

PASANTÍA DE GRADO

**ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA
ARANEOFAUNA DE CAMPO
NATURAL SOBRE BASALTO
BAJO DIFERENTES MANEJOS
GANADEROS**

Álvaro Joaquín Laborda Turrión
Licenciatura en Ciencias Biológicas

Tutor: Dr. Miguel Simó
Sección Entomología, Facultad de Ciencias

Co-Tutor: Ing. Agr. Oscar Blumetto
Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria

Laboratorio de Ejecución: Sección Entomología.
Facultad de Ciencias
UdelaR
Montevideo, Uruguay

INDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
2. OBJETIVO GENERAL	5
2.1. Objetivos específicos	5
3. MATERIALES Y MÉTODOS	5
3.1. Área de estudio	5
3.2. Muestreos	6
3.3. Análisis del material	7
3.4. Análisis estadísticos	7
4. RESULTADOS	8
4.1. Composición de especies y abundancia	8
4.2. Evaluación de métodos de recolección	11
4.3. Variación estacional	13
4.4. Curvas de acumulación de especies y estimadores	14
4.5. Similaridad	15
4.6. Estructura	16
5. DISCUSIÓN	18
5.1. Composición de especies y abundancia	18
5.2. Evaluación de métodos de recolección	18
5.3. Variación estacional	19
5.4. Curvas de acumulación de especies y estimadores	20
5.5. Similaridad	21
5.6. Estructura	21
5.7. Conclusiones finales	21
6. BIBLIOGRAFÍA	23

1. INTRODUCCIÓN

En Uruguay el campo natural es el sustento de la ganadería y por lo tanto el principal recurso natural renovable del país. Estos ambientes cumplen una función productiva, y participan en los procesos geofísicos de los suelos y el sostén de la biodiversidad de país integrando complejas tramas tróficas (Berretta. 2009).

El aumento en la presión ejercida por el desarrollo de actividades humanas para la explotación de recursos naturales hace necesario contar con herramientas que nos permitan detectar perturbaciones en los ambientes y conocer el estado de conservación de los mismos. Identificar taxones indicadores resulta esencial para evaluar el grado de perturbación que presenta un campo natural, y aplicarlo en la elaboración de planes de manejo de estos ambientes (Avalos *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2004).

Los artrópodos terrestres por su sensibilidad y respuesta rápida a las perturbaciones de hábitat resultan ser indicadores biológicos muy convenientes. Adicionalmente, su estudio se realiza mediante muestreos sencillos y eficientes con un bajo costo (Gardner *et al.* 2008).

El orden Araneae ocupa el séptimo lugar en cuanto a riqueza específica dentro del reino Animal (Coddington & Levi, 1991). Las arañas son los artrópodos depredadores generalistas más abundantes en la mayoría de los ecosistemas terrestres; regulan las poblaciones de herbívoros y ocupan un lugar estratégico en las redes tróficas (Lawrence & Wise, 2000; Ferris *et al.*, 2000). Están involucradas en importantes procesos biológicos en la mayoría de los hábitats (Van Hook, 1971, Ziesche & Roth, 2008).

El uso de las arañas como bioindicadores de cambios en el ambiente ha sido estudiado desde la década de los 70 en el centro de Europa y se han ampliado notoriamente este tipo de estudios hasta el presente. Para citar algunos ejemplos, Kremen *et al.* (1993) plantea que el monitoreo de artrópodos terrestres puede indicar tempranamente perturbaciones ecológicas y efectos causados por la fragmentación de áreas naturales. Cardoso *et al.* (2004) proponen que el análisis en una comunidad de arañas de una familia o un grupo de pocas familias puede predecir el número total de arañas independientemente del esfuerzo de muestreo, la localización geográfica y el tipo de hábitat estudiado. Scott *et al.* (2006) estudiando ambientes de ciénagas en Inglaterra hallaron que las arañas reflejan el estado de conservación de toda la fauna de artrópodos de las zonas estudiadas. Ziesche & Roth (2008) encontraron que la comunidad de arañas

de suelo dependen de condiciones determinadas de humedad, temperatura, cobertura vegetal y tipo de suelo y por lo tanto son muy sensibles a cambios en estos parámetros y buenos indicadores de perturbaciones en el ambiente.

Existen evidencias experimentales de que las alteraciones en el hábitat por perturbaciones producen cambios estructurales en las comunidades de arañas (Pearce *et al.*, 2004; Oxbrough *et al.*, 2005; Finch & Szumelda, 2007).

En Uruguay se han realizado estudios de comunidades de arañas con variados enfoques. Algunos están enmarcados en relevamientos de fauna para la elaboración de planes de manejo de áreas consideradas con prioridad para su conservación como la Quebrada de los Cuervos (Viera *et al.* 1990; Simó *et al.*, 1994) y los Esteros de Farrapos (Simó & Benamú. 2002). También se ha estudiado la araneofauna en zonas serranas del sur-este del país (Costa *et al.* 1991; Pérez-Miles. 1993) y en ambientes costeros del Río de la Plata (Costa *et al.* 2006).

Algunos estudios se realizaron en Uruguay relacionando la comunidad de arañas con la evaluación de impacto ambiental. Gudynas *et al.* 1992, estudiaron la recolonización de arácnidos en una zona ya relevada de Sierra de las Animas; Pérez-Miles *et al.* 1999 analizaron la comunidad de arañas en una zona fuertemente antropizada como es el Cerro de Montevideo, donde identificaron especies relictuales de la fauna original de dicho ambiente. Ghione *et al.* (2007) estudiaron el impacto de los incendios sobre la aracnofauna criptozoica en Sierra de las Animas. Recientemente se realizaron estudios sobre la diversidad de arañas en zonas de elevada influencia industrial ubicadas en las inmediaciones de la ciudad de Fray Bentos con la finalidad de comparar con monitoreos posteriores (Pérez-Miles *et al.* 2009).

En el Uruguay la producción ganadera se obtiene en sistemas pastoriles a cielo abierto donde el 71,1 % de la superficie empleada son campos naturales (Berretta. 2009). Sin embargo no se han desarrollado estudios sistematizados sobre la estructura y composición de la comunidad de arañas en campos naturales del Uruguay. En virtud de ello, el inicio de estudios en diversidad de arañas en praderas del Uruguay permitirá conocer el ensamble que las comunidades de este grupo establecen en este tipo de ecosistema. A su vez, esta iniciativa permitirá evidenciar los grados de perturbación que puedan existir en este tipo de ambiente y así poder ajustar planes de manejo productivo que busquen preservar la biodiversidad.

2. OBJETIVO GENERAL

Conocer y comparar la estructura y composición de la comunidad de arañas de un campo natural con dos tipos diferentes de manejo ganadero: 1) ganado bobino y ovino y 2) ganado bobino y venados.

2.1. Objetivos específicos

- Conocer la composición taxonómica de la araneofauna del campo natural sobre basalto con dos modalidades de pastoreo basadas en diferentes categorías ganaderas.
- Identificar los principales gremios funcionales de la comunidad de arañas.
- Analizar comparativamente la diversidad entre ambos sitios.
- Reconocer las especies tipificantes y discriminantes para cada lugar.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio: Se trabajó en el establecimiento “Los Venados”, ubicado en el departamento de Salto, en la cuenca del Arroyo Areunguá y cuya superficie total es de 4500 ha. Se eligieron como sitios de estudio dos potreros (Fig.1), el primero llamado “El Perado” con una superficie de 507 ha en con una carga anual promedio de novillos, equivalente a 0.6 unidades ganaderas (UG) por hectárea, los cuales conviven con una población de unos 350 Venados de Campo, *Ozotoceros bezoarticus*. El segundo potrero llamado “El Corral” posee una superficie de 412 has, y pastoreo mixto con una carga promedio de 0.52 UG/há en vacas de cría y 0.2 UG/há en ovejas de cría y con una menor presencia de venados, la que ronda los 10 ejemplares en promedio.



Figura 1. Ubicación de los potreros elegidos para realizar los muestreos.

3.2. Muestreos: Se realizaron cuatro muestreos estacionales correspondientes a los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre del 2010. Se instalaron en cada potrero 12 trampas de caída de 30 cm diámetro por 36 cm de profundidad, que estuvieron activas durante tres días y tres noches. Se dispusieron en tres unidades muestrales separadas a un kilómetro aproximadamente de distancia, cada una con cuatro trampas. Las trampas estaban unidas entre sí por barreras de malla plástica de 8 metros (Fig. 2). Como método de recolección directa diurno se empleó el segado con red entomológica (Fig. 3A), considerando una muestra al equivalente de veinte pases sobre la vegetación. Se tomaron diez muestras con este método en cada uno de los potreros. Un tercer método de muestreo directo empleado fue la recolección manual nocturna (Fig. 3B), siendo la unidad muestral media hora de trabajo, con una réplica en cada potrero. Las arañas recolectadas se colocaron en bolsas de polipropileno debidamente rotuladas y fijadas en alcohol al 70% hasta su traslado al laboratorio.



Figura 2. Trampas de caída. A) vista general, B) Recipiente central, C) Recipiente colocado en uno de los brazos.

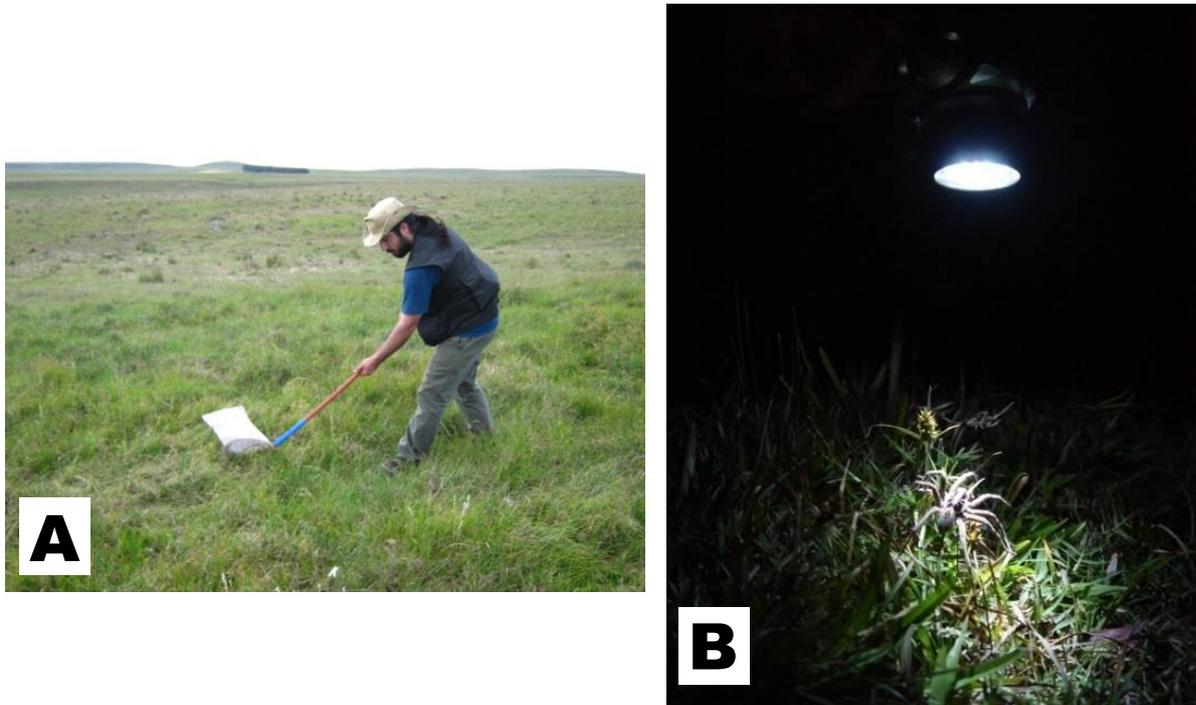


Figura 3. A) Recolección mediante segado con red entomológica sobre la vegetación herbácea. B) Recolección manual nocturna usando linternas de cabeza

3.3. Análisis del material: En el laboratorio el material se separó en familias y se identificaron a nivel de especies y/o morfoespecies, utilizando lupas estereoscópicas, claves y revisiones taxonómicas. Para este trabajo se informatizaron los datos en una planilla de cálculo y se elaboró una base de datos fotográfica para el reconocimiento de las especies.

El material se depositó en la colección aracnológica de la Facultad de Ciencias.

Las arañas colectadas se analizaron en gremios teniendo en cuenta la forma de captura del recurso presa (Uetz et al., 1999).

3.4. Análisis estadísticos: Se calculó para cada área de estudio y por estación la riqueza de especies (S), la diversidad mediante los índices de Shannon-Wiener (H), de Simpson (D) y de equidad (E), para lo cual se utilizó el programa estadístico PAST Palaeontological Statistics versión 2.08b (Hammer et al. 2004).

Se realizó un análisis de similaridad ANOSIM (Clarke 1993) entre las dos zonas, utilizando el programa PRIMER 5 versión 5.2. Este análisis multivariado define si hay diferencias significativas entre las zonas, en términos de abundancia y composición de especies. El análisis se realiza sobre una matriz de similitud de Bray Curtis creada a partir de los datos y se obtiene un estadístico R. El valor del estadístico R en el análisis ANOSIM adquiere valores entre -1 y 1, si R es cercano a 0 no existen diferencias entre

los grupos, si el valor de R es marcadamente mayor o menor a 0 indica que existen diferencias en la composición de los grupos comparados. Para conocer las especies tipificantes y discriminantes de cada uno de los sitios se realizó el análisis SIMPER mediante el programa PRIMER 5 V. 5.2, el cual identifica las especies que más contribuyen en diferenciar los sitios de estudio. Para analizar el grado de complementariedad de los métodos de muestreo se utilizó el índice de similaridad de Bray Curtis y se construyó un dendrograma a partir de la matriz obtenida, utilizando en programa PRIMER 5 V. 5.2.

Para determinar si el ambiente ha sido suficientemente muestreado se calcularon 6 estimadores de riqueza: ACE, ICE, Chao 1, Chao 2, Jackknife de primer orden, Jackknife de segundo orden a partir del programa Estimates versión 7.5.2 (Colwell 2006).

Se analizaron la riqueza y abundancia obtenida en cada uno de los sitios para cada método de recolección utilizado.

4. RESULTADOS

4.1. Composición de especies y abundancia

Se recolectaron 2071 individuos en todo el estudio, 226 machos, 383 hembras y 1464 juveniles. De este total 1025 (49,5%) individuos fueron recolectados en el potrero “El Corral” (146 machos, 215 hembras y 666 juveniles) y 1046 (50,5%) individuos en el potrero “El Perado” (80 machos, 168 hembras y 798 juveniles).

Se registraron 17 Familias y 58 especies en total, de las cuales El Corral presentó 15 Familias y 41 especies y en El Perado se encontraron 15 familias y 35 especies. Dos familias (Miturgidae y Titanoecidae) se encontraron sólo en El Corral y otras dos (Hahniidae y Sparassidae) sólo en El Perado (Tabla 1).

Las familias más abundantes en El Corral fueron: Araneidae (n=365), Lycosidae (n=359), Amphinectidae (n=83), Thomisidae (n=72) y Salticidae (n=53); el resto de las familias presentaron una abundancia menor a n=20. En El Perado las familias más abundantes fueron: Araneidae (n=455), Lycosidae (n=428), Thomisidae (n=42), Amphinectidae (n=35) y Salticidae (n=32); el resto de las familias presentaron abundancias menores a n=20 (Fig 4).

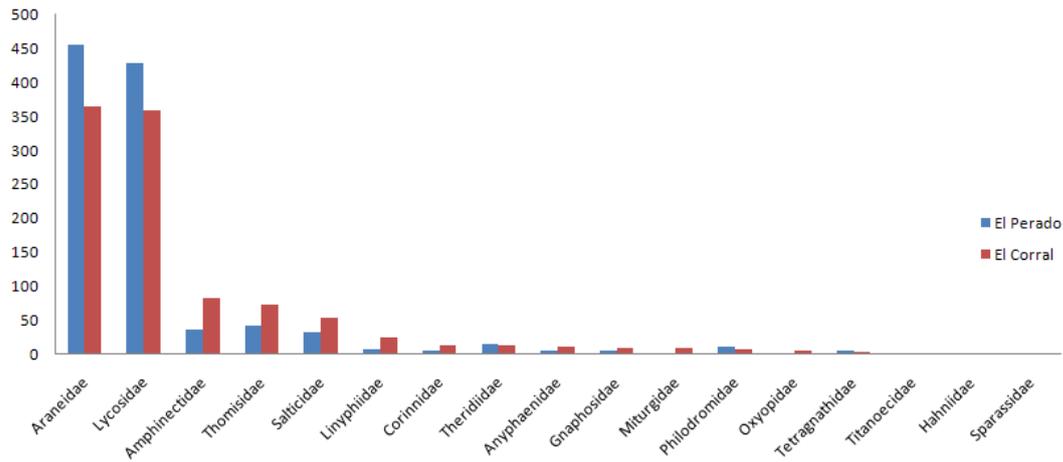


Figura 4. Abundancia por familia para los dos sitios estudiados.

Entre las familias de mayor riqueza específica en El Corral se destacaron: Lycosidae y Salticidae (S=6) y en segundo lugar: Araneidae, Linyphiidae y Theridiidae (S=5). Las familias de mayor riqueza específica en El Perado fueron: Salticidae (S=7) y en segundo lugar: Araneidae y Lycosidae (S=5) (Fig. 5)

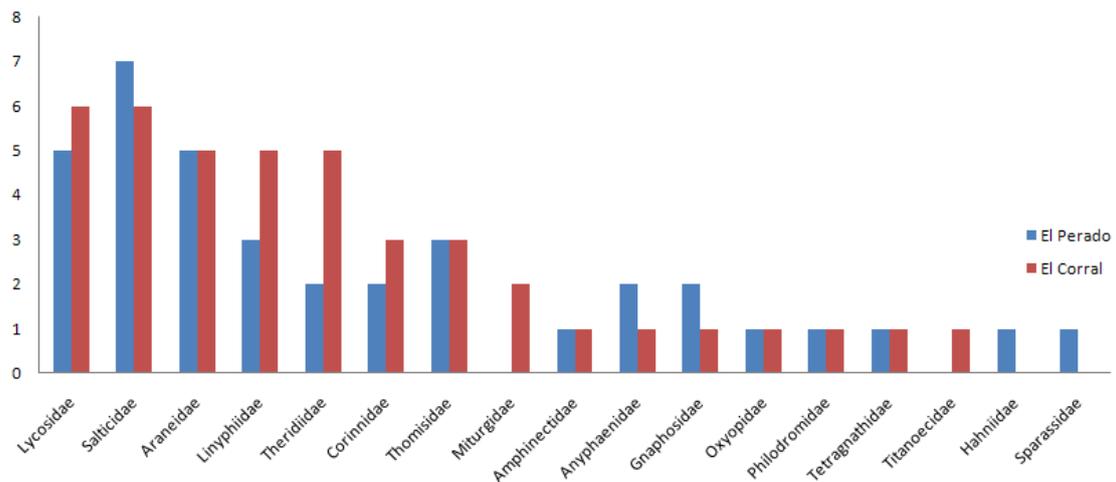


Figura 5. Riqueza específica por familia para los sitios estudiados.

Las especies más abundantes en los dos sitios estudiados fueron: *Lycosa bivittata* (El Corral n=109 y El Perado n=68), *Metaltella simoni* (El Corral n=74 y El Perado n=31), *Lycosa poliostroma* (El Corral n=26 y El Perado n=29) y *Larinia bivittata* (El Corral n=25 y El Perado n=27).

Tabla 1. Abundancia de las especies registradas por sitio. M: macho, H: hembra, J: juveniles, AT: abundancia total, AR: abundancia relativa.

Familia	Especie	El Corral					El Perado				
		M	H	J	AT	AR %	M	H	J	AT	AR %
Amphinectidae	<i>Metaltella simoni</i>	2	72	6	80	7.8	-	31	1	32	3.1
	Juveniles	-	-	3	3	0.3	-	-	3	3	0.3
Anyphaenidae	<i>Arachosia proseni</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
	<i>Sanogasta sp.</i>	5	1	-	6	0.6	2	-	-	2	0.2
	Juveniles	-	-	4	4	0.4	-	-	2	2	0.2
Araneidae	<i>Alpaida quadrilorata</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	4	0.4
	<i>Alpaida rubellula</i>	-	12	147	159	15.5	2	18	169	189	18.1
	<i>Alpaida versicolor</i>	2	4	4	10	1.0	-	8	23	31	3.0
	<i>Argiope argentata</i>	-	1	1	2	0.2	-	1	-	1	0.1
	<i>Kaira diana</i>	-	-	1	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Larinia bivittata</i>	10	15	7	32	3.1	7	20	26	53	5.1
	Juveniles	-	-	161	161	15.7	-	-	177	177	16.9
Corinnidae	<i>Castianeira sp1.</i>	1	1	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Castianeira sp2.</i>	-	3	1	4	0.4	-	1	-	1	0.1
	<i>Meriola cetiformis</i>	1	2	1	4	0.4	-	-	-	-	-
	<i>Meriola sp</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
	Juveniles	-	-	3	3	0.3	-	-	3	3	0.3
Gnaphosidae	<i>Apopyllus iheringi</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Camillina pulchra</i>	-	1	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Camillina sp.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	Juveniles	-	-	8	8	0.8	-	-	2	2	0.2
Hahniidae	<i>Gen1. sp1.</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
Linyphiidae	<i>Erigone sp.</i>	5	-	-	5	0.5	-	-	-	-	-
	<i>Labicymbium sp.</i>	-	-	-	-	-	-	4	-	4	0.4
	<i>Meioneta sp1.</i>	2	-	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Meioneta sp2.</i>	-	13	-	13	1.3	-	-	-	-	-
	<i>Tutaibo sp.</i>	2	-	-	2	0.2	-	1	-	1	0.1
	<i>Gen1. sp1.</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
	<i>Gen2. sp1.</i>	1	-	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	Juveniles	-	-	2	2	0.2	-	-	-	-	-
Lycosidae	<i>Allocosa sp.</i>	1	1	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Lycosa bivittata</i>	60	49	1	110	10.7	25	43	-	68	6.5
	<i>Lycosa erythrognatha</i>	8	2	-	10	1.0	9	6	-	15	1.4
	<i>Lycosa inomata</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	3	0.3
	<i>Lycosa polioostoma</i>	14	12	-	26	2.5	17	12	-	29	2.8
	<i>Lycosa thorelli</i>	1	-	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Gen1. sp1.</i>	1	1	-	2	0.2	4	3	-	7	0.7
	Juveniles	-	-	208	208	20.3	-	-	306	306	29.3
Miturgidae	<i>Cheiracanthium inclusum</i>	1	1	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Teminius insularis</i>	1	1	4	6	0.6	-	-	-	-	-

Oxyopidae	<i>Juveniles</i>	-	-	5	5	0.5	-	-	1	1	0.1
Philodromidae	<i>Ebo sp.</i>	4	-	1	5	0.5	3	-	-	3	0.3
	<i>Juveniles</i>	-	-	1	1	0.1	-	-	8	8	0.8
Salticidae	<i>Agelista andina</i>	-	12	-	12	1.2	-	4	-	4	0.4
	<i>Dendryphantes aff. calus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Dendryphantes mordax</i>	1	-	-	1	0.1	-	1	-	1	0.1
	<i>Dendryphantes sp1.</i>	-	5	-	5	0.5	-	1	-	1	0.1
	<i>Dendryphantes sp2.</i>	5	-	-	5	0.5	-	-	-	-	-
	<i>Tullgrenella sp1.</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
	<i>Tullgrenella sp2.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Gen1. sp1.</i>	-	1	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Gen2. sp1.</i>	1	1	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Gen3. sp1.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Gen4. sp1.</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0.1
	<i>Juveniles</i>	-	-	27	27	2.6	-	-	22	22	2.1
Sparassidae	<i>Juveniles</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0.1
Tetragnathidae	<i>Glenognatha lacteovittata</i>	3	-	-	3	0.3	-	-	-	-	-
	<i>Tetragnatha sp.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Juveniles</i>	-	-	-	-	-	-	-	4	4	0.4
Theridiidae	<i>Latrodectus mirabilis</i>	-	1	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Phoroncidia sp.</i>	2	-	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Steatoda ancorata</i>	1	-	-	1	0.1	3	1	8	12	1.1
	<i>Gen.1 sp1.</i>	3	1	-	4	0.4	1	1	-	2	0.2
	<i>Gen2. sp1.</i>	1	-	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Juveniles</i>	-	-	4	4	0.4	-	-	1	1	0.1
Thomisidae	<i>Metadidaea sp.</i>	-	2	-	2	0.2	-	-	-	-	-
	<i>Misumenops sp1.</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Misumenops sp2.</i>	1	-	-	1	0.1	-	-	-	-	-
	<i>Misumenops sp3.</i>	5	-	-	5	0.5	-	3	-	3	0.3
	<i>Runcinioides</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0.1
	<i>Juveniles</i>	-	-	64	64	6.2	-	-	37	37	3.5
Titanoecidae	<i>Goeldia sp.</i>	1	-	-	1	0.1	-	-	-	-	-
TOTAL		146	215	664	1025		80	168	798	1046	

4.2. Evaluación de métodos de recolección

El método que más individuos recolectó en los dos sitios fue el segado: El Perado n= 462 (44%) y El Corral n=441 (43%). En cuanto a la riqueza específica el método que más especies obtuvo en El Perado fue la recolección manual (S=21, 44%), y en El Corral fueron las trampas de caída (S=23, 39%). En cuanto a las especies obtenidas en cada método, el análisis de similaridad de Bray Curtis muestra una baja

similaridad entre las muestras de segado y los demás métodos, y una mayor similitud entre la recolección manual y las trampas de caída. (Fig. 8).

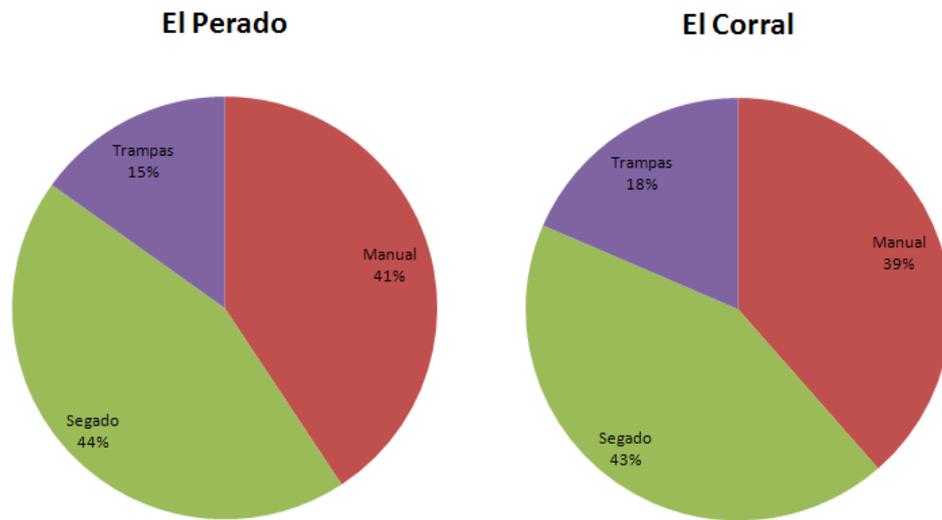


Figura 6. Porcentaje de individuos recolectado por sitio con cada uno de los métodos empleados.

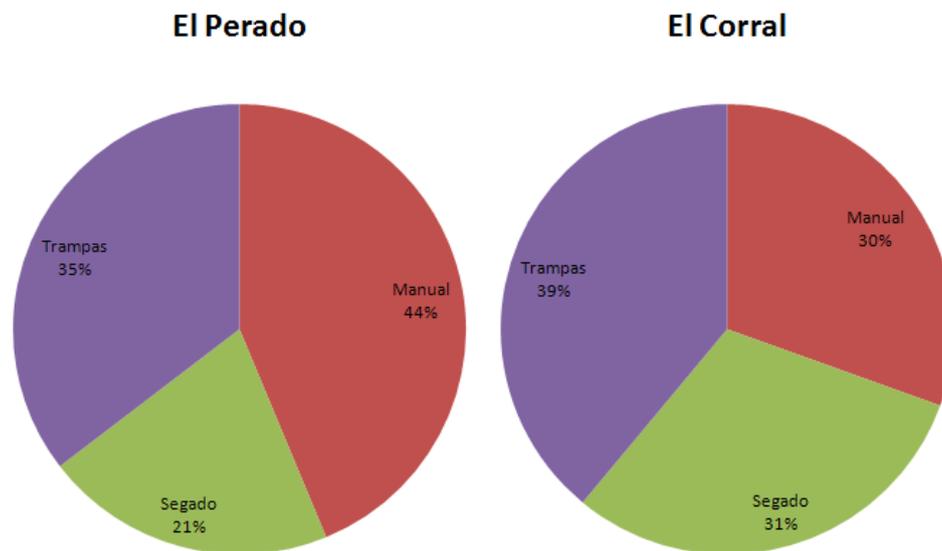


Figura 7. Porcentaje de especies (riqueza específica) recolectado por sitio con cada uno de los métodos empleados.

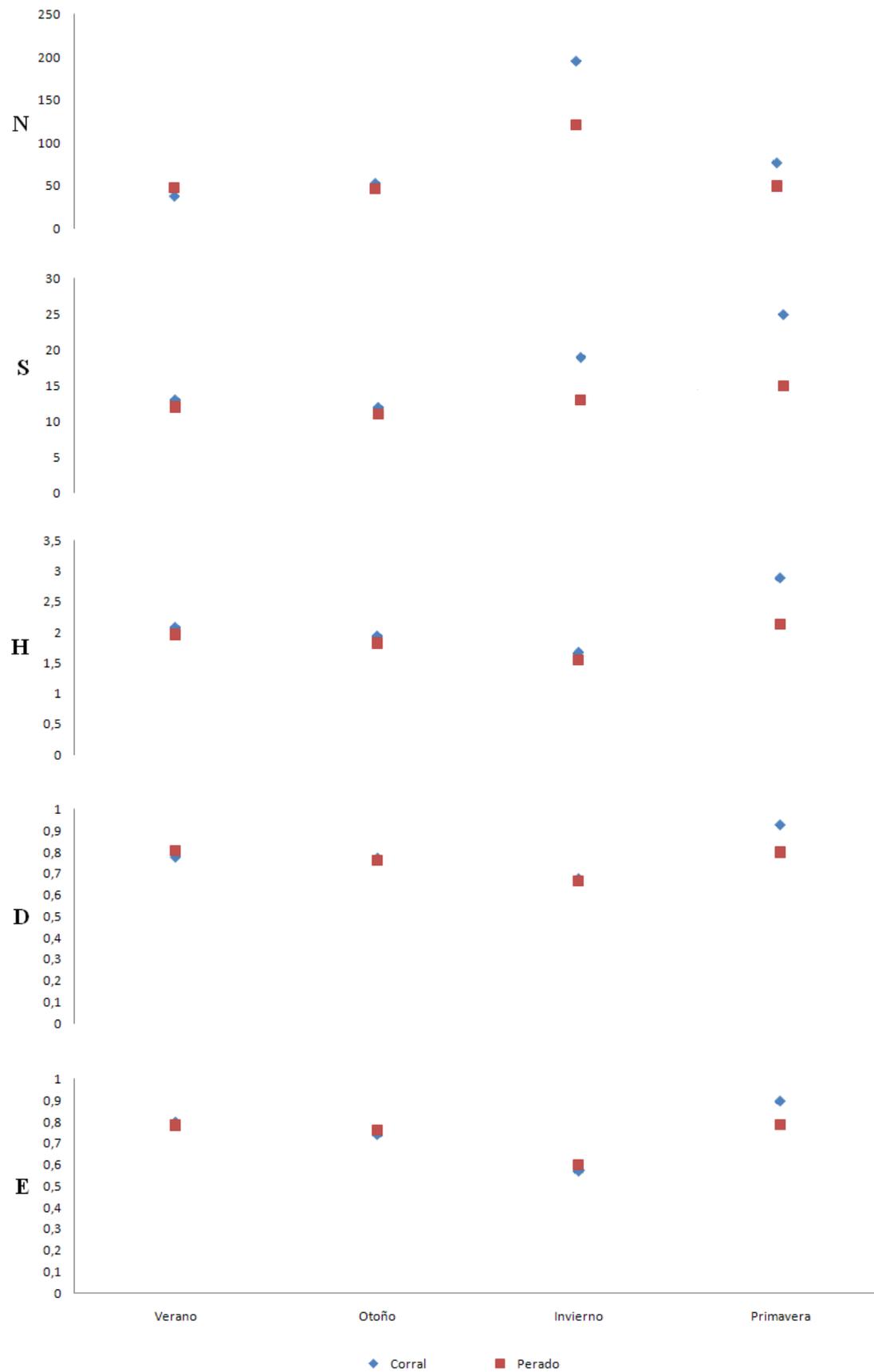


Figura 9. Número de individuos (N), riqueza específica (S), diversidad Shannon (H), diversidad Simpson (D) y equitatividad (E), según localidad y estación climática

4.4. Curvas de acumulación de especies y estimadores

En El Corral se registraron 10 especies con un solo individuo (singletons) y en El Perado 18. Las especies con dos individuos (doubletons) fueron 10 en El Corral y 2 en El Perado. Los estimadores de riqueza calculados indican que en El Corral se conocerían entre un 87% y un 65% de las especies (Fig. 10) y en El Perado entre 63% y 40% de las especies (Fig. 11)

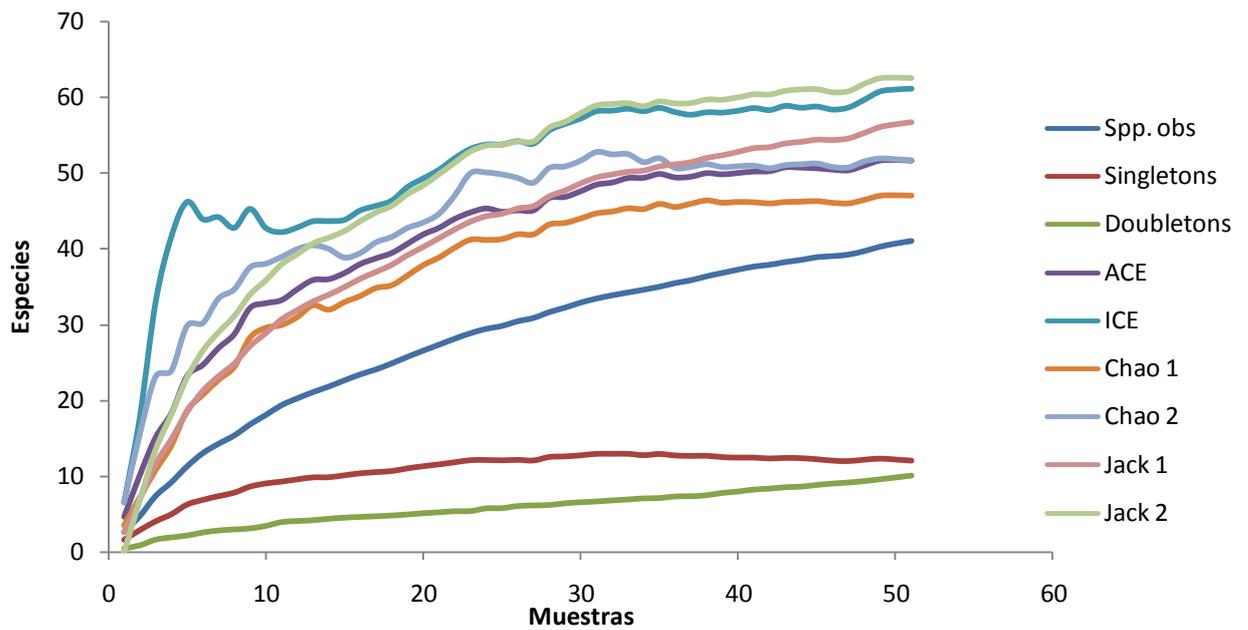


Figura 10. Estimadores realizados para El Corral

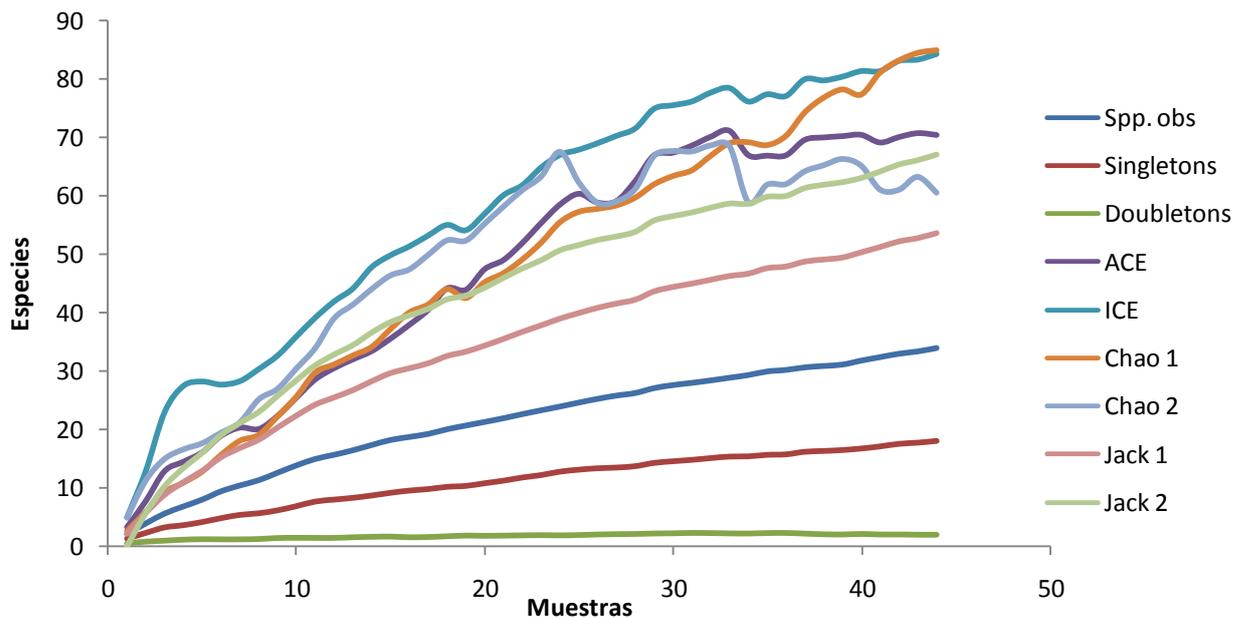


Figura 11. Estimadores realizados para El Perado

4.5. Similaridad

En el análisis SIMPER para las especies discriminantes se obtuvo una disimilaridad de 88.89 %. De acuerdo con el análisis SIMPER, del total de las especies registradas cinco son responsables del 53.82% de la disimilaridad observada (Tabla 2). En cuanto a las especies tipificantes el análisis para El Corral indica a *Larinia bivittata* y *Alpaida rubellula* como tipificantes de este sitio. Para El Perado a *Larinia bivittata* como única especie tipificante. No se hallaron diferencias significativas en la composición de especies entre los dos sitios (ANOSIM R= 0,007 (p= 0,2)).

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER. Cont: contribución de la especie a la diferencias entre sitios, % Acum: Porcentaje acumulativo de disimilaridad, P.A. Perado: Promedio de la abundancia en El Perado, P.A. Corral: Promedio de la abundancia en El Corral.

Especie	Cont.	% Acum.	P.A. Perado	P.A. Corral
<i>Larinia bivittata</i>	15.34	15.34	0.60	0.47
<i>Lycosa bivittata</i>	13.90	29.24	1.56	2.14
<i>Alpaida rubellula</i>	10.01	39.25	0.44	0.24
<i>Lycosa poliostroma</i>	9.25	48.50	0.60	0.51
<i>Metaltella simoni</i>	6.72	55.22	0.69	1.45

4.6. Estructura

Se clasificaron las especies encontradas en gremios funcionales teniendo en cuenta la forma de captura del recurso presa. En El Corral el gremio más representado en cuanto a la abundancia fue el de las arañas cazadoras corredoras de suelo, en segundo lugar se ubican las tejedoras de telas orbiculares y en tercer lugar las tejedoras de telas de sabana y las cazadoras por emboscada. En El Perado el gremio mayoritario en cuanto a la abundancia fue el de las tejedoras de telas orbiculares, en segundo lugar las cazadoras corredoras de suelo y el tercer lugar lo ocupan las cazadoras por emboscada (Fig. 12). En cuanto a la riqueza el gremio con más cantidad de especies fue el de las arañas cazadoras corredoras de suelo en los dos potreros. El segundo lugar fue ocupado por las tejedoras de telas orbiculares en El Corral y por las cazadoras al acecho en El Perado. En tercer lugar se encuentran las cazadoras al acecho en El Corral y las tejedoras de telas orbiculares en El Perado (Fig. 13).

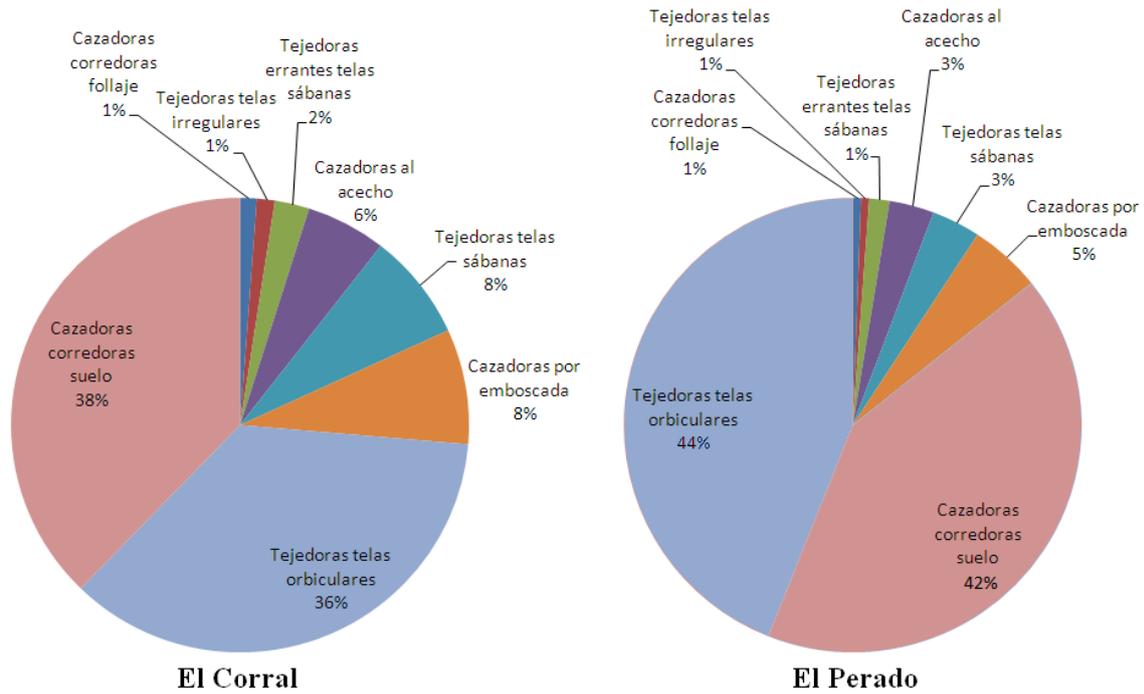


Figura 12. Representación de los gremios en los dos sitios de estudio

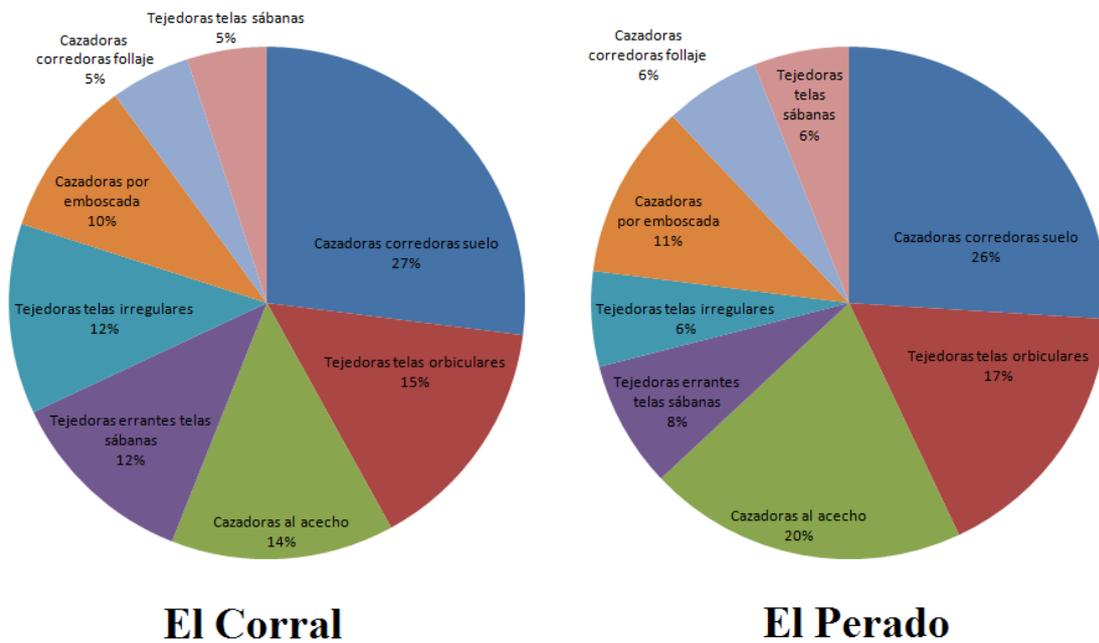


Figura 13. Riqueza específica según los gremios en los dos sitios de estudio

5. DISCUSIÓN

5.1. Composición de especies y abundancia

La abundancia y la riqueza obtenida en este estudio alcanzó valores significativos si se los compara con otros relevamientos realizados en el país como por ejemplo Costa *et al.* (1991) para un ambiente serrano (1635 individuos y 19 familias), Pérez-Miles *et al.* (1999) y en el Cerro de Montevideo (551 individuos 63 especies y 22 familias). Por lo tanto la diversidad de arañas presentes en el ambiente de campo natural presentaría valores bastante altos, comparados con otros ambientes del país.

Desde el punto de vista taxonómico las familias registradas en este trabajo representan el 45% del total de las familias de Araneomorphae citadas para el país (Benamú, 2007; Platnick 2011). Se citan por primera vez para Uruguay: *Alpaida rubellula* (Keyserling, 1892), *Arachosia proseni* (Mello-Leitão, 1944), *Camillina pulchra* (Keyserling, 1891) y *Lycosa inornata* Blackwall, 1862. El número de individuos adultos alcanzó el 30% sumando las dos áreas de estudio, esto coincide con lo indicado por Duffey (1962) y Brey Meyer (1966) que sostienen que los adultos no superan el 48% de las poblaciones naturales de Araneomorphae.

5.2. Evaluación de métodos de recolección

El principal método en cuanto a cantidad de individuos recolectados fue el segado, el cual es muy utilizado en praderas y ambientes abiertos (Corey & Taylor, 1989; Whitmore *et al.*, 2002) ya que recolecta la fauna que habita en la vegetación herbácea que es muy abundante en este tipo de ecosistemas.

En cuanto a la complementariedad de métodos, se observó una baja similaridad entre las muestras de segado y los demás métodos. Esto se explica porque el segado obtuvo la mayor cantidad de especies exclusivas reforzando su importancia como método fundamental para la recolección de individuos en este tipo de ambientes.

La mayor similitud se observó entre la recolección manual y las trampas de caída. Una posible explicación para esto es que muchas de las especies obtenidas mediante estos métodos son errantes y son capturadas en sus refugios en la recolección manual y en sus desplazamientos y periodos de actividad por las trampas de caída (Pérez-Miles *et al.*, 1999). Estos métodos son necesarios para abarcar otros estratos del

ambiente (Coddington *et al.*, 1990). Las trampas de caída capturan la fauna que se mueve en el estrato bajo en los pastizales (Green, 1999; Uetz & John, 1976) permitiendo obtener un número importante de adultos, en especial machos de la familia Lycosidae. Por otro lado la recolección manual nocturna es el método más versátil ya que al examinar meticulosamente el ambiente se obtienen especímenes de los diversos estratos y micro habitat. La principal ventaja de la recolección manual es que permite capturar aquellas especies de baja movilidad que permanecen bajo piedras o en otros refugios presentes en el ambiente que no son accesibles para los otros métodos (Coddington *et al.*, 1990), tal es el caso en el presente estudio de especies de la familia Theridiidae, Miturgidae y Gnaphosidae. Los distintos métodos permiten por lo tanto abordar los variados estratos del ambiente para obtener un conocimiento más completo de la comunidad de arañas del lugar.

5.3. Variación estacional

La mayor abundancia registrada en invierno en los sitios de estudio y el número constante de individuos hallados en las otras estaciones climáticas, indicaría que los campos naturales funcionan como habitat de microclimas estables y sitios de preferencia para el establecimiento de la araneofauna (Avalos *et al.*, 2007). Otra posible explicación es la disminución de depredadores en ésta estación lo que favorece estrategias de reproducción invernales sobretodo en especies pequeñas. Por otra parte la cobertura permanente y estable del suelo por parte de las pasturas naturales, provee refugio y disponibilidad de presas, facilitando además la regulación de la temperatura ambiente, haciendo a estas áreas más propicias para el desarrollo de los individuos y actuarían como reservorio de las especies de arañas (Duffey 1978, Gravesen y Toft 1987, Desender *et al.* 1989).

El aumento en primavera de los valores de riqueza específica, diversidad de Shannon, diversidad de Simpson y equitatividad puede asociarse a la aparición de adultos en muchas de las especies encontradas debido a las condiciones climáticas favorables que propician la reproducción y el aumento en la disponibilidad de presas, factores que aumentan la actividad de las arañas durante esta época (Uetz 1976, Riechert y Luczak 1982).

5.4. Curvas de acumulación de especies y estimadores

En las estimaciones realizadas se obtuvieron datos diferentes para los dos potreros estudiados. El potrero El Corral aparece como el mejor relevado ya que se conoce entre un 87% y un 65% de las especies presentes según los estimadores. Por otra parte las estimaciones para El Perado indican un conocimiento de entre un 63% y un 40% de las especies presentes. Según los estimadores, la riqueza observada no estaría reflejando la riqueza real de los ambientes, ya que en El Perado se registró un número menor de especies pero las estimaciones lo muestran como el sitio con mayor riqueza específica. Esto puede deberse en parte a la gran cantidad de singletons observados en El Perado.

Para avanzar en el conocimiento de las especies presentes en los ambientes será necesario aumentar el esfuerzo de muestreo, de esta manera se podrá disponer de una mayor cantidad de datos que permita comparar mejor la diversidad de arañas entre ambas zonas.

5.5. Similitud

No se hallaron diferencias significativas en la composición de especies entre sitios según el análisis ANOSIM.

Larinia bivittata aparece como especie tipificante de los dos sitios y como la principal discriminante. *L. bivittata* es muy abundante en los dos sitios y esto la posiciona como especie tipificante, pero su abundancia promedio es superior en El Perado con respecto a El Corral, y esta diferencia es la que la ubica como especie discriminante. *L. bivittata* es una especie común y ampliamente distribuida en el país, que está presente en praderas y pastizales con diversos grados de modificación. Por este motivo resulta una candidata como especie indicadora para conocer grados de deterioro de este tipo de ambientes tomando en cuenta su abundancia y realizando monitoreos constantes. De acuerdo al inventario obtenido, la principal diferencia entre los dos sitios de estudio no radica en la composición de especies sino en las abundancias relativas de las mismas.

5.6. Estructura

Los gremios más representados fueron las tejedoras de telas orbiculares y las cazadoras corredoras de suelo.

La alta representatividad de las tejedoras de telas orbiculares se debe a la gran abundancia de dos especies de la familia Araneidae: *Alpaida rubellula* y *Larinia bivittata*, las cuales construyen sus telas en la vegetación herbácea y ocupan el estrato más alto en el ambiente del campo natural. La presencia y diversidad de las arañas tejedoras de telas orbiculares está fuertemente ligada a la composición de especies de plantas del ambiente. (Uetz 1991; Gibson et al. 1992; Borges and Brown 2001; Beals 2006).

Por otra parte la representatividad de las cazadoras corredoras de suelo es debida a la abundancia de las especies de la familia Lycosidae, especialmente *Lycosa bivittata* y *Lycosa poliostoma*. La familia Lycosidae está estrechamente ligada con los ambientes abiertos del tipo pastizal como son los campos naturales (Jocqué & Alderweireldt, 2005) ubicándose a nivel del suelo ocupando el estrato bajo en los pastizales.

Otro gremio importante fue el de las tejedoras de tela de sabana representadas por la especie *Metaltella simoni* de la familia Amphinectidae, la cual se encontró asociada a las piedras en zonas de suelo superficial. Este microhabitat es importante para un gran número de especies y aporta complejidad estructural al ambiente del campo natural.

Las cazadoras al acecho también estuvieron bien representadas por numerosas especies de la familia Salticidae, la cual ocupa variados nichos dentro del ambiente, desde la vegetación herbácea hasta debajo de las piedras y en el suelo.

5.7. Conclusiones finales

El pastoreo con ganado en los campos naturales afecta la estructura de la comunidad vegetal y se sabe que los cambios en la estructura del ambiente, principalmente la estructura física afectan a las comunidades de arañas (Duffey, 1993; Uetz, 1991; Desender et al. 1989). Por la cercanía de los sitios de estudio y su similitud fisionómica se consideró los diferentes manejos ganaderos como la principal variable a tener en cuenta para explicar diferencias observadas entre sitios. Sin embargo no se hallaron diferencias significativas entre los potreros según el análisis de similitud

realizado. Sin embargo, los sitios presentaron diferencias en las especies estimadas, en las abundancias relativas de las especies tipificantes y en los predominios de gremios entre los sitios de estudio. Estas diferencias podrían deberse al uso diferencial del suelo por los distintos manejos ganaderos, pero será necesario realizar un seguimiento a largo plazo, con muestreos frecuentes para conocer a fondo la composición y dinámica de la comunidad.

Dado que no existían trabajos realizados sobre la araneofauna de los campos naturales en Uruguay el presente trabajo será una base para futuros emprendimientos que busquen conocer la araneofauna de esos ambientes y su relación con las variables tanto naturales como antrópicas. El conocimiento de la araneofauna de este ambiente es una pieza en el ensamblaje de las comunidades naturales, de importancia para entender su funcionamiento y mejorar el manejo priorizando la conservación en este bioma de gran importancia biológica y económica.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Avalos, G.; Rubio, G. D.; Bar, M.E. & González, A. 2007. Arañas (Arachnida, Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* v.: 55. p: 899-909.
- Beals, M. 2006. Understanding community structure: a datadriven multivariate approach. *Oecologia (Berl.)* v.: 150, p.: 484-495.
- Benamú, M. A. 2007. Clave para la determinación de algunas familias de arañas (Araneae, Araneomorphae) del Uruguay. *Bol. Soc. Zool. Uruguay.* v.: 16, p.: 1-19.
- Berretta, E. J. 2009. 5° Congreso (Corrientes. Capital, Corrientes, 13 y 14 de Agosto) Conferencias y Conclusiones Disponible on-line en: <http://www.pastizalesnaturales.com>
- Borges, A. V. & V. K. Brown. 2001. Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography.* v.: 24, p.: 68-82.
- Breymeyer, A. 1966. Relations between wandering spiders y other epigeic predatory Arthropoda. *Ekol. Pol.* v.: 14, p.: 27-7.
- Cardoso, P. I.; Silva, N. G.; Oliveira & A. R. M. Serrano 2004. Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, v.: 120, p.: 517-524.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology.* v.: 18, p.: 117-143.
- Clarke K. R. & R. N. Gorley. 2001. *PRIMER v5: User manual/tutorial*, PRIMER-E, Plymouth UK, 91 pp.
- Coddington, J.A., C.E. Griswold, D.S. Dávila, E. Peñaranda & S.F. Larcher. 1990. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems, Pp. 44–60. In *The Unity of Evolutionary Biology. Proc. Fourth Intern. Congress of Systematic and Evolutionary Biology*, Vol. 1. (E.C. Dudley, ed.), Dioscorides Press, Portland, Oregon.
- Coddington, J.A. & Levi H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* v.: 22, p.: 565-92
- Colwell R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.2 Persistent URL <http://purl.oclc.org/estimates>
- Corey, D. T. & W. K. Taylor. 1989. Foliage-dwelling spiders in three central Florida plant communities. *J. Arachnol.* v.: 17, p.: 97-106.

- Costa, F G; Pérez-Miles, F; Gudynas, E; Prandi, L; & Capocasale, R M. 1991. Ecología de los arácnidos criptozoicos, excepto ácaros, de la Sierra de las Animas (Uruguay). *Aracnología*. v.: 13/15, p.: 1-41.
- Costa, F G; M, Simó & A, Aisenberg. 2006. Composición y ecología de la fauna epígea de Marindia (Canelones, Uruguay), con especial énfasis en las arañas: un estudio de dos años con trampas de intercepción. pp. 427-436. En: R Menafrá, L Rodríguez-Gallego, F Scarabino y D Conde (eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay. Montevideo. 668 pp.
- Desender, K., M. Alderweireldt & M. Pollet. 1989. Field edges y their importance for polyphagos predatory arthropods. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent*. v.: 54, p.: 823-833.
- Duffey, E. 1962. A population study of spiders in limestone grassland, the fiel-layer fauna. *Oikos*. v.: 13, p.: 15-34.
- Duffey, E. 1978. Ecological Strategies in spiders including some characteristics of species in pioneer y nature habitats. *Symp. Zool. Soc London*. v.: 42, p.: 109-123.
- Duffey, E. 1993. A review of the factors influencing the distribution of spiders with reference to Britain. *Mem. Queensl. Mus*. v.: 33, p.: 497-502.
- Ferris, R.; Peace, A.J.; Humphrey, J.W. & Broome, A.C., 2000. Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Por. Ecol. Administrar*. v.: 136, p.: 35-51.
- Finch, O. D. & Szumelda A. 2007. Introduction of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) into Western Europe: Epigaeic arthropods in intermediate aged pure stands in northwestern Germany. *For Ecol Manage*. v.: 242, p.:260-272.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., Motta, C.S., Peres, C.A., 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*. v.: 11, p.: 139-150.
- Ghione, S; Aisenberg, A; Costa, F. G.; Montes de Oca, L.: Pérez-Miles, F.; Postiglioni, R; Quirici, V & Useta, G. 2007. Efecto de los incendios sobre la arcnofauna criptozoica (Araneae, Scorpiones y Opiliones) en una zona de serranías de Sierra de las Ánimas, Maldonado, Uruguay. *Bol. Soc. Zool. Uruguay*. v.: 16, p.: 26-31.

- Gibson, C.W.D.; C. Hambler, & V. K. Brown. 1992. Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J. Appl. Ecol.* v.: 29, p.:132-142.
- Gravesen, E. & S. Toft. 1987. Grassfields as reservoirs for polyphagous predators (Arthropoda) of aphids (Homoptera, Aphididae) *J. Appl. Entomol.* v.: 104, p.: 461-473.
- Green J. 1999. Sampling method and time determines composition of spider collections. *J. Arachnol.* v.: 27 p.:176–182
- Gudynas, E; Pérez-Miles, F & Costa, F G. 1992. Análisis preliminar de la recolonización por arácnidos criptozoicos a partir de un impacto ambiental experimental (Sierra de las Animas, Uruguay). *Boletín de La Sociedad Zoológica Del Uruguay*, v.: 7, p.: 9 – 10.
- Hammer Ø, Harper DA & Ryan PD. 2004. PAST, Paleontological Statistics version 2.08 [Internet]. Available from: <http://folk.uio.no/ohammer/past>
- Jocqué, R. & Alderweireldt , M. 2005. Lycosidae: the grassland spiders. *Acta zoologica bulgarica*, suppl. v.: 1, p.: 125-130.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss & M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology.* v.: 7(4), p.: 796-808
- Lawrence K.L. & Wise D.H. 2000. Spider predation on forest floor Collembola and evidence for indirect effects on decomposition. *Pedobiologia.* v.: 44, p.: 33-39.
- Oxbrough, A. G., Gittings, T., O'Halloran, J., Gilller, P. S. & G. F. Smith. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management.* v.: 212, p.: 171-183.
- Pearce, J. M.; Good, M. A.; Jones, P. M.; & McGregor, A. 2004. Transfer of spatial behavior between different environments: Implications for theories of spatial learning and for the role of the hippocampus in spatial learning. *Journal of Experimental Psychology: Animal Behavior Processes.* v.: 30, p.: 135-147.
- Pérez-Miles, F. 1993. Ecología de una comunidad de Mygalommorphae criptozoicas de Sierra de las Animas, Uruguay (Arachnida, Araneae). *Aracnología*, v.: 17-18, p.: 1-22.
- Pérez-Miles, F; Simó, M; Toscano, C & Useta, G. 1999. Aracnofauna del Cerro de Montevideo (Uruguay), un área rodeada por urbanización. *Physis - A*, v.: 60, p.: 1-15.
- Pérez-Miles, F.; Useta, G.; Laborda, A.; Montes de Oca, L. & Simó, M. 2009. Biodiversidad y comunidad de arañas en dos zonas bajo influencia Industrial, Fray Bentos Uruguay. , Arañas como bioindicadores de impacto ambiental. Informe técnico LATU.

- Platnick, N. I. 2011. The world spider catalog, version 11.5. American Museum of Natural History. Accesible at <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog>.
- Riechert, S.E. & J. Luczak. 1982. Spider foraging: behavioral responses to prey, p. 353-385. In P.N. Witt & J. S. Rovner (eds.). Spider communication. Mechanisms y ecological significance. Princeton, Nueva Jersey, EEUU.
- Scott, A.G.; Oxford, G.S. & Selden, P.A. 2006. Epigeic spiders asecológica Indicators of conservation value for peat bogs. *Biological Conservation*, v.: 127, p.:420-428.
- Simó, M; Pérez-Miles, F; Ponce De León, R; Achaval, F & Meneghel, M. 1994. Relevamiento de fauna de la Quebrada de los Cuervos; Area Natural Protegida (Dpto. Treinta y Tres, Uruguay). *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, v.: 2, p.: 1 - 20.
- Simó, M & Benamú, M. 2002. Pautas para la elaboración de un Plan de Manejo para el Área de Esteros de Farrapos. Dpto. de Río Negro. Uruguay, Relevamiento de fauna para monitoreo ambiental. Informe técnico DINAMA.
- Uetz, G.W. 1976 Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia (Berl.)*. v.: 22, p.: 373-385.
- Uetz, G. W. & John, D. U. 1976. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *J. Arachnol.* v.: 3 p.: 101-111.
- Uetz, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. In *Habitat structure: Population and community biology Series*. Bell, S. S., McCoy, E. D. & Mushinsky, H. R. (Eds). London: Chapman & Hall.
- Uetz, G.W.; J. Halaj & A.B. Cady. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *J. Arachnol.* v.: 27, p.: 270-280.
- Van Hook, R. I. Jr. 1971. Energy and nutrient dynamics of spider and Orthopteran populations in agrassland ecosystem. *Ecol. Monogr.* v.: 41, p.:1-26
- Viera, C; Pérez-Miles, F; Prandi, L. & Simó, M. 1990. Aracnofauna de la Quebrada de los Cuervos (Dpto. Treinta y Tres- Uruguay). *Bol. Soc. Zool. Uruguay.* v.: 6, p.: 61-63.
- Whitmore, C., Slotow, R., Crouch, T.E. & Dippenaar-Schoeman, A.S. (2002) Diversity of spiders (*Araneae*) in a savanna reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology*, v.: 30, p.: 344–356.
- Zeische, T. M. & M. Roth. 2008. Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management.* v.: 255, p.:738-752.