nat. (N.S.), Sér. A, Zool.* 131: 1-64.
- Dudley, W. 1987. *The Ecology of Temporary Waters.* Timber Press.
- Duellman, W. E. 1993. *Amphibians Species of the World: Additions and Corrections.* The University of Kansas, Museum of Natural History, Special Pub. N° 21.
- Duellman, W.E y Trueb, L. 1986. *Biology of the Amphibians.* McGraw - Hill Book Co., New York.
- Duellman, W. E. y Wiens, J. 1992. The status of the hylid frog Genus *Ololygon* and the recognition of *Scinax* Wagler, 1830. *Occ. Pap. Mus Nat. Hist. Univ. Kansas*, 151: 1-23.
- Edenhamm, P. 1996. Spatial dynamics of the European tree frog (*Hyla arborea* L.) in a heterogeneous landscape. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Ehrlich, P.R., 1995. The scale of the human enterprise and biodiversity loss. En: Lawton, J. H. y May, R. M. (eds.): *Extinction Rates.* Oxford University Press, Oxford. Pp: 214-226.
- Ernst, R. 2002. Anuran assemblages of the leaf litter of primary and secondary forest habitats in Tai National Park, Côte d'Ivoire – Independent populations or distinct species assemblages?. Unpubl. Diploma thesis (Department of Animal Ecology and Tropical Biology, University of Würzburg, Germany.)
- Eterovick, P. C. y Fernandes, G. W. 2002. Why do breeding frogs colonize some puddles more than others?. *Phyllomedusa* 1(1): 31-40.
- Faaborg, J. 1982. Trophic and size structure of West Indian bird communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 79:1563-1567.

- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manag.* 61 (3): 603-610.
- Fahrig, L., Pedlar, J. H., Pope, S. E., Taylor, P. D. y Wegner, J. F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.* 73: 177-182.
- Faivovich, J. 2005. A new species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from Misiones, Argentina. *Herpetologica* 61(1): 69-77.
- Faivovich, J., Hadad, C. F. B., García, P. C. A., Frost, D. R. Campbell, J. A. y Wheeler, W. C. 2005. Systematic review of the frog Family Hylidae, with special reference to Hylinae: phylogenetic analysis and taxonomic revision. *Bull. Am. Museum Nat. Hist.* N° 294: 1-240.
- FAO. 2000. Evaluación de los Recursos Forestales al Año 2000.
- Fauth, P. T. 2000. Reproductive success of wood thrushes in forest fragments in northern Indiana. *AUK* 117: 194-204.
- Ficetola, G. F. y De Bernardi, F. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol. Conserv.* 119: 219-230.
- Fielder, P. L. y Kareiva, P. M. (eds.). 1998. Conservation Biology for the Coming Decade. Chapman & Hall, New York.
- Fisher, R. y Shaffer, H. 1996. The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conserv. Biol.* 10(5): 1387-1397.
- Forman, R. T. 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekologia (CSSR)* 2: 375-387.
- Forman, R. T. 1995. Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge, University Press, Cambridge, Inglaterra.
- Forman, R. T. y Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-31.
- Forman R. T. y Gordón, M. 1986. Landscape Ecology. New York, John Wiley and Sons.
- Fox, B. J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. *Evol. Ecol.* 1: 201-213.
- Frost, D. 2004. Amphibian Species of the World an Online Reference. Version 3.0. [Http: www//research.amnh.org/herpetology/amphibian/index.html](http://www/research.amnh.org/herpetology/amphibian/index.html). Accessed on October 2004.
- Funk, W. C. y Mills, L. S. 2003. Potential causes of population declines in forest fragments in an Amazonian frog. *Biol. Conserv.* 11: 205-214.
- Galindo-González, J., Guevara, S. y Sosa V. J. 2000 Bat and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conserv. Biol.* 14(6): 1693-1703.
- Gallardo, J. M. 1962. A propósito de *Bufo variegatus* (Günther), sapo del bosque húmedo Antartánico, y las otras especies de *Bufo* neotropicales. *Physis* 23: 93-102.
- Gallardo, J. M. 1966. Zoogeografía de los anfibios chaqueños. *Physis* 26(71): 67-81.
- Gallardo, J. M. 1985. La existencia de un corredor faunístico entre la herpetofauna chaqueña y la litoral-mesopotámica. *Bol. Asoc. Herp. Arg.* 2 (4): 13-15.
- Gallardo, J. M. 1987. Anfibios Argentinos. Guía para su Identificación. Biblioteca Mosaico, Bs. As.
- Gallardo, J. M. y Varela de Olmedo, E. 1992. Anfibios de la República Argentina: Ecología y Comportamiento. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, 41 (1): 1 - 116.
- Gantz, A. y Rau, J. 1999. Relación entre el tamaño mínimo de fragmentos boscosos y su riqueza de especies de aves en el sur de Chile. *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso* 24: 85-90.

- Gardner, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Anim. Biodiv. Conserv.* 24 (2): 25–44.
- Gascon, C. 1991. Populations and community level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731-1746.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O. Jr, Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. y Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* 91: 223–229.
- Gaston, K. J., Pressey, R. L. y Margules, C. R. 2002. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *J. Biosci.* 27: 361-384.
- Gaston, K. J. y Rodrigues, A. S. L. 2003. Reserve selection in regions with poor biological data. *Conserv. Biol.* 17: 188-195.
- Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L., van Rensburge, B. J., Koleff, P. y Chown, S. L. 2001 Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecol. Lett.* 4: 4-9.
- Gibbs, J. P. 1998a. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Land. Ecol.* 13: 263-268.
- Gibbs, J. P. 1998b. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *J. Wild. Manag.* 62: 584-589.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 14(1): 314-317.
- Gillespie, G. R. y Hollis, G. J. 1996. Distribution and habitat of the spotted tree frog, *Litoria spenceri* Dubois (Anura: Hylidae), and an assessment of potential causes of population declines. *Wild. Res.* 23: 49-75.
- Gilpin, M. y Hanski, I. A. 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical & Theoretical Investigations*. Acad. Press.
- Giraudó, A. 2004. Biodiversidad del Alto Paraná encajonado. En: Matteucci, S. D. y Rodríguez, A. F.: *El Alto Paraná Encajonado Argentino-Paraguayo: Mosaicos de Paisaje y Conservación Regional*. FADU. Pp: 141-146.
- Gotelli, N. J. 1991. Metapopulation models: the rescue effect, the propagule rain, and the core-satellite hypothesis. *Am. Nat.* 138: 769-776.
- Gotelli, N. J. 2001. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecol. Biog.* 10: 337-345.
- Gotelli, N. J. y Entsminger, G. L. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear.
- Gotelli, N. J. y Graves, G. R. 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Gotelli N. J. y McCabe D. J. 2002. Species co-occurrences: a meta-analysis of J. M Diamond's assembly rule model. *Ecology* 83: 2091-2096.
- Green, G. M. 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biol. Conserv.* 111: 331-343.
- Greenberg, C. H. y Tanner, G. W. 2004. Breeding pond selection and movement patterns by eastern spadefoot toads (*Scaphiopus holbrookii*) in relation to weather and edaphic conditions. *J. Herpetol.* 38 (4): 569-577.
- Greenberg, C. H. y Tanner, G. W. 2005. Spatial and temporal ecology of eastern spadefoot on a Florida Landscape. *Herpetologica* 6(1): 20-28.
- Guerry, A. D. y Hunter, M. L. Jr. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: and examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.* 16: 745-754.

- Guevara, M. y Campos, F. 2003. Identificación de Áreas Prioritarias para la Conservación de cinco Ecorregiones en América Latina: GEF/1010-00-14 Ecorregión Chocó – Darién-Panamá – Colombia – Ecuador. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca – CVC. Centro de Datos para la Conservación – Colombia. Pp-1-188.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?. *Ecosystems* 1: 143-156.
- Gustafson, E. J. y Robert, H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77 (1): 94-107.
- Gylleberg, M., Hanski, I. y Hastings, A. (eds.). 1997. Structured Metapopulations Models. En: Academic Press: Metapopulation Biology. Inc. San Diego. Pp: 93-97.
- Haines-Young, R., Green, D. R. y Cousins, S. H. 1993. Landscape Ecology and GIS. Taylor y Francis, London.
- Hair, J. F., Anderson, R. E., Tatham, R. L. y Grablovsky, B. L. 1979. Multivariate Data Analysis. Petroleum Publishing Co. Tulsa, Oklahoma.
- Hansen, A. J. y di Castri, F. (eds). 1992. Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. Springer-Verlag, New York.
- Hanski, I. 1994. Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. *T. Ecol. Evol.* 9: 131-135.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology, Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I. y Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. En: Hanski, I. A. y Gilpin, M.E. (eds): Metapopulation Biology. Academic Press, San Diego.
- Hays, J. B., Blaustein, A. R., Kiesecker, J. M., Hoffman, P. D., Pandelova, I., Coyle D. y Richardson T. 1996. Developmental responses of amphibians to solar and artificial UVB sources: a comparative study. *Photochem. Photobiol.* 64: 449-56.
- Hazell, D, Cunnungham, R., Lindenmayer, D., Mackey, B. y Osborne, W. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biol. Conserv.* 102: 155-169.
- Hecnar, S. J. y M'Closkey, R. T. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77: 2091-2097.
- Hecnar, S. J. y M'Closkey, R. T. 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biol. Conserv.* 79: 123-131.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C. y Settele, J. 2003. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiv. Conserv.* 13: 207-251.
- Henle, K., Kuhn, R. P. J., Schmidt-Loske, K. y Bender, C. 1997 Individualerkennung und Markierung mitteleuropäischer Amphibien und Reptilien: Übersicht und Bewertung der Methoden; Empfehlungen aus Natur- und Tierschutzsicht.
- Hero, J. M. 2001. Assessing the conservation status of Australian frogs. *Froglog* 48: 6.
- Herrmann, H. L., Babbitt, K. J. y Congalton, R. G. 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution a forest-dominated landscape. *Biol. Conserv.* 110 (*en prensa*).
- Heyer, M. M, Heyer, W. R., Spear, S. y de Sá, R. O. 2003. *Leptodactylus mystacinus* (Burmeister). *Catalogue of American Amphibian and Reptiles.* 767: 1-11.
- Heyer, W. R. 1973. Ecological interactions of frog larvae at a seasonal tropical location in Thailand. *J. Herpetol.* 7: 337-361.
- Heyer, W. R. y Heyer, M. M. 2002. *Leptodactylus elenae* Heyer. *Catalogue of American Amphibian and Reptiles.* 742: 1-5.

- Hill, M. F., Hasting, A. y Botsford, L. W. 2002. The effects of small dispersal rates on extinction times in structured metapopulation models. *Am. Nat.* 160: 389-402.
- Hin, C. L., Schenkelaars, P., y Pak, G. A. 2001. Agronomic and Environmental Impacts of the Commercial Glyphosate Tolerant Soybean in the USA. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht.
- Hobbs, R. J. y Wilson, A. M. 1998. Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives. En: Dover & Bunce (eds.): *Key Concepts in Landscape Ecology*. Preston (UK). Pp: 265-79.
- Holbrook, C. T. y Petranka, J. W. 2004. Ecological interactions between *Rana sylvatica* and *Ambystoma maculatum*: evidence of interspecific competition and facultative intraguild predation. *Copeia* (4): 932-939
- Holt, R. D. 1993. Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities. En: Ricklefs, R. y Schluter, D.(eds.): *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL. Pp: 77-88.
- Hosmer, D. W. y Lemeshow, S. 1989. *Applied Logistic Regression*. Wiley Interscience, New York.
- Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H. y Kuzmin, S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
- Hourdequin, M. 2000. Ecological effects of roads. *Conserv. Biol.* 14(1): 16-17.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Husband, B., Spencer, C. y Barrett, H. 1996. A metapopulation perspective in plant population biology. *J. Ecol.* 84 (3): 461-469.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *J. Theor. Biol.* 29: 151-154.
- INDEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos. 2004. Anuario estadístico de la República Argentina 2004. Buenos Aires, Argentina.
- IUCN, Conservation International y Nature Serve. 2004. Global Amphibian Assessment. [Http://www.globalamphibians.org](http://www.globalamphibians.org). Accessed on 15/10/04.
- Izaguirre, M. F., Lajmanovich, R. C., Peltzer, P. M., Soler, A. P. y Casco, V. H. 2000. Cypermethrin-induced apoptosis in the telencephalon of tadpoles (Anura: Leptodactylidae). *Bull. Env. Toxicol.* 65: 501-507.
- Izaguirre, M. F., Marín L., Vergara, N., Lajmanovich, R., Casco, V., Peltzer, P. y Peralta-Soler, A. 2005. Apoptotic cell death in the central nervous system of *Bufo arenarum* tadpoles induced by cypermethrin. *Cell Biol. Toxicol. (MS)*
- Jansen, A. y Healey, M. 2003. Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biol. Conserv.* 109:207-219.
- Jobin, B., Bélanger, L., Boutin, C. y Maisonneuve, C. 2004. Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agric. Ecos. Environ.* 103:413-423
- Johnson, C.J., Parker, K. L., Heard, D. C. y Cillingham, M. P. 2002. Movement parameters of ungulated and scale-specific responses to the environment. *J. Ann. Ecol.* 71: 225-235.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A. y Grolet, O. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15: 239-248.
- Jongman, R. H., ter Braak, C. J. F. y van Tongeren, O. F. R. 1995. *Data analyses in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Jonsen, I. y Taylor P. D. 2000. *Calopteryx* damselfly dispersions arising from multiscale responses to landscape structure. *Conserv. Ecol.* 4 (2): 4-8.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. y Spark, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. En: Dodge (ed.): Proceeding of International Large River Symposium (LARS). Canadian Special Pub. *Fish. and Aquatic Sciences* 106: 110: 127.
- Kats, L. B. y Ferrer, R. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. *Div. Distrib.* 9: 99-110
- Kats, L. B., Petranka, J. W. y Sih, A. 1988. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. *Ecology* 69: 1865-1870.
- Kehr, A. I. 1992. Disposición espacial de las masas de huevos y estados larvales en una población de *Hyla pulchella pulchella* (Anura: Hylidae). *Act. Zool. Lill.* 41: 135-142.
- Kehr, A. I. y Hamann, M. I. 2003 Ecological aspects concerning parasitism in the giant tadpole of *Pseudis paradoxa* from Argentina. *Herpetol. Rev.* 34(4): 336-341.
- Kehr, A. I. y Schnack, J. A. 1991. Predator-prey relationship between giant water bugs (*Belostoma oxyurum*) and larval anurans (*Bufo arenarum*). *Alytes* 9(3): 61-69
- Kie, J. G., Bowyer, R. T., Nicholson, M. C., Boroski, B. B. y Loft, E. R. 2002. Landscape heterogeneity at differing scales effects on spatial distribution of mule deer. *Ecology* 83 (2): 530-544.
- King, A. W. y With, K. A. 2002. Dispersal success on spatially structured landscape: when do spatial pattern and dispersal behavior really matter?. *Ecol. Mod.* 147: 23-39
- Knutson, M. G., Sauer J. R., Olsen D. A., Mossman, M. J., Hemesath, L. M. y Lannoo, M. J. 1999. Effect of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conserv. Biol.* 13: 1437-1446.
- Knutson, M., Richardson, W., Reineke, D. M., Gray, B. R., Parmelee, J. R. y Weick, S. E. 2004. Agricultural ponds support amphibian population. *Ecol. Aplic.* 14 (3): 669-684.
- Kolozsvary, M. B. y Swihart, R. K. 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Can. J. Zool.* 77: 1288-1299.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP- Multivariate Statistical Package for IBM-PC, version 3.01.
- Kupfer, A. y Kneitz, S. 2000. Population ecology of the crested newt (*Triturus cristatus*) in a agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetol. J.* 10: 165-171.
- Laan, R. y Verboom, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Conserv.* 54: 251-262.
- Lajmanovich, R. C. 2000. Interpretación ecológica de una comunidad larvaria de anfibios anuros. *Interciencia*, 25 (2): 71-79.
- Lajmanovich, R. C., Cabagna, M., Stringhini, G., Peltzer, P. M. y Ale, A. 2005b. Induction of micronucleus in tadpoles of *Odontophrynus americanus* (Amphibia: Leptodactylidae) by the pyrethroid insecticide cypermethrin. (*inédito*)
- Lajmanovich, R. C., Cagabna, M., Peltzer, P. M., Stringhini, G. y Attademo, A. 2005a. Micronucleus induction in erythrocytes of the tadpoles of *Hyla pulchella* (Amphibia: Hylidae) exposed to insecticide endosulfan. *Mutation Research* 587: 67-72.
- Lajmanovich, R. C., de la Sierra, Marino, F., Peltzer, P. M., Lenardon, A., Lorenzatti, E. 2005c. Determinación de residuos de organoclorados en vertebrados silvestres del litoral fluvial de Argentina. *INSUGEO*, Miscelánea 14 . Tucumán - ISSN 1514-4836. Pp: 389-398.

- Lajmanovich, R. C., Izaguirre M. F. y Casco, V. H. 1998. Paraquat tolerance and alteration of internal gills structures of *Scinax nasica* tadpoles (Anura: Hylidae). *Arch. Env. Cont. Tox.* 34 (4): 364-369.
- Lajmanovich, R., Lorenzatti, E., De La Sierra, P., Marino, F., Stringhini, G., Peltzer, P. 2003a. Reduction in the mortality of tadpoles (*Physalaemus biligonigerus*) exposed to cypermethrin in presence of aquatic ferns. *Fres. Environ. Bull.* 12 (2): 1558-1561.
- Lajmanovich, R., Lorenzatti, E., Maitre, Ma. I., Enrique, S., y Peltzer, P. 2003b. Comparative acute toxicity of the commercial herbicides glyphosate to neotropical tadpoles *Scinax nasicus* (Anura: Hylidae). *Fres. Env. Bull.* 12 (4): 364-367.
- Lajmanovich, R.C. y Peltzer, P. M. 2004. Aportes al conocimiento de los anfibios anuros con distribución en las provincias de Santa Fe y Entre Ríos (Biología, Diversidad, Ecotoxicología y Conservación). En: *INSUGEO*, Miscelánea: Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino. Pp: 291-302.
- Lajmanovich, R. C., Sanchez-Hernandez, J., Stringhini, G. y Peltzer, P. M. 2004. Levels of Serum Cholinesterase Activity in the Rococo Toad (*Bufo paracnemis*) in an Agrosystem of Argentina. *Bull. Env. Cont Toxicol.* 72 (3): 548-591.
- Lajmanovich, R. C., Sandoval, M. T. y Peltzer, P. M. 2003c. Induction of mortality and malformation in *Scinax nasicus* tadpoles exposed by Glyphosate formulations. *Bull. Env. Cont Toxicol.* 70: 612-618.
- Langone, J. A. 1994. Ranas y Sapos del Uruguay (Reconocimiento y aspectos biológicos). Museo Damaso Antonio Larranaga (Divulgación): N° 5.
- Lanoo, M. J. 1998. Amphibian conservation and wetland management in the Upper Midwest: a catch 22 for the cricket frog?. En: Lanoo, M. J. (ed.): Status and Conservation of Midwestern amphibians. University of Iowa City. Pp: 330-339.
- Laurance, W. F., McDonald, K. R. y Speare, R. 1996. Epidemic disease and the catastrophic decline of Australian rain forest frogs. *Conserv. Biol.* 10(2): 406-413.
- Laurila, A. 1998. Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rock-pools. *Ecography* 21: 484-494.
- Lavilla, E.O. 1994 (1992). Tipos portadores de nombre y localidades tipo de anfibios de Argentina. *Acta Zool. Lilloana* 42 (1): 61-100.
- Lavilla, E. O. 2001. Amenazas, declinaciones poblacionales y extinciones en anfibios argentinos. *Cuad. Herpetol.* 15:59-82.
- Lavilla, E. O. y Cej, J. M. 2001. Amphibians of Argentina. A second update, 1987-2000. Monogr. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino (Italia). Torino, Italy. N° 28.
- Lavilla, E., Barrionuevo, S. y Baldo, D. 2002. Los anfibios insuficientemente conocidos en Argentina. Una reevaluación. *Cuad. Herpetol.* 16(2): 99-118.
- Lavilla, E.O., Ponsa, M. L., Baldo, D., Basso, N., Bosso, A., Céspedes, J. C., Chebez, J. C., Faivovich, J., Ferrari, L., Lajmanovich R., Langone, J. A., Peltzer, P. M., Ubeda, C., Vaira M. y Candiotti, V. F. 2000. Categorización de los Anfibios de Argentina. En: Lavilla, E. O., Richard, E. y Scrocchi, G. J. (Eds.): Categorización de los Anfibios y Reptiles de la República Argentina. Edición Especial Asociación Herpeto- lógica Argentina. Argentina: Pp: 11-34.
- Lavilla, E. O. y Rougès, M. 1992. Modos de Reproducción de Anuros Argentinos. Serie Divulgación, Asociación Herpetológica Argentina, 5: 1-66.
- Lawton, J. H. y May, R. 1995. Extinction Rates. Oxford University Press, Oxford.

- Lawton, J. H., Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., Hodda, M., Holt, R. D., Larsen, T. B., Mawdsleu, N. A., Stork, N. E., Srivasta, D. S. y Watt, A. T. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. y Gonzalez, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 601-613.
- Lehtinen, R. M. 2003. The use of screw pines (*Pandanus* sp.) by amphibians and reptiles in Madagascar. *Herpetol. Bull.* 82: 20-25.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entom. Soc. Am.* 15: 237-240.
- Lewis, J. B. y Collantes, M. B. 1973. El espinal periéstépico. *Ciencia e Investigación*, 29: 345-408.
- Licht, L. 1996. Amphibians decline still a puzzle. *Bioscience* 4 (3): 173.
- Lillesand, T. y Kiefer, R. 2000. Remote Sensing and Image Interpretation. New York. Jon Wiley and Sons.
- Lips, K. R. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conserv. Biol.* 12: 106-117.
- Lips, K. R., Reeve, J. y Wutters, L. R. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in central America. *Conserv. Biol.* 17 (4): 1078-1088.
- Lomolino, M. V. 1982. Species-area and species-distance relationships of terrestrial mammals in the thousand island region. *Oecología* 54: 72-75.
- Lovejoy, T. E. 1996. Talk. For Richer or Poorer: Impoverishment or Biodiversity? FW U.S. Org. Biodiv. San Diego Supercomp. Center, April 1996, San Diego.
- Ludwig, J.A., Wiens, J. A. y Tongway, D. J.. 2000. A scaling rule for landscape patches and how it applies to conserving soil resources in savannas. *Ecosystems* 3: 84-97.
- Luque, S. 2000. Evaluating Temporal Changes Using Multispectral Scanner and Thematic Mapper Data on the Landscape of a Natural Reserve: The New Jersey Pine Barrens, a Case Study. *International Journal of Remote Sensing Special Issue Remote Sensing and Landscape Ecology: Landscape Patterns and Landscape Change* 21(13-14): 2589-2611.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. 1967. The theory of Island Biogeography. Princeton University Press, New Jersey.
- MacNally, R., Bennett, A.F. y Horrocks, G. 2000. Forecasting the impacts of habitat fragmentation: evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biol. Conserv.* 95: 7-29.
- Maerz, J. C., Blossey, B. Nuzzo, V. 2004. Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. *Biod. Conserv.* 13: 1-11.
- Magurran, A. E. 1987. Ecological Diversity and its Measurements. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maisonneuve, C. y Rioux, S. 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agric. Ecosys. Environ.* 83: 165-175.
- Malard, F., Tockner, K., Dole-Olivier, M. J. y Ward, J. V. 2002. A landscape perspective of surface – subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Fresh. Biol.* 47: 621-640.
- Manly, B. F. 1991. Multivariate Statistical Methods. A Primer. Chapman and Hall. New Zeland.
- Margules, C. y Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

- Margules, C. R., Pressey, R. y Williams, P. H. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosc.* 27(4): 309-326.
- Marino, G. 2004. Los bosques nativos, otra alternativa sustentable. *Conciencia* 10: 6-7.
- Marsh, D. M. 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.* 101: 327-335.
- Marsh, D. M. y Pearman, P. B. 1997. Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of leptodactylid frogs in an Andean Montane Forest. *Conserv. Biol.* 11(6):1323-1328.
- Marsh, D. M. y Trenham P. C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15: 40-49.
- Matlack, G. R. 1993. Sociological edge effects: spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. *Envir. Manag.* 17: 829-835.
- Matteucci, S. D. y Buzai, G. D. (eds.) 1998. Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial. EUDEBA - Colección CEA N° 21 Buenos Aires.
- Matthews, K. R., Pope, K. L., Preisler, H. K. y Knapp, R. A. 2001 Effects of Nonnative Trout on Pacific Treefrogs (*Hyla regilla*) in the Sierra Nevada. *Copeia* 4: 1130-1137.
- Mazerolle, M. J. 2004. Amphibian road mortality in response to nightly. Variations in traffic intensity. *Herpetologica* 60(1): 45-53.
- McCoy, E. D. y Mushinsky, H. R. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrate of the Florida scrub habitat. *Ecology* 75: 446-457.
- McDiarmid, R. W., Reynolds, R. P. y Crombie, R. I. 1994. Permisos. En: Heyer, W. R., Donnelly M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C. y Foster, M. S. (eds.): Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC. Pp: 69-70.
- McGarigal, K. y Marks, B. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Mercolli, C., Dixon, J. R. y Yanosky, A. A. 1994. Spawning and larval development of *Scinax acuminata* Cope, 1862 (Anura: Hylidae). *Bull. Chicago Herp. Soc.* 29 (12): 271-274.
- Middleton, E. M., Herman, J. R., Celarier, E. A., Wilkinson, J. W., Carey, C. y Rusin, R. J. 2001 Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America. *Conserv. Biol.* 15: 914-929.
- Mikkelsen, G. M. 1993. How do food webs fall apart? A study of changes in trophic structure during relaxation on habitat fragments. *Oikos* 67:19-93.
- Milner-Gulland, E. J. y Mace, R. 1998. Conservation of Biological Resources. London: Blackwell Science Ltd.
- Montenegro, C., Karszenbaum, H., Gasparri, N. I., Parmuchi, M. G., Strada, M. y Pinazo, P. 2002. Utilización de los sistemas satelitales SACC/MMRS - Landsat 7/ ETM en el Monitoreo y Evaluación de las Regiones de Bosque Nativo de Argentina. Dirección de Bosques Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Montenegro, C., Gasparri, N. I., Manghi, E., Strada, M., Bono, J. y Parmuchi, M. G. 2004. Informe sobre deforestación en Argentina. Dirección de Bosques Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp: 1-8.
- Morales, J. M. y Ellner, S. P. 2002. Scaling up animal movements in heterogeneous landscapes: the importance of behavior. *Ecology* 83: 2240-2247.
- Morand, A. y Joly, O. 1995. Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French Upper-Rhône Floodplain. *Hydrobiologia* 301: 249-257.

- Morello, J. y Mateucci, S. D. 1999. Biodiversidad y fragmentación de los bosques en Argentina. En: Mateucci S.D., Solbrig O.T., Morello J. y Halffter G. (eds.): Biodiversidad y Uso de la Tierra. Conceptos y Ejemplos de América Latina. EUDEBA, Col. CEA 24: 463-498.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. M&T-MANUALES & TESIS SEA.CYTED, ORCYT-UNESCO & SEA (Eds.).
- Mouquet, N. y Loreau, M. 2003. Community Patterns in Source-Sink Metacommunities. *Am. Nat.* 162: 544-557.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree* 10: 58-62.
- Naiman, R. J., D'ecamps, H. y Fournier, F. 2001. El papel de los Ecotonos Tierra/Aguas Continentales en la Gestión y Recuperación de Paisajes: una Propuesta para la Investigación Conjunta. Compendios MAB 4. UNESCO. Montevideo.
- Narvaes, P. 2003. Revisao taxonômica das espécies de *Bufo* do complexo granulosis (Amphibia, Anura, Bufonidae). Doctoral Thesis. Universidade de Sao Paulo.
- Nascimento, A. C. C., Zanotta, L. C., Kyaw, C. M., Schwartz, E. N.F., Schwartz, C. A., Sebben, A., Sousa, M. V., Fontes, W. y Castro, M. S. 2004. New Antimicrobial Peptides from the Skin Secretion of the South American Frog *Leptodactylus ocellatus* (Anura: Leptodactylidae). *Protein J.* 23 (8): 120-189.
- National Wildlife Health Center (NWHC). 2001. Anesthesia of Amphibians in the Field. http://www.nwhc.usgs.gov/research/amph_dc/sop_anesth.html. Accessed on 21/06/02.
- Naveh, Z. 1994. From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Rest. Ecol.* 2 (3): 180-189.
- Naveh, Z. y Lieberman, A. S. 2002. Ecología del Paisaje. Teoría y aplicación. Facultad de Agronomía (ed.). Buenos Aires.
- Neiff, J. J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: Malvarez A. I. (ed.): Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamerica. MAB.UNESCO.
- Newman, R. A. 1992. Adaptive plasticity in amphibian metamorphosis. *Bioscience* 42 (9): 671-678.
- Norman, D. R. y Naylor, L. 1994. Anfíbios y reptiles del Chaco Paraguayo. Tomo I. Norman, D. (Ed). San José, Costa Rica.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Noss, R. F. y Csuti, B. 1994. Habitat fragmentation. En: Meffe, G. K. y Carroll, C. R. (eds.): Principles of Conservation Biology. Sinauer Assoc., Inc. Sunderland, Massachusetts. Pp: 237-242.
- Núñez, D, Maneyro, R., Langone, J. y de Sá, R. 2004. Distribución geográfica de la fauna de anfibios del Uruguay Smithsonian. Herpetological information service. No. 134
- O'Neill, R. V., Ritters, K., Wickham, J. D. y Jones, B. 1999. Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosys. Health* 5 (4): 224-231.
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., Deangelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B. S., Christensen, W., Dale, V. H. y Graham, R. L. 1988. Index of landscape pattern. *Land. Ecol.* 1: 153-162.
- Opdam, P., Van Aoelddoorm, R., Schotman, A. y Kalkhoven, J. 1993. Population responses to landscape fragmentation. En: Vos, C. y Opdam, P. (eds.): Landscape Ecology of a Stressed environment. *Chapman Hall*, London. Pp: 147-171.
- Ordano, M., Collins, P. y Lajmanovich, R. C. 2000. *Sinax nasicus* (Habitat). *Herpetol. Rev.* 31 (3): 171.
- Pahkala, M., Laurila, A. y Merilä, J. 2001. Carry-over effects of ultraviolet-B radiation on larval fitness in *Rana temporaria*. *Proceedings of the Royal Society London Series B.* 268: 1699-1706.

- Parodi, L. R. 1945. Las regiones fitogeográficas de Argentina y sus relaciones con la industria forestal. En: Verdoorn, F. (ed.): *Plants and Plant Science in Latin America*. Pp: 127-132.
- Parmuchi, M. G., Strada, M., Montenegro, C., Manghi, E., Gasparri, I. y Bono, J. 2004. Mapa forestal provincia de Santiago del Estero. Dirección de Bosques Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Parris, K. M. 1999. Review: Amphibian surveys in forests and woodlands. *Contemp. Herpetol.* 1: 1-20.
- Parris, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography* 27: 392-400.
- Parris, K. M. y Lindenmayer, D. B. 2003. Evidence that creation of a *Pinus radiata* plantation in south-eastern Australia has reduced habitat for frogs. *Acta Oecologica* 25: 93-101.
- Parris, K. M., Norton, T. W. y Cunningham, R. B. 1999. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of South-East Queensland, Australia. *Herpetologica* 55(2): 271-283.
- Patton, P. W. C. y Crouch, W. B. 2002. Using the phenology of pond-breeding amphibians to develop conservation strategies. *Conserv. Biol.* 16: 194-204.
- Pavignano, I. 1988. A multivariate analysis of habitat determinants for *Triturus vulgaris* and *T. carnifex* in north-western Italy. *Alytes* 7:265-272.
- Pavignano, I., Giacoma, C., Castellano, S. 1990. A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy. *Amphibia-Reptilia* 11: 311-324.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conserv. Biol.* 11: 1211-1225.
- Pechmann, J. K. y Wilbur, H. M. 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: Natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50: 65-84.
- Pechmann, J. K., Scott, D. E., Gibbons, J. W. y Semlitsch, R. D. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wet. Ecol. Manag.* 1: 3-11.
- Peltzer, P. M. 2000. Influencia de las modificaciones del hábitat en ecosistemas del río Paraná sobre las poblaciones de anfibios anuros. Implicancias en el fenómeno de declinación de anfibios. MS Tesis de Grado. Universidad Nacional del Litoral de Santa Fe, Argentina.
- Peltzer, P. M. y Lajmanovich, R. C. 2001. Habitat Fragmentation and amphibian species richness in riparian areas of the Parana River, Argentina. *Froglog* 46: 5.
- Peltzer, P. M. y Lajmanovich, R. C. 2004a. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of Paraná River (Argentina). *Biod. Conserv.* 13 (10): 1833-1842.
- Peltzer, P. M. y Lajmanovich, R. C. 2004b. *Hyla pulchella* (NCN). Predation. *Herpetol. Rev.* 34 (3): 231.
- Peltzer P. M., Lajmanovich R. C. y Beltzer A. H. 2003. The effects of habitat fragmentation on amphibian species richness in the floodplain of the middle Paraná River. *Herpetol. J.* 13: 95-98.
- Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Attademo, M. A. y Beltzer, A. H. 2005a. Anuran diversity across agricultural pond in Argentina. *Biodiv. Conserv.* (en prensa).
- Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Attademo, M. y Cejas, W. 2005b. Diversidad y conservación de anfibios anuros en ecosistemas agrícolas: Implicancias en el control biológico de plagas. *INSUGEO*, Miscelánea. 14. Tucumán- ISSN 1514-4836. Pp: 399-416.
- Peltzer, P. M., M. L. Ponssa y R. C. Lajmanovich. 2001. Caso de malformación en *Leptodactylus mystacinus* (Anura: Leptodactylidae). *Natura Neotropicalis.* 32 (2): 173-176.

- Pianka, E. R. 1982. *Ecología Evolutiva. Omega*, Barcelona.
- Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M., Likens, G. E. (eds.). 1997. *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystem, and Biodiversity*. Chapman & Hall, New York.
- Pierre, J., Miaud, C., Lehmann, A. y Grolet, O. 2001. Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15(1): 239-248.
- Pope, K. L. Fahrig, L. y Merriam, H. G. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81: 2498-2508.
- Pough, F. H., Andrews, R. M., Cadle, J. E., Crump, M. L., Savitzky, A. H. y Wells, K. D. 1998. *Herpetology*. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, N. J.
- Pounds, J. A. y Crump, M. L. 1994. Amphibian declines and climate disturbance: The case of the golden toad and the harlequin frog. *Conserv. Biol.* 8: 72-85.
- Pounds, J. A. Frodgen, M. P. L. y Campbell, J. H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611-615.
- Prado, D. E. 1993. What is the Gran Chaco vegetation in South America? II. A redefinition. Contribution of the study of the flora and vegetation of the Chaco. *Candollea* 48: 615-629.
- Prado, C. P. de Almeida, Uetanabaro, M. y Haddad, C. 2002. Description of new reproductive mode in *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae) with a review of the reproductive specialization toward terrestrially in the Genus. *Copeia* 4: 1128-1133.
- Prado, C. P. de Almeida, Uetanabaro, M. y Lopes, F. 2000. Reproductive strategies of *Leptodactylus chaquensis* and *L. podicipinus* in the Pantanal, Brazil. *J. Herpetol.* 34(1): 134-139.
- Prado, C. P. de Almeida, Uetanabaro, M. y Haddad, C. 2005. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia* 26: 211-221.
- Prigioni, C. M. y Langone, J. A. 2000. Una nueva especie de *Melanophryniscus* Gallardo, 1961, Argentina y Paraguay (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Com. Zool. Mus. Hist. Nat. Montevideo* 195 (XII): 1-12.
- Primack, R. B. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. Processes. Springer, New York.
- Quattrochi, D.A., y Pelletier, R. E. 1990. Remote Sensing for Analysis of Landscape. En: Turner M. G. y Gardner, R.H. (ed.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer-Verlag, New York. Pp: 51-77.
- Quijano, R. O. 1992. Modelos de extinción y fragmentación de hábitat. En: Halfer, G. (ed.): *La Diversidad Biológica de Iberoamérica. I. CYTED-D*. Instituto Ecología, México. Pp: 25-38.
- Real, R., Vargas, J. M. y Antúnez, A. 1993. Environmental influences on local amphibian diversity: the role of floods on river basins. *Biod. Conserv.* 2: 376-99.
- Relyea, R. A. 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology* 82: 523-540.
- Richardson, J. M. L. 2002. Burst swim speed in tadpoles inhabiting ponds with different top predators. *Evol. Ecol. Res.* 4: 627-642.
- Ringuelet, R. A. 1961. *Ecología Acuática Continental*. Eudeba.
- Rodriguez Capítulo, A. 1981. Presencia de *Anax amazili* Burmeister (Odonata, Anactinae) en la República Argentina. Algunos datos acerca del comportamiento y determinación del metabolismo energético de las ninfas. *Limnobiós* 2 (4): 207-214.

- Rodrigues, D. J., Lopes, F. S. y Uetanabaro, M. 2003. Padrão reprodutivo de *Elachistocleis Bicolor* (Anura, Microhylidae) na Serra Da Bodoquena, Mato Grosso Do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 93(4): 365-371.
- Rodríguez-Prieto, I. y Fernández-Juricic, E. 2005. Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. *Biol. Conserv.* 123: 1-9.
- Rollins-Smith, L. A. y Conlon, J. M. 2005. Antimicrobial peptide defenses against chytridiomycosis, an emerging infectious disease of amphibian populations. *Develop. Comp. Immunol.* (en prensa).
- Rotenberry, J. T. y Wiens, J. A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A Multivariate analysis. *Ecology* 61(5): 1228-1250.
- Rothermel, B. B. y Semlitsch, R. D. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conserv. Biol.* 16:1324-1332.
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forest: a hierarchical analysis. *Ecol. Appl.* 9(1): 135-191.
- Sadinski, W. J. y Dunson, W. A. 1992. A multilevel study of effects of low pH on amphibian of temporary ponds. *J. Herpetol.* 26: 413-422.
- Sanders, N. J., Gotelli, N. J., Heller, N. E. y Gordon, D. M. 2003. Community disassembly by an invasive species. *PNAS* 100(5): 2474-2477.
- Saunders, D., Hobbs, R., y Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18-32.
- Schneider, D. W. y Frost, T. M. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *J. North American Benthol. Soc.* 15:64-86.
- Schultz, C. B. y Crone, E. E. 2001. Edge mediated dispersal behavior in a prairie butterfly. *Ecology* 82: 1979-1882.
- Scott, N. J. 1994. Inventario completo de especies. En: Heyer, W.R., Donnelly M.A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C., Foster, M. S. (eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians*, Smithsonian Institution Press, Washington DC. Pp: 73-80.
- Semlitsch, R. D. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conserv. Biol.* 12:1113-1119.
- Semlitsch, R. D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conserv. Biol.* 16(3): 619-629.
- Semlitsch, R. D. y Bodie J. R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 17:1219-1228.
- Shaffer, H. B., Alford, R. A., Woodward, B. D., Richards, S., Altig, R.G. y Gascon, C. 1994. Quantitative sampling of amphibian larvae. En: Heyer, W.R., Donnelly M.A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C., Foster, M. S. (eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians*, Smithsonian Institution Press, Washington DC. Pp: 126-136.
- Shannon, C. E. y Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communications*. Univ. Of Illinois Press, Urbana.
- Simberloff, D. y Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 22:115-143.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethol. Ecol. Evol.* 2: 65-79.
- Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas (SPANP). 1997. Gobierno de la Provincia de Santa fe, Administración de Parques Nacionales. Pub. De la Asociación Coop. De la E.Z.E. Santa Fe. Argentina.

- Skelly, D. K. 1996. Pond drying, predators, and the distribution of *Pseudacris* tadpoles. *Copeia* 1996:599-605.
- Skelly, D. K. 1997. Tadpole communities. *Am. Scient.* 85:36-45.
- Sneath, P. H. y Sokal, R. R. 1973. Numerical Taxonomy. W. H. Freeman & Co. San Francisco.
- Snodgrass J. W., Komoroski, M. J., Bryan, A.L. y Burger, J. 2000. Relationship among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implications for wetland regulations. *Conserv. Biol.* 14:414-419.
- Snodgrass, J. W., Bryan, A. L., Lide, R. F. 1996. Factors affecting the occurrence and structure of fish assemblages in isolated wetlands of the upper coastal plain, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 443-454.
- Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1995. Biometry. 3 edn. Freeman, New York.
- Solórzano, S., Castillo-Santiago, M. A., Navarrete-Gutiérrez, D. A. y Oyama, M. 2003. Impacts of the loss of neotropical highland forests on the species distribution: a case study using resplendent quetzal an endangered bird species. *Biol. Conserv.* 114: 341-349.
- Sparling, D. W, Kerst, S. K, Linder, G. 2003. Amphibian Decline: an Integrated Analysis of Multiple Stressor Effects. Pensacola (FL): Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- SPSS Inc. 1999. SPSS for window, Standard version 10.0.01. SPSS Chicago, IL.
- Sjogren-Gulve, P. 1994. Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75:1357-1367.
- Sjogren-Gulve, P. and C. Ray. 1996. Using logistic regression to model metapopulation dynamics: Large-scale forestry extirpates the pool frog. En: McCullough, D. R. (ed.), *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Covelo CA. Pp. 111-137.
- Stone, L. y Roberts, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85: 74-79.
- Storfer, A. 2003. Amphibian declines: future directions. *Div. Dist.* 9:151-163.
- Stouffer, P.C. y Bierregaard, R. O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2445.
- Stringhini, G. 2004. Estimación de bioindicadores en bufónidos en áreas de quintales, Monte Vera. MS Tesis de Grado. Universidad Nacional del Litoral de Santa Fe, Argentina.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fishman, D. L. y Waller, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Stumpel, A. H. P. y Hanekamp, G. 1986. Habitat and ecology of *Hyla arborea* in the Netherlands. In: Rocek Z. (ed.) *Studies in Herpetology*. Charles University, Prague. Pp: 409-411.
- Stumpel, A. H. y van der Voet, H. 1998. Characterizing the suitable of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia* 19: 125-142.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN). 2004. Desarrollos de niveles guías nacionales de calidad de gua ambiente correspondientes a endosulfán. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.
- Swihart, R. K., Feng, Z. Slade, N. A., Mason, D. M. y Gehring, T. M. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a Predator-Prey metapopulation model. *J. theor. Biol.* 210: 287-303.
- Swihart, R. K., Gehring, T. M., Kolozsvary, M. B. y Nupp, T. E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Div. Dist.* 9: 1-18.
- SYSTAT. 1998. Standard Version, Version 9. SPSS Inc., Chicago, Illinois.

- Tardivo, R. 2000. Evaluación Multicriterio, SIG y Teledetección aplicado al Ordenamiento Territorial". IX Simposio Latinoamericano Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial. SELPER. Puerto Iguazú, Misiones.
- Terborgh, J. y Winter, B. 1980. Some causes of extinction. En: Soule M.E. y Wilcox B.A. (eds): Conservation Biology: an Evolutionary Ecological Perspective. Sinauer, Sunderland, Mass. Pp: 199-133.
- Teste, U. 1990. Artenschu tzerische relevante Aspekte zur ökologie des Laubfroschs (*Hyla arborea*). Doctoral Thesis, Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät Basel, Basel. Tchobanoglous G. y Schroeder E.D. Water Quality. Addison-Wesley, Davis.
- Thomas, G. M. 2000. BIO-DAP. A Biodiversity Analysis Package. Resource Conservation. Fund. National Park, Alma-Canadá.
- Tocher, M. D., Gascon, C. y Zimmermann, B. 1997 Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: A ten year study. En: Laurence, W. F., Bierregard, R. O. (Eds.): Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. The University of Chicago Press, Chicago and London. Pp: 124-137.
- Toepfer, C. S., Fisher, W. L. y Warde, W. D. 2000. A multistage approach to estimate fish abundance in streams using geographic information systems. *North American J. Fish. Manag.* 20: 634-645.
- Toft, C. A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. *Oecologia* 45: 131-141.
- Toral, E., Feisinger, P. y Crump, M. 2003. Frogs and a cloud-forest edge in Ecuador. *Conserv. Biol.* 16 (3): 735-744.
- Torres-Orozco, R., Jimenez-Sierra, C. L., Vogt, R. C. y Villareal Benitez, J. L. 2002. Neotropical tadpoles: spatial and temporal distribution and habitat use in a seasonal lake in Veracruz, Mexico. *Phyllomedusa* 1(2): 81-91.
- Townsend, C. R., Harper, J. L. y Begon, M. 2000. Essentials of Ecology. Blackwell Sciences, Oxford.
- Trenham, P. C., Koenig W. D., Mossman M. J., Stark S. L., Jagger L. A. 2003. Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecol. Applic.* 13(6): 1522-1532.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- Turner, M. G. y Gardner, R. H. 1991. Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York.
- Turner, M. G., Arthaud, G. J., Engstrom, R. T., Hej, S., Liu J., Loeb, S. y McKelvey, K. 1995. Usefulness of spatially explicit population models in lands management. *Ecol. Applic.* 5: 12-16.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and process. Springer, New York.
- Ulrich, W. 2004. Species co-occurrences and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. *Oikos* 107: 603-609.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V. y Shugart, H. H. 1987. Landscape ecology, a hierarchical perspective. *Bioscience*, 37: 119-127.
- US-EPA. 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Amphibian in Bioassessments of Wetlands. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-022.
- Val, J., Verboom, J., Hans, J. y Metz, A. J. 1997. A Deterministic Size-Structured Metapopulation Model. Institute of Evolutionary and Ecological Sciences, Department of Theoretical Biology. Leiden University, Kaiserstraat 63, NL-2311 GP, Leiden, the Netherlands. Institute for Forestry and Nature Research (IBN), P.O. Box 23, 6700 AA Wageningen, the Netherlands.
- Vallan, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biol. Conserv.* 96: 31-43.

- Van Buskirk, J. 2001. The costs of an inducible defense in anuran larvae. *Ecology* 81(10): 2813-2821.
- Verboom, J., Metz, J. A. y Meelis, E. 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. En: Voss C.C y Opdam P. (eds): *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman & Hall, London. Pp: 172-191.
- Vershinin, V. L. 1995. Complex of amphibia species in ecosystems of a big industrial city. *Russian J. Ecol.* 26(4):273-280. Translated from *Ecologiya* 26(4):299-306.
- Vizotto, L. D. 1967. Desenvolvimento de Anuros de Regiao Norte-ocidental do estado de Sao Paulo. Departamento de Zoologia, Faculdade de Filosofia, Ciencias e Letras.
- Vos, C. C. 1999. A frog's eye view on the landscape. Doctoral Thesis, Institute for Forestry and Natural Research, University of Wageningen, Wageningen.
- Vos, C. C. y Chardon, J. P. 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J. Appl. Ecol.* 35: 44-56.
- 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*). *Lands. Ecol.* 11: 203-214.
- Vos, C. C., Verboom, J., Opdam, P. F. M. y ter Braak, C. J. F. 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *Am. Nat.* 157: 24-41.
- Wagner, H. H. 2004. Direct multi-scale ordination with canonical correspondence analysis. *Ecology* 85 (2): 342- 351.
- Wake, D. B. 1991 Declining amphibian populations. *Science* 253: 860.
- Wassenaar, T. D. y Ferreira, S. M. 2002. Measuring conservation outcomes for depleted biological assets: Convergence theory and its applicability to New Zealand. *DOC Science Internal Series 38*. Department of Conservation, Wellington.
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K. y Werner, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 27: 337-363.
- Weyrauch, S. L y Grubb, T. C. Jr. 2004. Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biol. Conserv.* 115: 443-450.
- White, J. 1978. Illinois Natural Areas Inventory Technical Report. Volume 1. Survey methods and results. Illinois Natural Areas Inventory, Urbana.
- Wiegand, T., Revilla, E. y Molones, K. 2005. Effect of habitat loss and fragmentation on population dynamic. *Conserv. Biol.* 19(1): 108-121.
- Wiens, J. A. 1976. Populations responses to patchy environments. *Annual Rev. Ecol. Syst.* 7: 81-120.
- Wiens, J. A. 1981. Scale problems in avian censusing. *Stud. Avian Biol.* 6: 513-521.
- Wiens, J. A. 2000. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. En: Hutchings, M. J., John, E. A. y Stewart, J. A. (eds.): *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. Pp: 9-31. Blackwell Science, Oxford.
- Wiens, J. A. 2001. Understanding the problem of scale in experimental ecology. En: Gardner, R. H., Kemp, M., Kennedy, V. y Petersen, J. (eds.): *Scaling Relationships in Experimental Ecology*. Columbia University Press, New York. Pp: 61-88.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Fresh. Biol.* 47: 501-515.
- Wiens, J. A. y Milne, B. 1989. Scaling of landscapes in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Land. Ecol.* 3: 87-96.

- Wilcox, B. y Murphy, D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Amer. Natur.* 125: 879-887.
- Wiley, M. J., Kohler, S. L. y Seelbach, P. W. 1997. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. *Fresh. Biol.* 37: 133-148.
- Wilson, J. B. 1989. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a New Zealand temperate rain forest. *Oecologia* 80: 263-267.
- Wilson, E. 1994. *La Diversidad de la Vida. Crítica.* Grupo Grijalbo-Mandadori. Barcelona.
- Wilson, E y Bossert, W. 1971. *A Primer of Population Biology.* Sinauer Associates Inc Publishers. Stamford Connecticut.
- Wilson, J. B. y Whittaker, R. J. 1995. Assembly rules demonstrated in a saltmarsh community. *J. Ecol.* 83: 801-807.
- Winter, M. y Faaborg, J. 1999. Patterns of area sensitivity in grassland-nesting birds. *Conserv. Biol.* 13(6): 1424-1436.
- With, K. A. y King, A. W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscape. *Conserv. Biol.* 13: 314-326.
- Woodward, B. D. 1983. Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. *Ecology* 64: 1549-1555.
- Young, E. B., Lips, K. R., Reaser, J. A., Ibáñez, R., Salas, A. W., Cedeño, R., Coloma, L. A., Ron, S., La Marca, E., Meyer, J. R., Muñoz, A., Bolaños, F., Cháves, G. y Romo, D. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conserv. Biol.* 15: 1213-1223.
- Young, B. E., Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A. y Boucher, T. M. 2004. *Joyas que están desapareciendo: El estado de los anfibios en el nuevo mundo.* Natureserve, Arlington, Virginia.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis.* 2 ed. Englewood Cliffs, N. J. Prentice-Hall, Inc.
- Zaracho, V. H. y Lavilla, E. O. 2005. Descripción de la larva y el modo reproductivo de una población argentina de *Adenomera*. Res. VI Congreso Argentino de Herpetología, Paraná. Pp: 53.
- Zimmerman, B. L. 1994. Audio Strip Transects. En: Heyer, W.R., Donnelly M.A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. C., Foster, M. S. (eds.): *Measuring and Monitoring Biological Diversity, Standard Methods for Amphibians*, Smithsonian Institution Press, Washington DC. Pp: 92-97.
- Zimmerman, B. y Bierregaard, R. O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biog.* 13: 133-143.

ANEXO I. Listado de sitios estudiados

Listado de los sitios de muestreo de anfibios anuros durante el período de estudio (1997-2004), coordenadas geográficas de N a S (Latitud Sur, Longitud Oeste, tipo de ambiente, localidad, provincia, riqueza específica).

LATITUD	LONGITUD	TIPO DE AMBIENTE	LOCALIDAD	PROVINCIA	ESPECIES DE ANUROS
27° 20' 15'' S	58° 34' 34'' O	Áreas Urbanas	Paso de La Patria	Corrientes	Llat, Pb, Hn
27° 21' 55,9'' S	58° 54' 34,8'' O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	Entrada Isla Cerrito	Chaco	Bgm, Lo, Lch, Ll, Le, Hn, Hs, Hr, Sa, Pv, Ppp
27° 25' 25,5'' S	58° 56' 44,1'' O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	Resistencia	Chaco	Llat, Lg, Lch, Le, Lp, Pa, Pf, Hn, Phy, Sn Ba Bp Bgm Mc Ad Lo Lch Llat Lb Le Oa Ps Pa Hn Hr
27° 25' 52,2'' S	58° 44' 49,9'' O	Remanente Chaco Húmedo	Perichón	Corrientes	Sn Sa Ppp Lli Eb
27° 26' 10,56'' S	58° 51' 25,62'' O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	Entrada Isla Cerrito	Chaco	Bgm, Ba, Lo Lch Ll Le Lp Oa Pb Pa Pf Hn Hs Hr Hpt Sn Sa Pv Ph Lli Ppp
27° 26' 11,5'' S	59° 2' 0,18'' O	Áreas Urbanas	Cerca Fontana	Chaco	Ba, Bgm, Lch, Pb, Hn, Sn
27° 27' 14,04'' S	58° 58' 25,62'' O	Áreas Urbanas	Atrás Hospital	Chaco	Ba, Le, Lp
27° 27' 15,6'' S	58° 58' 26,3'' O	Áreas Urbanas	Resistencia	Chaco	Bf, Hn
27° 27' 19'' S	58° 57' 48,6'' O	Áreas Urbanas	Resistencia	Chaco	Bp, Le, Pb, Hn
27° 27' 21'' S	58° 40' 26'' O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Cerca Santa Ana	Corrientes	Bf, Lp, Ps, Hn, Hr, Sa, Lli, Ppp
27° 28' 3,3'' S	58° 57' 36,8'' O	Remanente Chaco Húmedo	Resistencia	Chaco	Llat, Le, Lb, Pb, Hn, Sn, Phy, Lli
27° 28' 8,1'' S	58° 57' 37,9'' O	Vera Rutas	Barranqueras	Chaco	Ba
27° 29' 14'' S	58° 55' 53,2''	Áreas Urbanas	Barranqueras	Chaco	Ba, Llat, Pb, Hn, Phy
27° 30' 39,7'' S	58° 57' 12,2'' O	Áreas Urbanas	Puerto Vilelas, Barranqueras	Chaco	Le, Lp, Hn, Phy

27° 42' 59,4" S	58° 45' 44,1" O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	El Sombrero	Corrientes	Ba, Bgm, Ll, Pa, Ps, Pf, Hs, Hp, Hn, Sn, Lli
27° 44' 25,38"S	59° 14' 45,48"O	Vera Rutas	Ruta 11	Chaco	Ba, Lch, Eb
27° 46' 36,18"S	58° 46' 9,8" O	Áreas Agrícolas	Arrozal	Corrientes	Ba, Lg, Ll, Pa, Ps, Hn, Ppp
27° 48' 14,82"S	59° 16' 46,56"O	Vera Rutas	Ruta 11	Chaco	Ba, Lch, Eb
27° 49' 30,24"S	59° 17' 25,2"O	Vera Rutas	A° Saladillo	Chaco	Ba, Lch, Eb
27° 50' 48,24"S	59° 17' 18,96"O	Áreas Urbanas	Ruta 11	Chaco	Ba, Bgm, Lch, Phy, Sa, Eb
27° 50' 5,9" S	58° 46' 3" O	Vera Rutas	Derqui	Corrientes	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Sn
27° 51' 44,9" S	58° 45' 46,3" O	Vera Rutas	A° Derqui	Corrientes	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Sn
27° 52' 3" S	58° 52' 33,8" O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	Chaco	Chaco	Bf, Llat, Lo, Lch, Hn, Hpt, Hr, Hs, Sn, Sa, Ssq, Phy, Pv Sfm Lli Ppp Eb
27° 55' 48,18"S	59° 15' 20,1" O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Chaco	Pa
27° 56' 24,6"S	58° 47' 24" O	Remanente Selvas Mixtas	Empedrado	Corrientes	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Hs, Sn, Lli
27° 56' 41,1" S	59° 14' 36,06"O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Chaco	Pa
27° 57' 57" S	58° 48' 20" O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Empedrado	Corrientes	Pb, Pa, Pr, Hn, Hp, Hr, Sn, Lli
27° 58' 40,26"S	59° 13' 38,34"O	Vera Rutas	Ruta 11	Chaco	Ba, Lo, Lch, Lm
27° 58' 8,46"S	59° 13' 30,84"O	Áreas Urbanas	Dpto. San Fernando	Chaco	Ba, Lo, Lch, Lm
28° 12' 51,6" S	58°43' 49,14" O	Remanente Selvas Mixtas-Chaco Húmedo	Luego Empedrado	Corrientes	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Hs, Sn, Lli

28° 13' 39" S	58° 43' 3,9" O	Remanente Chaco Húmedo		Corrientes	Bgm, Cc, Lo, Lch, Lg, Le, Hn, Hr, Sa, Pv
28° 21' 54" S	58° 55' 17,28"O	Remanente Espinal		Corrientes	Bp, Le, Pa, Pr, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
28° 31' 7,2" S	59° 02' 18,42" O	Áreas Urbanas	Bella Vista	Corrientes	Ll, Pb, Sn
28° 42' 31,02"S	59° 26' 0,18" O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Eb
28° 43' 31,08"S	59° 26' 49,92"O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo Lch, Hp, Hn, Eb
28° 44' 30" S	59° 27' 57,12"O	Remanente Selvas Mixtas- Chaco Húmedo	A° ceibalito	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Lli
28° 44' 36,9" S	59° 28' 4,44"O	Remanente Selvas Mixtas- Chaco Húmedo	A° ceibal	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Hs, Lli, Eb
28° 47' 25,2" S	59° 28' 37,02"O	Remanente Selvas Mixtas- Chaco Húmedo	B° Las Garzas	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Hs, Lli, Eb
28° 50' 5,76" S	59° 03' 3,18"O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	A 70 km Goya	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
28° 59' 5,1" S	59° 34' 54,9" O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Eb
29° 0' 24,78"S	59° 10' 34,32"O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Lavalle	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 01' 25,5" S	59° 36' 1,2" O	Remanente Selvas Mixtas- Chaco Húmedo	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Pf, Hp, Hn, Hs, Lli, Eb
29° 02' 16,44"S	59° 36' 10,5"O	Vera Rutas	A km Villa Ocampo	Santa Fe	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, Eb
29° 06' 56,82"S	59° 14' 8,76"O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Goya	Corrientes	Cc, Lo, Lch, Lg, Le, Hn, Hs, Hr, Ssq, Sa
29° 10' 59,58"S	59° 14' 20,7" O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Goya	Corrientes	Ba, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 11' 19" S	59° 13' 51" O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Goya	Corrientes	Lo, Hn, Hp, Hr, Sn, Lli

29° 11' S	59° 42' O	Remanente Selvas Mixtas	Reconquista	Santa Fe	Ba Bf Bp Mk Lo Lch Lg Lm Oa Pa Pf Phy Hp n Sn Ssq Eb
29° 12' 55,56"S	59° 13' 9,18"O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	A Km de Buena Vista	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 17' 12" S	59° 51' 6,9" O	Vera Rutas	A° El Palmar	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 17' 32,52"S	59° 51' 32,52"O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 22' 20,76"S	59° 16' 44,4"O	Remanente Selvas Mixtas- Espinal	Buena Vista	Corrientes	Bp, Lo, Ll, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 23' 24,78"S	60° 03' 12,24"O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 23' 59,82"S	60° 04' 55,2" O	Vera Rutas	A° El Toba	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 24' 12,18"S	60° 05' 18,18"O	Vera Rutas	A 15 km Malabrigo	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 24' 23,46"S	60° 05' 24,9"O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn
29° 25' 10,5" S	60° 06' 29,1" O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Santa Fe	Ll, Pa
29° 25' 34,44"S	59° 17' 33,3" O	Remanente Espinal	Camino a Goya	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 25' 41,28''S	60° 22' 24,12''O	Remanente Selvas Mixtas- Chaco Húmedo	Las Gamas	Santa Fe	Bf, Lo, Lch, Ll, Hn, Hr, Sn, Sa, Phy Ppp Ppo Bp Bb Mk Lg Llat Lm Lo Lch Lb Oa Pb Pa Cc Hn Hp Hpt Hr Sn Sa Phy Pv Lli Ppp Ppo
29° 25' 28''S	60° 22' 4,9'' O	Remanente Chaco Húmedo	Vera	Santa Fe	Bp, Ll, Lch, Lo, Hr, Hp, Phy, Ppp
29° 26' 55,68"S	60° 19' 7,08" O	Remanente Chaco Húmedo	Vera	Santa Fe	Bp, Ll, Lch, Lo, Hr, Hp, Phy, Ppp
29° 28' 41,46"	59° 18' 18,18"O	Remanente Espinal	A° Machuco	Corrientes	Ba, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli

29° 34' 21,24"S	60° 13' 44,76"O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Santa Fe	Ll, Pa
29° 36' 32,22"S	60° 14' 8,52"O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Santa Fe	Ll, Pa
29° 38' 50,46"S	59° 20' 58,5" O	Remanente Espinal	a Km Lavalle	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 39' 24,24"S	60° 14' 40,92"O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Santa Fe	Ll, Lm
29° 42' 3" S	60° 15' 21,66"O	Vera Rutas	Margarita	Santa Fe	Bp, Pa, Hp
29° 45' 49,38"S	60° 15' 52,8" O	Áreas Agrícolas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Pa, Sn
29° 48' 54,36"S	60° 16' 12,42"O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Lch, Ll, Pa, Sn
29° 49' 11,22"S	59° 23' 39,66"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	A° Guazú-a 30 km Esquina	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
29° 49' 8,04" S	60° 16' 30" O	Vera Rutas	Ruta 11	Santa Fe	Bp, Ba, Lch, Lm, Pa
29° 53' 30" S	60° 16' 48,96"O	Áreas Urbanas	Calchaquí	Santa Fe	Bp, Lch, Ll, Pa, Sn, Sa
29° 7' 30" S	59° 38' 54" O	Vera Rutas	Avellaneda	Santa Fe	Ba, Bp, Pb, Pa, Oa, Hn, Hp, Sn
30° 35' 22,9" S	59° 56' 34,9" O	Áreas Agrícolas	San Javier	Santa Fe	Ba, Pa, Lli
30° 00' 18,42"S	59° 31' 31,2"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Esquina	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
30° 06' 17,94"S	59° 32' 0,66"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Esquina	Corrientes	Ba, Lo, Ll, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Ssq, Lli
30° 09' 22,26"S	30° 09' 22,26"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Esquina	Corrientes	Bp, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
30° 1' 18" S	59° 31' 32" O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Esquina	Corrientes	Pf, Hn, Hp, Hs, Hr, Lli

30° 13' 34'' S	60° 21' 41'' O	Áreas Agrícolas	La Criolla	Santa Fe	Bf, Llat, Lm, Lo, Lch, Pb, Pa, Hn, Sn, Sa, Eb
30° 19' 0,6" S	59° 30' 26,64"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Esquina	Corrientes	Bp, Bf, Lo, Lm, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
30° 20' 30,66"S	59° 30' 47,76"O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Río Guayquiraró	Corrientes	Bp, Bf, Lo, Lch, Pa, Pb, Hp, Hn, Hs, Hr, Sn, Sa, Ssq, Lli
30° 22' 24,7'' S	60° 24' 23,2'' O	Vera Rutas	Crespo	Santa Fe	Lm, Ll, Pa, Pf, Hn, Eb
30° 26' 13,2'' S	60° 11' 32,1'' O	Áreas Agrícolas	Entre San Javier y Crespo	Santa Fe	Pr, Pf, Ssq, Ppp
30° 28' 49,98''S	60° 03' 48,78''O	Áreas Agrícolas	San Javier	Santa Fe	Lg, Pa, Pr, Pf, Ppp
30° 29' 39'' S	60° 2' 38'' O	Áreas Agrícolas	Entre Crespo y San Javier	Santa Fe	Lli
30° 31' 7,8'' S	60° 27' 10,6'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 11	Santa Fe	Ll, Lm, Pa, Pf, Ssq, Eb
30° 32' 58,86''S	59° 59' 48,54''O	Áreas Agrícolas	San Javier	Santa Fe	Lg, Pa, Pr, Pf, Ppp
30° 33' 57,2'' S	59° 57' 8,16''	Áreas Agrícolas	San Javier	Santa Fe	Pa, Pf, Ssq, Sa, Ppp, Lli
30° 33'' 29,8''	59° 59' 32'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	San Javier	Santa Fe	Bp, Lg, Lch, Pb, Pa, Cc, Ppp, Hp, Ssq, Lli
30° 33'' S	59° 59' O	Áreas Agrícolas	San Javier	Santa Fe	Pb, Pa, Ppp, Ssq
30° 37' 12,1' S	60° 29' 6,6'' O	Vera Rutas	Km de Marcelino de Escalada	Santa Fe	Lm, Ll, Pa, Eb
30° 4' 0'' S	60° 29' 3'' O	Áreas Agrícolas	La Camila	Santa Fe	Lo, Hn, Sn
30° 41' 10,8'' S	60° 30' 19,32''O	Vera Rutas	Vera Rutas 11	Santa Fe	Ll, Pa, Ssq, Hn, Eb
30° 42' 40'' S	60° 30' 29'' O	Áreas Agrícolas	Después de San Justo	Santa Fe	Hp

30° 46' 52,04''	60° 34' 6,6'' O	Vera Rutas	Vera campo soja	Santa Fe	Ll, Pa, Hn
30° 52' 20,5'' S	60° 37' 17,7'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 11	Santa Fe	Ll, Pa, Pf, Hn, Eb
30° 58' 7,26'' S	60° 40' 16,5'' O	Vera Rutas	Videla	Santa Fe	Ll, Pa, Pf, Eb
31° 10' 15'' S	59° 44' 15'' O	Áreas Urbanas	Cerrito	Entre Ríos	Bp
31° 12' 0'' S	60° 10' 5'' O	Remanente Selvas Mixtas	A 10 Km Cayastá	Santa Fe	Bf, Lg, Oa, Hn, Hp, Ssq
31° 13' 3,1'' S	59° 59' 2,2'' O	Remanente Espinal	Hernandarias	Entre Ríos	Bp, Lg, Lch Le, Llat, Lm, Lo, Pb, Pr, Hn, Hp, Hr, Hs, Sn, Sa, Lli, Eb
31° 13' 4,08'' S	59° 59' 2,04''	Áreas Urbanas	Hernandarias (campo privado)	Entre Ríos	Sn
31° 13' 56'' S	59° 44' 44'' O	Áreas Agrícolas	Cerrito	Entre Ríos	Lg, Lm, Llat, Pb, Pa, Eb
31° 15' 2,76'' S	59° 52' 31'' O	Vera Rutas	Salida Hernandarias	Entre Ríos	Bf, Pf, Ssq
31° 16' 15'' S	60° 46' 7'' O	Áreas Agrícolas	Nelson	Santa Fe	Pb
31° 16' 54,12'' S	60° 45' 12'' O	Vera Rutas	Laguna Paiva	Santa Fe	Ba, Ll. Pa, Pf, Hn, Sn, Ssq
31° 17' 36,54'' S	60° 15' 26,16'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 1	Santa Fe	Lo, Pa
31° 17' 55,38'' S	60° 40' 38,8'' O	Vera Rutas	Laguna Paiva	Santa Fe	Ll, Pa, Pf, Hn, Sn, Ssq
31° 18' 54,3'' S	60° 16' 30,1'' O	Vera Rutas	Despues de Cayastá	Santa Fe	Pa, Pb, Sn
31° 19' 2,2'' S	60° 16' 59,5'' O	Áreas Agrícolas	Entre Cayastá y Sta. Rosa Calchines	Santa Fe	Lg, Pb, Ssq
31° 19' 3'' S	60° 39' 22'' O	Áreas Agrícolas	Monte Vera	Santa Fe	Pa

31° 20' 19,38'' S	60° 18' 9,5'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 1	Santa Fe	Lo, Pa, Hn
31° 21' 26,4'' S	60° 18' 34,14'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 1	Santa Fe	Lo, Hn
31° 21' 43'' S	60° 53' 35'' O	Áreas Urbanas	Cercano a Esperanza	Santa Fe	Hn
31° 23' 28'' S	60° 5' 2'' O	Áreas Agrícolas	Pueblo Brugo	Entre Ríos	Lg, Llat, Pb, Sn, Sa
31° 23' 51,6'' S	60° 19' 20,6'' O	Vera Rutas	Camino a Cayastá	Santa Fe	Pa, Hn
31° 26' 44'' S	61° 15' 45'' O	Áreas Agrícolas	Pilar	Santa Fe	Ba, Oa, ssq
31° 27' 14'' S	60° 55' 22'' O	Remanente Espinal	Esperanza	Santa Fe	Ppp
31° 30' 56'' S	60° 40' 11'' O	Áreas Agrícolas	Laguna Paiva	Santa Fe	Pb
31° 32' 0'' S	60° 31' 25'' O	Áreas Urbanas	Santa Fe	Santa Fe	Hn
31° 32' 13,74'' S	60° 41' 54,54'' O	Vera Rutas	Monte Vera	Santa Fe	Hn, Sn, Ssq
31° 32' 14,1'' S	60° 29' 24,4''	Vera Rutas	Después de Rincón	Santa Fe	Bp, Hn
31° 32' 56,4'' S	60° 41' 34,8''	Áreas Agrícolas	Monte Vera	Santa Fe	Ba, Ll, Lg, Pa, Sn
31° 33' 50,8'' S	60° 32' 2,5'' O	Vera Rutas	Rincón	Santa Fe	Pa
31° 37' 40'' S	60° 34' 5'' O	Remanente Selvas Mixtas	Zona Rincón	Santa Fe	Ba Bf Bp Oa Hn Hr Sn Sb Lli Eb
31° 38' 26,2'' S	60° 40' 22,6'' O	Vera Rutas	Vera Rutas 168	Santa Fe	Lm, Pb, Oa, Eb

31° 38' 26'' S	60° 40' 22'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Reserva Fundación Habitat	Santa Fe	Bf, Bp, Lo, Oa, Pb, Hn, Hp, Hr, Hs, Sn, Ssq, Lli, Eb
31° 38' 28'' S	60° 38' 1'' O	Áreas Urbanas	Cerca de B° el Pozo	Santa Fe	Ba, Hn
31° 38' 4'' S	60° 10' 0,2'' O	Áreas Agrícolas	El Palenque	Entre Ríos	Sn, Ssq
31° 38' 43'' S	60° 42' 4'' O	Áreas Urbanas	Santa Fe	Santa Fe	Ba
31° 39' 0'' S	60° 47' 50'' O	Áreas Urbanas	Santo Tomé	Santa Fe	Lo, Pb, Pa, Cc, Oa, Eb
31° 39' 10'' S	60° 11' 30'' O	Áreas Agrícolas	El Palenque	Entre Ríos	Bf, Bp, Lg, Lm, Lo, Pb, Pr, Sn, Ssq, Eb
31° 39' 21'' S	60° 36' 36'' O	Vera Rutas	Madrejón Don Felipe	Santa Fe	Hn, Hp, Sn
31° 39' 30'' S	60° 36' 14'' O	Vera Rutas	Isla Timbó	Santa Fe	Ba, Lo, Hn, Hp, Ssq
31° 39' 31'' S	60° 41' 30'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Isla Sirgadero	Santa Fe	Bf, Lm, Lo, Pb, Hn, Hs, Hp, Hr, Hpt, Sn, Ssq, Lli
31° 40' 29'' S	60° 20' 13'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Parque General San Martín	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lo, Lm, Ll, Lch, Lg, Le Pb Pr Pa Pf Oa Hp Hn Hs Hr Sn Sa Ssq Lli E
31° 40' 29'' S	60° 20' 12'' O	Remanente Selvas Mixtas	Entrada Villa Urquiza	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lg, Llat, Lm, Lo, Oa, Pb, Pf, Hn, Hs, Sn, Ssq, Eb
31° 42' S	60° 30' O	Remanente Selvas Mixtas	Isla (Islote Municipal)	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lo, Hn, Hp, Hr, Sn, Ssq, Lli
31° 42' S	60° 30' O	Remanente Selvas Mixtas	Isla (Isla Puente)	Entre Ríos	Bp, Hn, Hp, Hr, Lli
31° 42' 32,04'' S	60° 33' 31,2'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Parque Urquiza	Entre Ríos	Bp, Ba, Lo, Ll, Pb, Pa, Hp Hn Hs Sa Sn Ssq Lli
31° 42' 34'' S	60° 34' 16'' O	Remanente Selvas Mixtas	Paraná (B. Grande)	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lm, Lo, Pb, Pf, Hn, Hr, Hs, Sn, Sa, Ssq, Lli, Eb
31° 42' 51,2'' S	60° 32' 53,1'' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Parque Urquiza	Entre Ríos	Bp, Ba, Lo, Ll, Lm, Pa, Hp, Sn, Sa, Ssq, Eb

31° 42' 54'' S	60° 32' 18'' O	Áreas Urbanas	Paraná	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lm, Sn, Sa
31° 42' 54'' S	60° 30' 28'' O	Remanente Selvas Mixtas	Paraná (B° Tompson)	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Llat, Lm, Lo, Oa, Pb, Pf, Hn, Hr, Hs, Sn, Sa, Lli, Eb
31° 43' 37'' S	60° 17' 12'' O	Áreas Agrícolas	La Picada	Entre Ríos	Bp, Lg, Llat, Lm, Lo, Pa, Pf, Hn, Sn, Ssq
31° 43' 49' S	60° 28' 5'' O	Remanente Selvas Mixtas	Paraná	Entre Ríos	Ba, Bf, Le, Lg, Llat, Lm, Lo, Pb, Hn, Hp, Sn, Ssq, Eb
31° 43' S	60° 31' O	Remanente Selvas Mixtas-Espinal	Paraná (Parque Urquiza, nuevo)	Entre Ríos	Ba, Bf, Bp, Lch, Le, Lg, Llat, Lm, Lo, Oa, Pa, Pb, Hn, Hs, Hp, Sn, Sa, Ssq, Eb
31° 44' 36'' S	60° 19' 40'' O	Áreas Agrícolas	La Picada	Entre Ríos	Bf, Bp, Lg, Lm, Llat, Lch, Lo, Oa, Pb, Pa, Pf, Hn, Lli, Eb
31° 44' 4'' S	60° 28' 10'' O	Vera Rutas	Paraná	Entre Ríos	Ba, Llat, Lm, Lo, Sn
31° 44' 49'' S	60° 24' 36'' O	Áreas Agrícolas	Acceso Norte	Entre Ríos	Lm, Pf, Hn, Sn
31° 45' S	60° 22' O	Vera Rutas	Vera Rutas 12	Entre Ríos	Llat, Lm, Pb, Hn, Sn
31° 45' 17'' S	60° 22' 36'' O	Áreas Agrícolas	Sauce Montrul	Entre Ríos	Bp, Llat, Lm, Pb, Pa, Sn
31° 45' S	60° 22' O	Remanente Selvas Mixtas	Camino Costero	Entre Ríos	Ll, Le, Lm, Pb, Hn, Sn, Sa
31° 49' 9'' S	60° 31' 7'' O	Áreas Urbanas	Oro Verde	Entre Ríos	Ba, Lo, Pb, Oa, Sn, Sa
31° 55' 27'' S	60° 34' 37'' O	Áreas Agrícolas	Entre Aldea Brasileira y Diamante	Entre Ríos	Lg, Llat, Lm, Lo, Pb, Oa, Hn, Sn, Sa
31° 6' 33'' S	60° 43' 38'' O	Áreas Agrícolas	Santa Fe	Santa Fe	Lg, Lm, Pb
31° 62' 8'' S	60° 6' 51'' O	Vera Rutas	Helvecia	Santa Fe	Bp

ANEXO II. Ficha modelo de recolección de datos de campo

Provincia:	Zona:	Superficie (m ²):	Estación:	Fecha:		
Coordenadas:	S	O	altitud:	Forma de recorrido:		
Hora de inicio:	final:		Observador/es:			
Activ./diurna:	Crepuscular:		Nocturna (luna):			
T° ambiente:	T° agua:	H°:	Prof. agua:	pH:		
Origen cuerpo de agua:			Antropización: 1 2 3 4 5			
Turbiedad	Descripción ambiente (vegetación)		Fauna asociada:			
0 1 2 3 4 5	% arbórea % arbustiva % herbácea Otros:					
Distancia centro urbano (Km):			Distancia remanente (Km):			
Lluvias:			Distancia a ruta (Km):			
Interdistancia (Km):			Estado del clima:			
Género/Especie		Distancia (posic. horizontal)			Sustrato	
		Tipo muestreo	> 1,5 m	< 1,5 m	Tipo/sp vegetal	Posición vert.
1		A J R P				
2		A J R P				
3		A J R P				
4		A J R P				
5		A J R P				
6		A J R P				
7		A J R P				
8		A J R P				
9		A J R P				
10		A J R P				
11		A J R P				
12		A J R P				
13		A J R P				
14		A J R P				
15		A J R P				

(e) Punto escucha; (v) Punto visual, (c) captura, (A) adulto, (J) Juvenil, (R) Renacuajo, (P) Puesta

ANEXO III. Sistema de Información (Geográfica) de Anfibios Anuros

Índice de láminas y leyendas	Pags.
Lámina 1.....	214
Imagen MMRS/SAC-C. (A): Falso color compuesto, bandas 3-4-5; (B) Clasificación digital.	
Lámina 2.....	215
Índice de vegetación normalizado (NDVI) aplicado a imagen MMRS/SAC-C Los verdes más intensos estarían indicando vegetación más vigorosa.	
Lámina 3.....	216
Discriminación de las coberturas del suelo y asignación de colores. Imagen MMRS/SAC-C. (A) Sistema Hidrológico; (B) Vegetación Natural Alta, (C) Vegetación Natural Baja; (D) Otras Tierras Forestales; (E) Otras Tierras y (F) Áreas Agrícolas.	
Lámina 4.....	217
Proceso de Fragmentación en el área de estudio. (BR) Bosques rurales, (BNA) Bosques naturales abiertos, (AA) Áreas agrícolas, (R E-SM) Remanentes Transicionales Espinal-Selvas Mixtas, flechas blancas: avance frontera agrícola por deforestación, flechas grises: caminos y rutas principales, flechas negras: urbanización.	
Lámina 5.....	218
Diseño final de base de datos para el SIA (formato Excel, xls). (A) Registros a campo de anfibios y características detalladas de cada sitio, (B) Ejemplares de referencia.	
Lámina 6.....	219
Diseño final de base de datos para el SIA (formato DBase, dbf).; (A) Base de datos de campo asociada al SIA, (B) Base de datos de por especie y (C) Ejemplares de cada especie colectados y depositados en una colección de referencia (PL).	
Lámina 7.....	221
Vinculación de base de datos de campo (A, círculos en rojo) y ejemplares de referencia con la cartografía vectorial (B, triángulos de diferentes colores correspondiente a cada especie)	
Láminas 8.....	222
Vinculación de las bases de datos con la imagen satelital en composición color 3-4-5 (A), clasificación digital (B) y mapas temáticos (Sistema hidrológico y vegetación natural) (C). En círculos de color rojo se indica la riqueza de anuros, en amarillo el sitio seleccionado.	
Lámina 9.....	224

Localización de los sitios de muestreo sobre la cartografía vectorial (A) y sus respectivos números de especies (B). Los círculos en color rojo indican tendencia de riqueza de anuros en aumento.

Lámina 10.....225

Riqueza de anuros y su relación con la composición del paisaje y coberturas del suelo. En líneas blancas se indican las áreas de mayor número de especies correspondientes a Chaco Húmedo (---), Selvas Mixtas (-.-.-), áreas transicionales de las eco-regiones Chaco Húmedo-Espinal (_ _) y Espinal- Selvas Mixtas (____) y en líneas negras, las de menor riqueza (- .. - .. - ..).

Lámina 11.....226

Tipos de ambientes estudiados y su especie de anuro representativa. Remanentes Chaco Húmedo (R-Ch), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agroecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR).

Microsoft Excel - listacampo1

Archivo Edición Ver Insertar Formato Herramientas Datos Ventana Traducción

Times New Roman 8

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	Especie	Estadío	Abund.	Activ.	Col.	Origen	Permanencia	Corriente	Coordenadas	Habitat	Localidad	Provincia	Fecha
2	<i>L. ocellatus</i>	adulto	7 v	si	fluvial	semi-permanente	léntico		31° 39' 31" S-60° 41' 30" O	gramillar	Isla Singadero	Santa Fe	04/01/00
3	<i>H. raniceps</i>	adulto	1 v	si	fluvial	semi-permanente	léntico		31° 39' 31" S-60° 41' 30" O	Sauzal	Isla Singadero	Santa Fe	04/01/00
4	<i>H. nana</i>	adulto	1 v	si	fluvial	semi-permanente	léntico		31° 39' 31" S-60° 41' 30" O	Hidrófitas flot.	Isla Singadero	Santa Fe	04/01/00
5	<i>H. punctata</i>	adulto	1 v	si	fluvial	semi-permanente	léntico		31° 39' 31" S-60° 41' 30" O	Hidrófitas flot.	Isla Singadero	Santa Fe	04/01/00
6	<i>Ph. biligonigeru</i>	adulto	3 v	no	phuvial	semi-permanente	léntico		31° 43' 59" S-60° 31' 7,3" O	carriçal	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
7	<i>S. acuminata</i>	adulto	2 v	no	phuvial	semi-permanente	léntico		31° 43' 59" S-60° 31' 7,3" O	carriçal	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
8	<i>S. nasica</i>	larvas	5 v	si	phuvial	semi-permanente	léntico		31° 43' 59" S-60° 31' 7,3" O	cuerpo agua	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
9	<i>L. latinasus</i>	adulto	5 c	no	fluvial	temporal	lótico		31° 45' 17" S-60° 22' 36" O	gramillar	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
10	<i>Ph. biligonigeru</i>	adulto	3 c	no	fluvial	temporal	lótico		31° 45' 17" S-60° 22' 36" O	gramillar	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
11	<i>L. elenae</i>	adulto	1 c	no	fluvial	temporal	lótico		31° 45' 17" S-60° 22' 36" O	gramillar	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
12	<i>Ph. biligonigeru</i>	adulto	8 c	no	phuvial	semi-permanente	léntico		31° 43' 49" S-60° 28' 5" O	cuerpo agua	Paraná	Entre Ríos	22/01/00
13	<i>L. mystacinus</i>	adulto	3 c	no	phuvial	semi-permanente	léntico		31° 43' 49" S-60° 28' 5" O	gramillar	Paraná	Entre Ríos	22/01/00

Lam. 5 A

Microsoft Excel - sigmuseos [Sólo lectura]

Archivo Edición Ver Insertar Formato Herramientas Datos Ventana Acrobat

Arial 10

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	ejempl	Especie	Estadío	Lugar colecta	Localidad	Provincia	Latitud (S)	Longitud (O)	Fecha col	colec	N° de col.	
2	1	<i>H. raniceps</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	05/01/01	PR	14	
3	1	<i>H. raniceps</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	05/01/01	PR	85	
4	1	<i>H. raniceps</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	05/01/01	PR	86	
5	1	<i>H. nana</i>	adulto	Aeropuerto	Resistencia	Chaco	27° 26' 11,5"	59° 02' 0,18"	05/01/01	PR	87	
6	1	<i>P. biligonigerus</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	06/01/01	PR	94	
7	1	<i>L. chaquensis</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	04/01/01	PR	478	
8	1	<i>L. ocellatus</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	04/01/01	PR	915	
9	1	<i>L. latinasus</i>	adulto	Entrada Isla Ceri	Antequera	Chaco	27° 52' 03"	58° 52' 33,8"	04/01/01	PR	916	
10	1	<i>B. granulosus n</i>	adulto	Aeropuerto	Resistencia	Chaco	27° 26' 11,5"	59° 02' 0,18"	06/01/01	PR	917	
11												
12												
13												
14												
15												
16												

Lam. 5 B

ArcView GIS 3.2

File Edit Table Field Window Help

0 of 155 selected

Attributes of Finaltesisd.shp

Shape	X_coord	Y_coord	Latitud	Longitud	N_de_espa	Descripción
Point	6734032.280	4074967.11700	29° 23' 59,82"S	60° 04' 55,2" O	5	vera ruta
Point	6734972.196	4077806.27100	29° 23' 24,78"S	60° 03' 12,24" O	5	vera ruta
Point	6744867.613	4097302.74100	29° 17' 32,52"S	59° 51' 32,52" O	5	vera ruta
Point	6745464.795	4098029.72900	29° 17' 12" S	59° 51' 6,9" O	5	vera ruta
Point	6771824.032	4123813.38300	29° 02' 16,44"S	59° 36' 10,5" O	8	vera ruta
Point	6773383.867	4124151.51300	29° 01' 25,5" S	59° 36' 1,2" O	11	remanente fluvial-chaco h
Point	6902624.604	4161963.95000	27° 50' 48,24"S	59° 17' 18,96" O	6	suburbio
Point	6905044.457	4161924.95600	27° 49' 30,24"S	59° 17' 25,2" O	3	vera ruta
Point	6907316.846	4163114.74000	27° 48' 14,82"S	59° 16' 46,56" O	3	vera ruta
Point	6914224.268	4166833.43700	27° 44' 25,38"S	59° 14' 45,48" O	3	vera ruta
Point	6907485.486	4213785.21700	27° 46' 36,18"S	58° 46' 9,8" O	7	cultivo
Point	6900989.363	4213588.31000	27° 50' 5,9" S	58° 46' 3" O	6	vera ruta
Point	6897900.820	4213865.76800	27° 51' 44,9" S	58° 45' 46,3" O	6	vera ruta
Point	6889411.163	4210668.76600	27° 56' 24,6"S	58° 47' 24" O	8	remanente fluvial
Point	6476005.74	4037080.02000	31° 40' 29" S	60°20'13" O	23	remanente fluvial-espinal

continuación

ArcView GIS 3.2

File Edit Table Field Window Help

0 of 155 selected

Attributes of Finaltesisd.shp

Localidad	Provincia	Alteración	Tipo ambiente	Species	Diversidad
Aº El Toba	Santa Fe	Deforestaciones	Fluvial-permanente	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn	0.654
Ruta 11	Santa Fe	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn	0.638
Ruta 11	Santa Fe	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn	0.649
Aº El Palmar	Santa Fe	Deforestaciones	Fluvial-permanente	Bp, Ba, Lch, Lm, Sn	0.676
A km Villa Ocampo	Santa Fe	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Bp, Bf, Ba, Lo, Lch, Hp, Hn, E	0.86
Ruta 11	Chaco	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Ba, Bgm, Lch, Phy, Sa, Eb	0.739
Aº Saladillo	Chaco	Deforestaciones	Fluvial-permanente	Ba, Lch, Eb	0.469
Ruta 11	Chaco	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Ba, Lch, Eb	0.439
Ruta 11	Chaco	Deforestaciones	Pluvial-temporal	Ba, Lch, Eb	0.477
Arrozal	Corrientes	Cultivo de arroz	Pluvial-semi-permanente	Ba, Lg, Ll, Pa, Ps, Hn, Ppp	0.783
Derqui	Corrientes	Deforestación	Pluvial-temporal	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Sn	0.709
Aº Derqui	Corrientes	Deforestación	Fluvial-permanente	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Sn	0.74
Empedrado	Corrientes	Deforestación	Pluvial-temporal	Bp, Ba, Lo, Ll, Hn, Hs, Sn, Lli	0.847
Parque General San Martín	Entre Ríos	Inundaciones	Fluvial-permanente	Ba, Bf, Bp, Lo, Lm, Ll, Lch, Lg	1.286

Lam. 6 A

ArcView GIS 3.2

File Edit Table Field Window Help

1 of 52 selected

Attributes of Pbiligonigerus - campo.shp

Shape	X_cord	Y_cord	Latitud	Longitud	Especie	Género	Familia	Descripción
Point	6485967.278	4003798.21600	31° 39' 31" S	60° 41' 30" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Laguna desborde
Point	6487408.157	3993813.40700	31° 39' 0" S	60° 47' 50" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Rotonda Santo Tomé
Point	6487880.156	4005675.23900	31° 38' 26.2" S	60° 40' 22.6" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Vera ruta 1
Point	6487885.554	4005691.38200	31° 38' 26" S	60° 40' 22" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	vera ruta 1
Point	6501758.846	4006660.34200	31° 30' 56" S	60° 40' 11" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Quintal
Point	6512411.669	4063162.76900	31° 23' 28" S	60° 5' 2" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Pueblo Brugo
Point	6521933.994	4044604.67800	31° 19' 2.2" S	60° 16' 59.5" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Campo cultivado
Point	6528594.449	4096450.23600	31° 13' 56" S	59° 44' 44" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Vera cultivos
Point	6529400.143	3998545.28200	31° 16' 15" S	60° 46' 7" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Vera ruta 11
Point	6531497.190	4073766.12500	31° 13' 3.1" S	59° 59' 2.2" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Campo privado, vera r
Point	6547171.933	4003353.15600	31° 6' 33" S	60° 43' 38" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Vera ruta 11
Point	6604822.623	4076934.65100	30° 33' 29.8" S	59° 59' 32" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Remanente espinal
Point	6643575.946	4043269.51400	30° 13' 34" S	60° 21' 41" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Area de cultivos
Point	6732692.429	4046998.26100	29° 25' 28" S	60° 22' 4.9" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Remanente espinal
Point	6762379.092	4118850.82600	29° 7' 30" S	59° 38' 54" O	P. biligonigerus	Physalaemus	Leptodactylidae	Laguna desborde

continuación

ArcView GIS 3.2

File Edit Table Field Window Help

1 of 52 selected

Attributes of Pbiligonigerus - campo.shp

Hábitat	Tipo amb	Localidad	Provincia	Estadio	Nº adulto	Nº larva	Nº juvenil	Nº puesta
Cuerpo agua	Fluvial, semi - permanente	Isla Sirgadero	Santa Fe	Larva	16.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Pajonal	Pluvial, semi - permanente	Santo Tomé	Santa Fe	Adulto	8.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Zona Rincón	Pluvial, temporal	Zona Rincón	Santa Fe	Puesta	0.00000	0.00000	0.00000	30.00000
Cuerpo agua, gramillar	Fluvial, semi - permanente	Zona Rincón	Santa Fe	Adulto	2.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Gramillar	Pluvial, temporal	Laguna Paiva	Santa Fe	Adulto, puesta	1.00000	0.00000	0.00000	1.00000
Cuerpo agua, gramillar	Pluvial, temporal	Pueblo Brugo	Entre Ríos	Adulto, larva	1.00000	10.00000	0.00000	0.00000
Entre rastrojos de trigo	Pluvial, temporal	Santa Fe	Santa Fe	Adulto	10.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Gramillar	Pluvial, temporal	Cerrito	Entre Ríos	Adulto	4.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Cuerpo agua	Pluvial, temporal	Nelson	Santa Fe	Larva	0.00000	30.00000	0.00000	0.00000
Hidrófitas arraigadas, caraguatá	Pluvial, semi - permanente	Hernandarias	Entre Ríos	Adulto, larva, juvenil	18.00000	40.00000	15.00000	0.00000
Campo cultivado	Pluvial, temporal	Santa Fe	Santa Fe	Adulto	5.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Gramillar	Pluvial, semi - permanente	San Javier	Santa Fe	Adulto	12.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Cuneta	Pluvial, temporal	La Criolla	Santa Fe	Adulto	2.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Gramillar	Pluvial, semi - permanente	Vera	Santa Fe	Adulto	5.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Hidrófitas flotantes	Fluvial, semi - permanente	Reconquista	Santa Fe	Adulto	1.00000	0.00000	0.00000	0.00000

Lam. 6 B

ArcView GIS 3.2

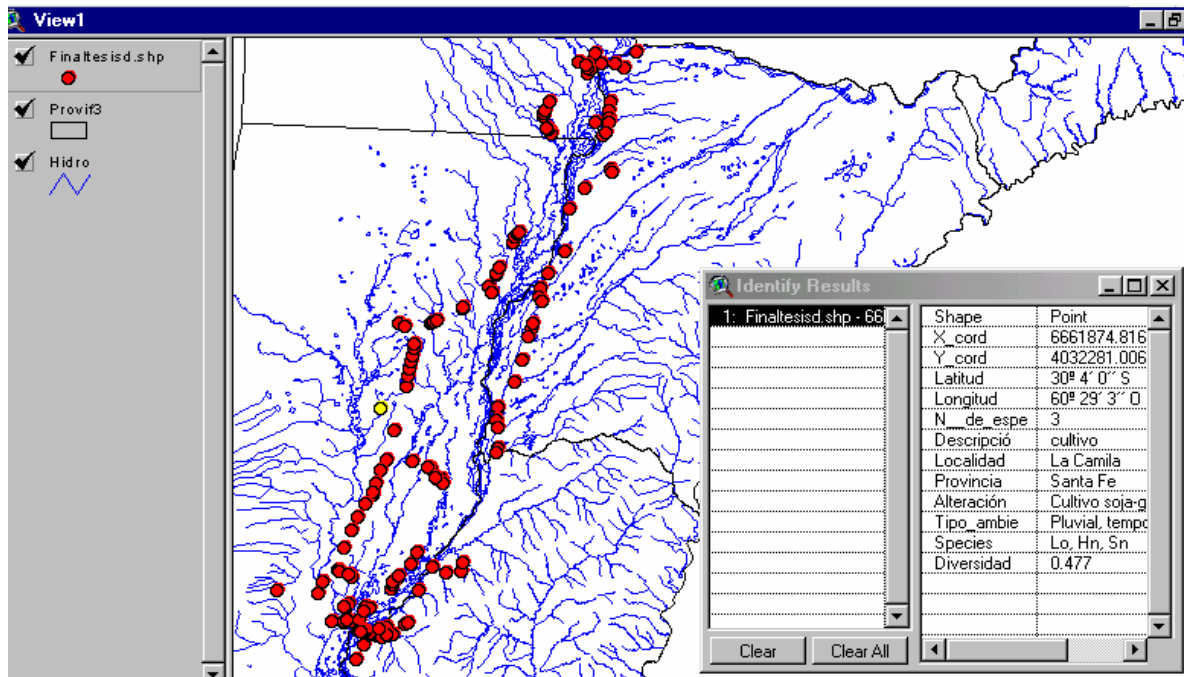
File Edit Table Field Window Help

1 of 10 selected

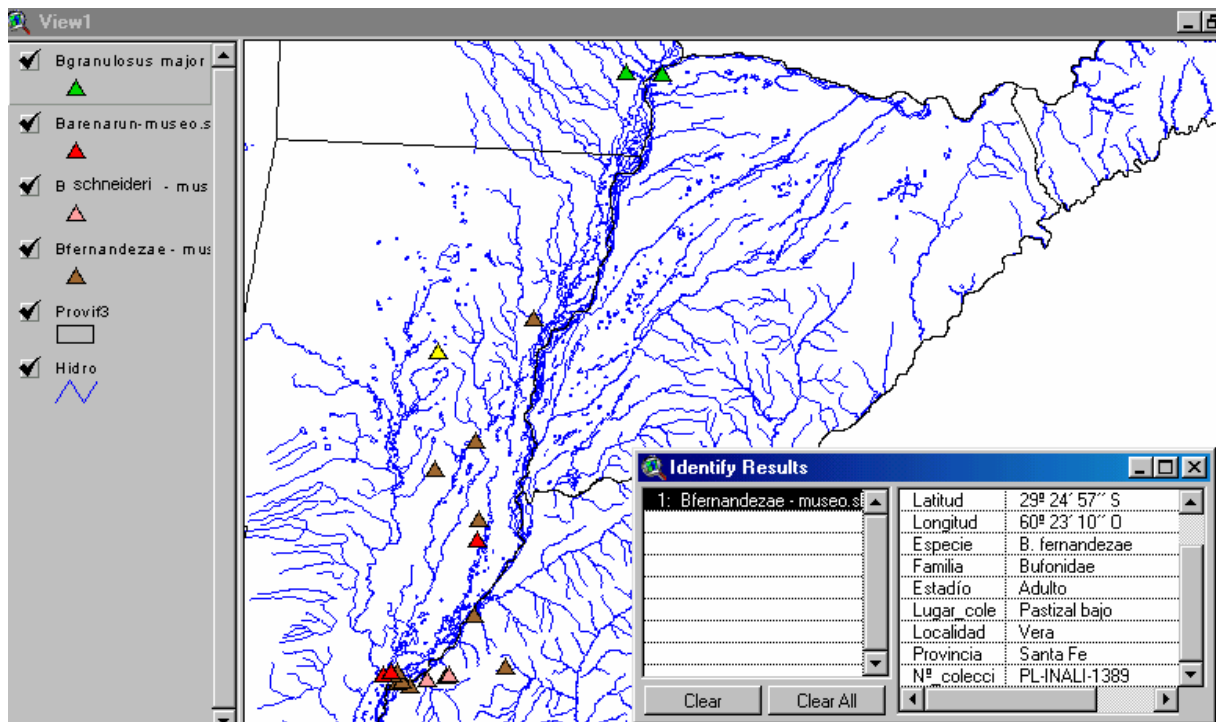
Attributes of Pbiligonigerus - museo.shp

X_cord	Y_cord	Latitud	Longitud	Especie	Estadio	Lugar cole	Localidad	Provincia	Nº de s
6476880.750	4019819.697	31° 43' 59" S	60° 31' 7.3" O	P. biligonigerus	Adulto	Parque Urquiza	Paraná	Entre Ríos	PL-130
6482477.485	4037418.588	31° 40' 29" S	60° 20' 13" O	P. biligonigerus	Adulto	Reserva Nat. Parque	La Picada	Entre Ríos	PL-189
6487872.325	4009740.184	31° 38' 26" S	60° 40' 22" O	P. biligonigerus	Adulto, larva	Laguna UNL - Paraje	Isla Sirgadero, Santa Fe	Santa Fe	PL-242
6529614.237	3999246.189	31° 16' 7" S	60° 45' 41" O	P. biligonigerus	Larva	Laguna Nelson	Nelson	Santa Fe	PL-260
6531497.190	4073766.125	31° 13' 3.1" S	59° 59' 2.2" O	P. biligonigerus	Larvas	Campo privado	Hernandarias	Entre Ríos	PL-290

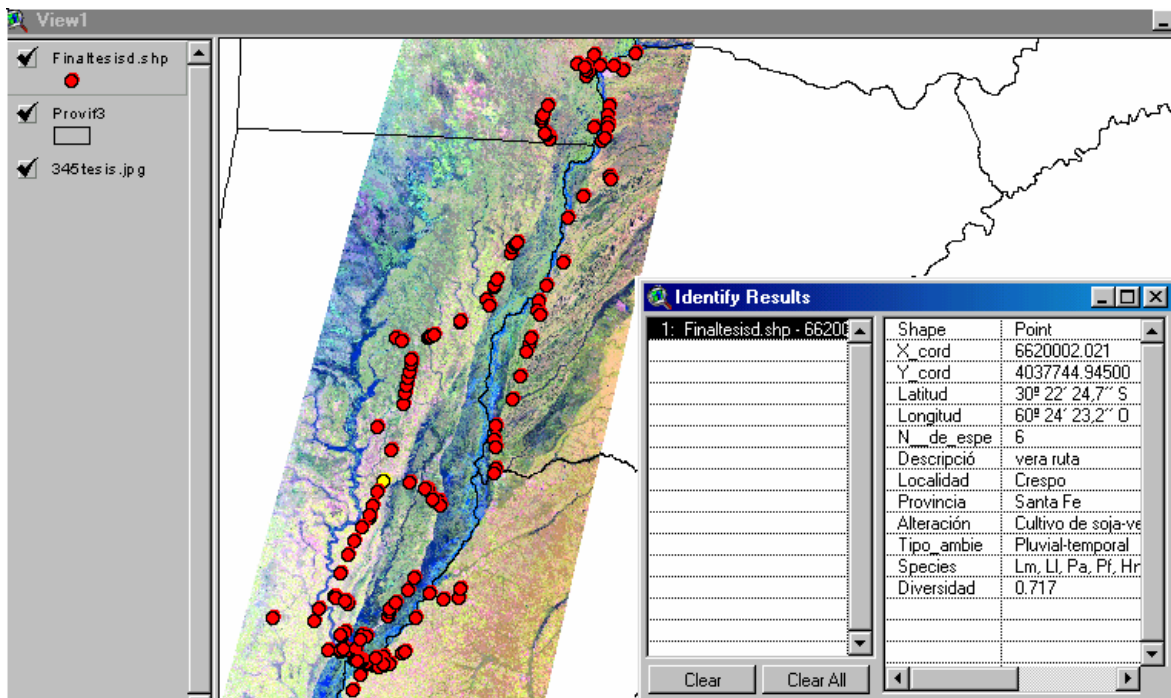
Lam. 6 C



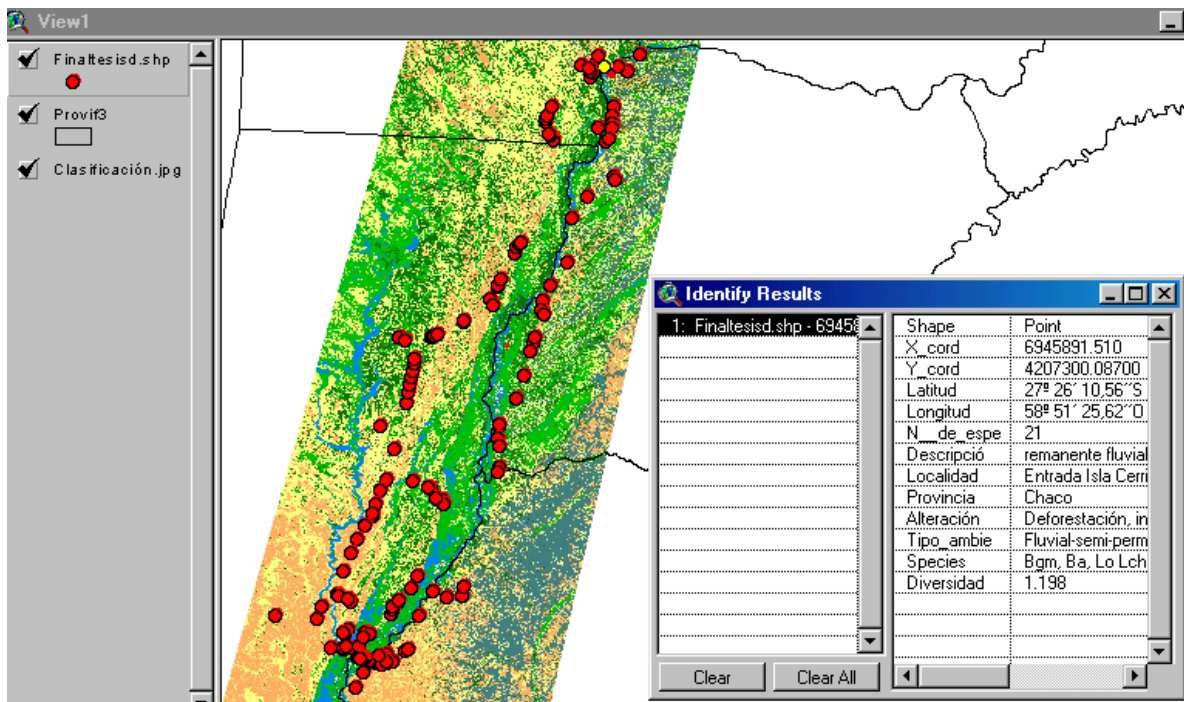
Lam. 7 A



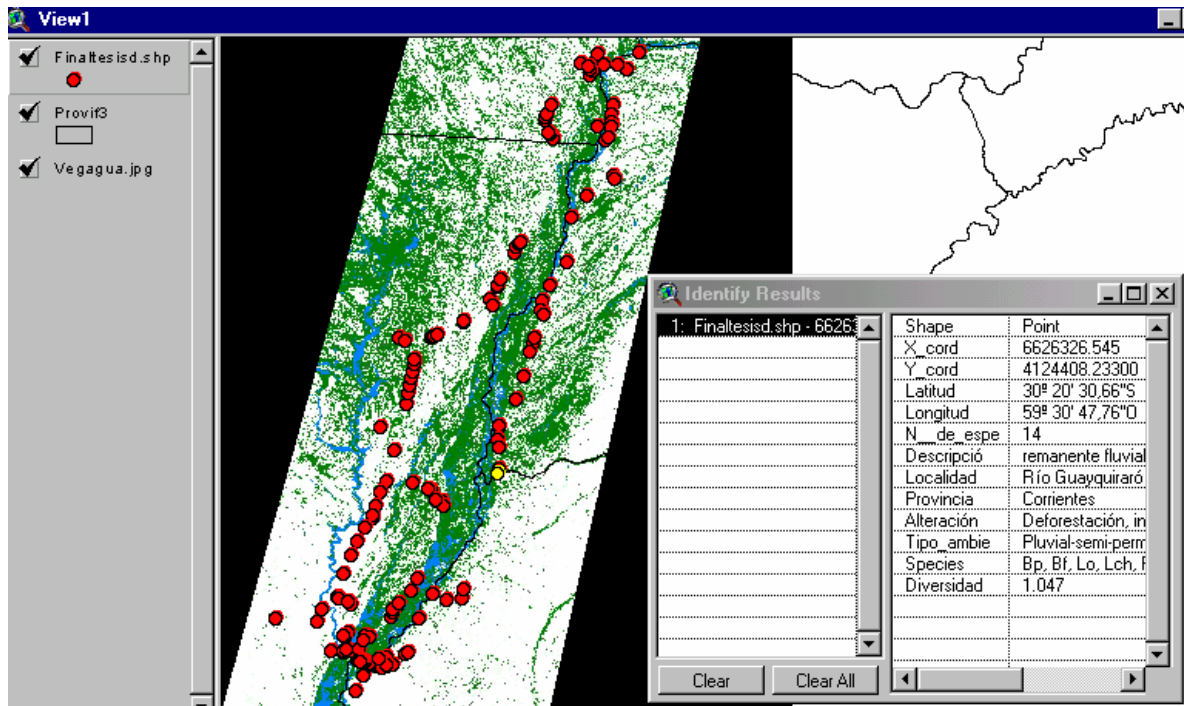
Lam. 7 B



Lam. 8 A



Lam. 8 B



Lam. 8 C

ANEXO IV. Distribución Espacial y Modelado Cartográfico

Índice de láminas y leyendas	Pags.
Lámina 12.....	232
Distribución espacial de la Familia Bufonidae. A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 13.....	233
Distribución espacial de <i>Bufo arenarum arenarum</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 14.....	234
Distribución espacial de <i>Bufo schneideri</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 15.....	235
Distribución espacial de <i>Bufo fernandezae</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 16.....	236
Distribución espacial de <i>Bufo granulosus major</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 17.....	237
Distribución espacial de <i>Bufo bergi</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 18.....	238
Distribución espacial de <i>Melanophryniscus cupreuscapularis</i> (■) y <i>Melanophryniscus klappenbachi</i> (●). A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 19.....	239
Distribución espacial de la Familia Leptodactylidae. A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	

Lámina 20.....	240
Distribución espacial de <i>Adenomera diptyx</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 21.....	241
Distribución espacial de <i>Leptodactylus ocellatus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 22.....	242
Distribución espacial de <i>Leptodactylus chaquensis</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 23.....	243
Distribución espacial de <i>Leptodactylus gracilis</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 24.....	244
Distribución espacial de <i>Leptodactylus mystacinus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 25.....	245
Distribución espacial de <i>Leptodactylus latinus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 26.....	246
Distribución espacial de <i>Leptodactylus bufonius</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 27.....	247
Distribución espacial de <i>Leptodactylus elenae</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 28.....	248
Distribución espacial de <i>Leptodactylus podicipinus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	

Lámina 29.....	249
Distribución espacial de <i>Physalaemus biligonigerus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 30.....	250
Distribución espacial de <i>Physalaemus albonotatus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 31.....	251
Distribución espacial de <i>Physalaemus riograndensis</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 32.....	252
Distribución espacial de <i>Physalaemus santafecinus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 33.....	253
Distribución espacial de <i>Pseudopaludicola falcipes</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 34.....	254
Distribución espacial de <i>Odontophrynus americanus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 35.....	255
Distribución espacial de <i>Ceratophrys cranwelli</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 36.....	256
Distribución espacial de la Familia Hylidae. A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 37... ..	257
Distribución espacial de <i>Phyllomedusa hypochondrialis azurea</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	

Lámina 38.....	258
Distribución espacial de <i>Phrynohyas venulosa</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 39.....	259
Distribución espacial de <i>Hyla pulchella</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 40.....	260
Distribución espacial de <i>Hyla nana</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 41.....	261
Distribución espacial de <i>Hyla sanborni</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 42.....	262
Distribución espacial de <i>Hyla raniceps</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 43.....	263
Distribución espacial de <i>Hyla punctata rubrolineata</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 44.....	264
Distribución espacial de <i>Scinax nasicus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 45.....	265
Distribución espacial de <i>Scinax squalirostris</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 46.....	266
Distribución espacial de <i>Scinax acuminatus</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 47.....	267
Distribución espacial de <i>Scinax berthae</i> . A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.	
Lámina 48.....	268

Distribución espacial de *Scinax fuscmarginatus*. A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.

Lámina 49.....269

Distribución espacial de *Pseudis paradoxus platensis* (●) y *Pseudis paradoxus occidentalis* (■). A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.

Lámina 50.....270

Distribución espacial de *Lysapsus limellus*. A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.

Lámina 51.....271

Distribución espacial de *Elachistocleis bicolor* (Microhylidae). A) Relación con el sistema hidrográfico y B) Relación con el tratamiento digital y coberturas de uso de suelo del área de estudio.

Lámina 52.....272

Distribución espacial porcentual de la diversidad de anfibios anuros en el total del área de estudio.

Lámina 53.....273

Extensiones de áreas prioritarias de conservación. Remanentes Chaco Húmedo (R-Ch), Espinal (R-E), Selvas Mixtas (R-SM), remanentes transicionales Chaco húmedo-Selvas Mixtas (RT-CH-SM), Espinal-Selvas Mixtas (RT-E-SM), agro-ecosistemas (AGR), sitios urbanos (U) y vera de rutas (VR), Vegetación natural alta (VNA) y baja (VNB).

ANEXO V. Muestra del Funcionamiento del SIA





Fotos de tapa: *Dendropsophus sanborni* (Foto: Peltzer & Lajmanovich)
Foto contratapa: *Pseudis paradoxus platensis* (Foto: Peltzer & Lajmanovich).
Fotografía aérea, muestra área de estudio (Foto: I Brigada Aérea Paraná).
Ambiente Ripario (Foto: Peltzer & Lajmanovich).