

Fig. 14. Número de individuos por tamaño y posición en el fragmento. Las barras indican la desviación estándar

Los valores del análisis de regresión muestra que el número de especies se relaciona significativamente con el área del fragmento, dada por la siguiente ecuación: $\hat{Y}_i = 21.96 - 1.0 x$; ($p = 0.004$; $r^2 = 0.991$).

b) Diversidad de aves.

Los valores obtenidos para los diferentes índices, aparecen en el Cuadro 9 y gráficamente en la Fig. 15 y 16. La prueba de ANOVA indica que el tamaño y posición en el fragmento de matorral no tienen un efecto significativo sobre los valores calculados del promedio de número de especies ($F = 1.08$, $P = 0.40$); índice de Shannon ($F = 1.02$, $P = 0.43$); riqueza de especies de Margalef ($F = 0.97$, $P = 0.45$). Por lo que se determina que estos valores no reflejan relación alguna existente entre los índices y el área-posición en el fragmento.

Cuadro 9. Valores de diversidad calculadas para cada tamaño y posición en el fragmento, así como la desviación estándar (D.E).

Valores promedio	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Especies ± D.E.	13.33 ± 2.31	11.00 ± 2.65	13.33 ± 3.06	10.30 ± 2.31
Índice de Shannon ± D.E.	2.42 ± 0.14	2.24 ± 0.25	2.30 ± 0.10	2.20 ± 0.20
Riqueza Margalef ± D.E.	3.95 ± 0.44	3.16 ± 0.68	3.67 ± 0.71	3.24 ± 0.75



Fig. 15. Promedio del Índice de Shannon por tamaño y posición en el fragmento. Las barras indican la desviación estándar.

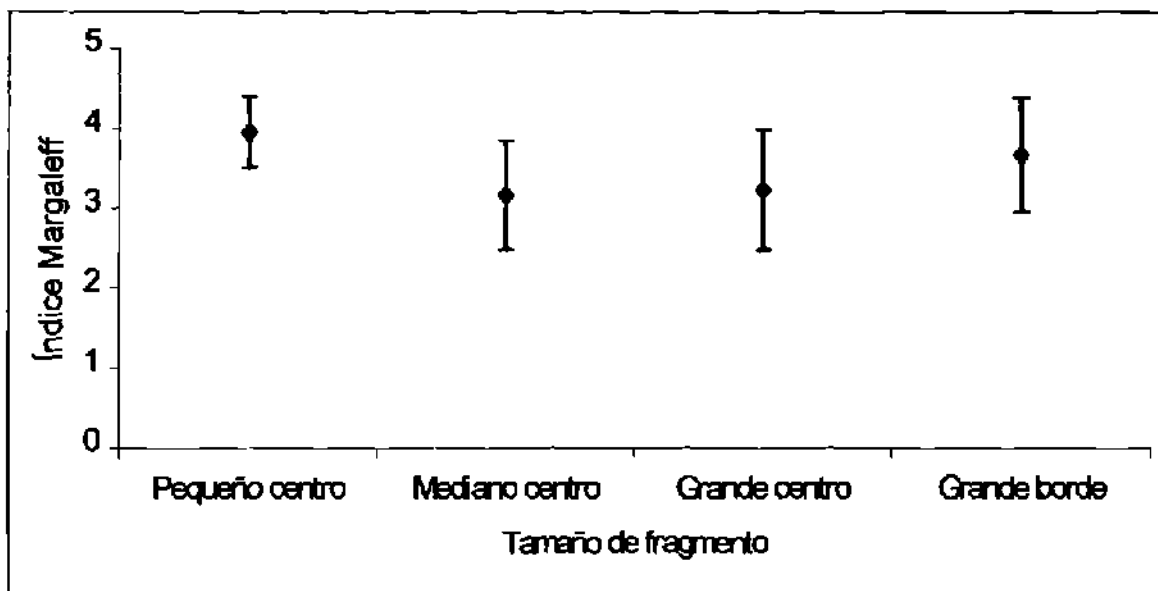


Fig. 16. Promedio de riqueza de especies de Margalef por tamaño y posición en el fragmento, los intervalos muestran la desviación estándar.

c) Permanencia estacional por tamaño de fragmento.

Lista de especies con su estacionalidad y abundancia se presenta en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Lista de especies indicando su estacionalidad, así como el número de individuos capturados por especie. P = Pequeño, M = mediano, B = borde y G = grande.

Especie	Primavera				Verano				Otoño				Invierno			
	P	M	B	G	P	M	B	G	P	M	B	G	P	M	B	G
<i>Zenaida asiatica</i>		1		1												
<i>Zenaida macroura</i>	4								1				3			
<i>Columbina passerina</i>			3	3	3	2		1	2	2	7			9	1	
<i>Leptotila verreauxi</i>	1															

Continúa Cuadro 10....

Especie	Primavera				Verano				Otoño				Invierno			
	P	M	B	G	P	M	B	G	P	M	B	G	P	M	B	G
<i>Archilochus alexandri</i>											1					
<i>Melanerpes aurifrons</i>					1	1							1		2	
<i>Picoides scalaris</i>	1	1	2			2			1			1	1			
<i>Contopus borealis</i>			1													
<i>Contopus virens</i>			1	1												
<i>Empidonax sp.</i>						1	2		1			2				
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	3	2	1		2	7	5									
<i>Cyanocorax morio</i>	1															
<i>Cyanocorax yncas</i>	1		1		2		1									1
<i>Parus bicolor</i>			1	2	1	1	1		1					1	1	
<i>Thryothorus ludovicianus</i>		2		1	1											
<i>Regulus calendula</i>													2	3		
<i>Polioptila caerulea</i>									4	4		2				
<i>Catharus guttatus</i>	1			1					1	2		1	2	1	1	
<i>Toxostoma longirostre</i>	2	4	1		1	1	1									
<i>Vireo griseus</i>		1	1	1	3	3	1	2	2		2	2				
<i>Vireo bellii</i>							1									
<i>Vermivora celata</i>												2	2	1	1	
<i>Vermivora ruficapilla</i>									1							
<i>Mniotilta varia</i>									1		1	2	2	1		1
<i>Wilsonia pusilla</i>				1				1		2	4	1				
<i>Cardinalis cardinalis</i>	2	1		3	1	1	3		1						2	
<i>Guiraca caerulea</i>		1				1										
<i>Passerina versicolor</i>		1	6	1	2	5	6	8			1		1			
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	1	7	4	5	6	5	5	4		2	2	2	1		1	1
<i>Aimophila cassinii</i>												1				
<i>Icterus gradaucauda</i>			2			1										
# de especies	10	10	12	10	11	13	10	5	11	5	8	9	9	5	8	3
# de individuos	17	21	24	19	23	31	26	16	16	12	19	15	15	7	18	3

Las figuras 17 y 18 representan gráficamente el número de especies e individuos por estación por tamaño y posición en el fragmento, respectivamente.

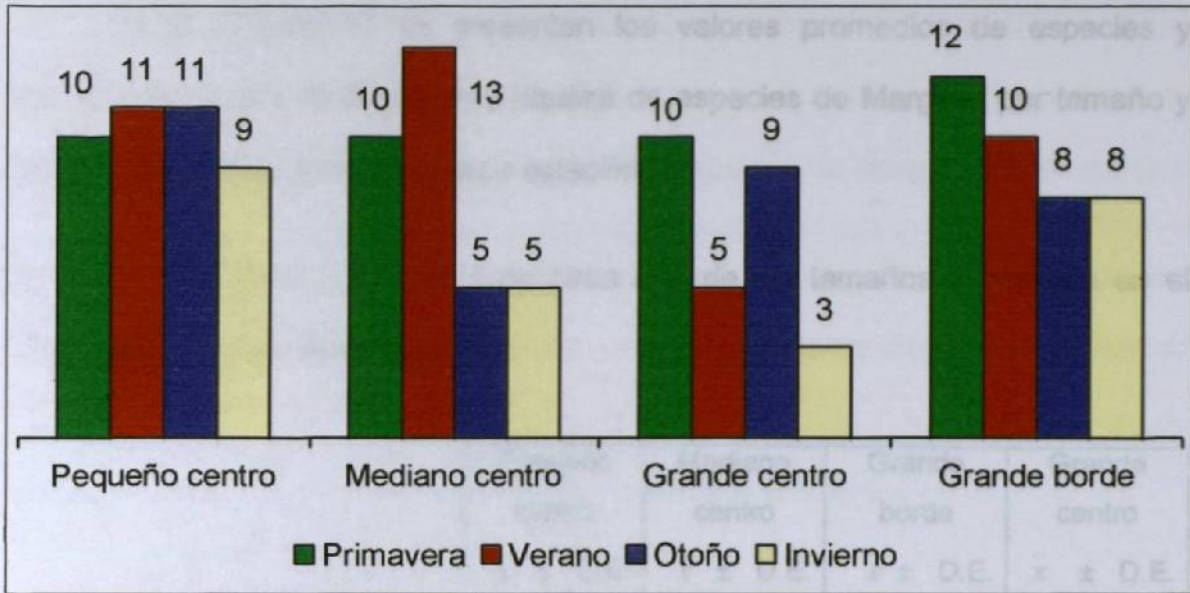


Fig. 17. Número de especies por estación por tamaño y posición en el fragmento.

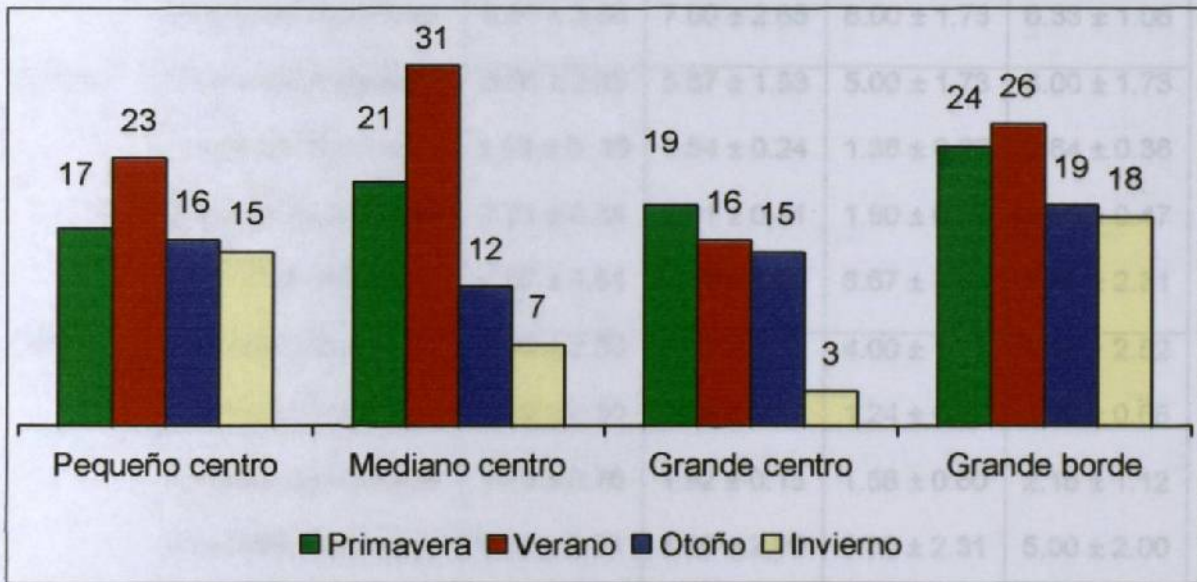


Fig. 18. Número de individuos por estación por tamaño y posición en el fragmento.

En el Cuadro 11 se presentan los valores promedios de especies y abundancia, índice de Shannon y riqueza de especies de Margalef por tamaño y posición en el fragmento para cada estación.

Cuadro 11. Valores obtenidos para cada uno de los tamaños y posición en el fragmento \pm la desviación estándar.

		Pequeño centro $\bar{x} \pm D.E.$	Mediano centro $\bar{x} \pm D.E.$	Grande borde $\bar{x} \pm D.E.$	Grande centro $\bar{x} \pm D.E.$
Primavera	Promedio especies	4.33 \pm 3.21	4.33 \pm 2.52	5.33 \pm 0.58	5.00 \pm 1.73
	Índice de Shannon	1.21 \pm 0.74	1.25 \pm 0.66	1.56 \pm 0.03	1.52 \pm 0.37
	Riqueza de Margalef	1.77 \pm 1.23	1.63 \pm 1.02	2.09 \pm 0.07	2.21 \pm 0.37
	Promedio individuos	5.67 \pm 3.06	7.00 \pm 2.65	8.00 \pm 1.73	6.33 \pm 1.06
Verano	Promedio especies	5.00 \pm 2.65	5.67 \pm 1.53	5.00 \pm 1.73	3.00 \pm 1.73
	Índice de Shannon	1.53 \pm 0.39	1.54 \pm 0.24	1.38 \pm 0.26	0.84 \pm 0.38
	Riqueza de Margalef	2.21 \pm 0.34	2.01 \pm 0.41	1.90 \pm 0.37	0.99 \pm 0.47
	Promedio individuos	7.67 \pm 4.51	10.3 \pm 4.16	8.67 \pm 4.73	5.33 \pm 2.31
Otoño	Promedio especies	4.00 \pm 2.00	3.00 \pm 1.00	4.00 \pm 1.73	4.66 \pm 2.52
	Índice de Shannon	1.19 \pm 0.50	0.98 \pm 0.28	1.24 \pm 0.42	1.39 \pm 0.68
	Riqueza de Margalef	1.78 \pm 0.76	1.52 \pm 0.13	1.58 \pm 0.60	2.16 \pm 1.12
	Promedio individuos	5.33 \pm 3.21	4.00 \pm 2.00	6.00 \pm 2.31	5.00 \pm 2.00
Invierno	Promedio especies	4.33 \pm 1.53	2.00 \pm 1.73	3.67 \pm 2.08	1.00 \pm 1.00
	Índice de Shannon	1.37 \pm 0.37	0.44 \pm 0.77	1.06 \pm 0.49	0.23 \pm 0.40
	Riqueza de Margalef	2.09 \pm 0.61	0.62 \pm 1.07	1.54 \pm 0.72	0.48 \pm 0.83
	Promedio individuos	5.00 \pm 1.73	2.33 \pm 2.31	6.00 \pm 4.36	1.00 \pm 1.00

El promedio del número de especies de aves durante la primavera no presenta ninguna diferencia (Fig. 19). Estos cambios son reflejados también por el índice de diversidad de Shannon y riqueza de especies de Margalef (Cuadro 11).

Estadísticamente no existe diferencia significativa, al aplicar la prueba ANOVA, por lo que el tamaño y posición en el fragmento no afecta al promedio de especies ($F = 0.15$, $P = 0.92$), índice de Shannon ($F = 0.34$, $P = 0.79$) y riqueza de especies de Margalef ($F = 0.32$, $P = 0.80$) durante la primavera.

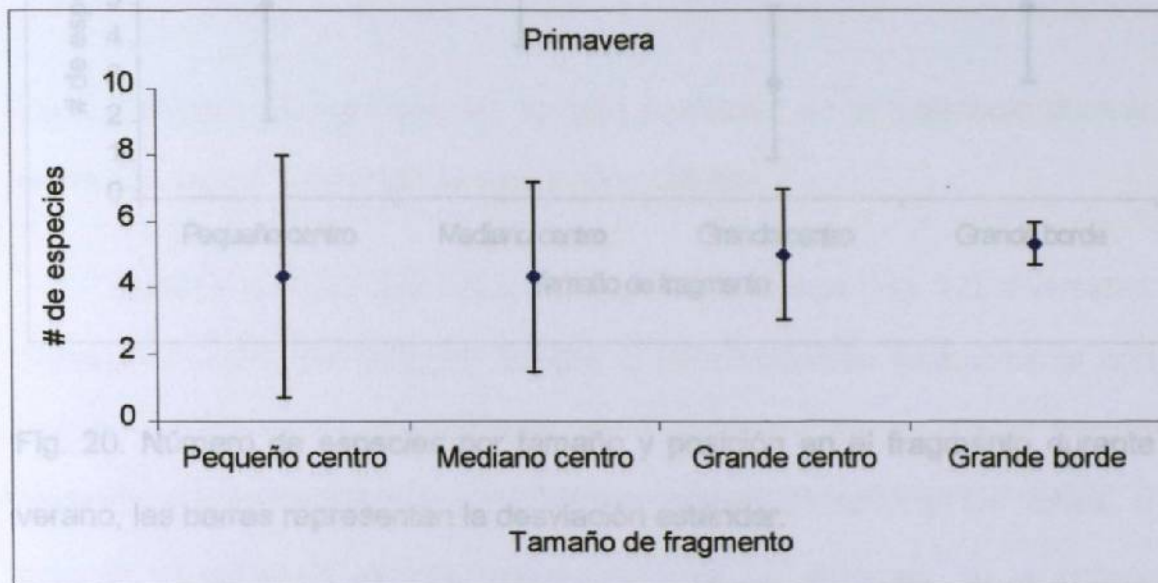


Fig. 19. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento en la primavera \pm la desviación estándar.

Durante el verano el fragmento pequeño y el mediano son los que presentaron los promedios de especies más altos (Fig. 20). Por lo tanto son los que registran los valores más altos de diversidad de Shannon y riqueza de especies de Margalef (Cuadro 11). Estadísticamente el análisis de ANOVA

muestra que no existe diferencia significativa ($P > 0.05$) entre los tamaños y posición en el fragmento con respecto al promedio de especies ($F = 2.02$, $P = 0.18$), índice de Shannon ($F = 3.17$, $P = 0.08$), mas no así para la riqueza de especies de Margalef ($F = 5.47$, $P = 0.02$) para la avifauna del verano.

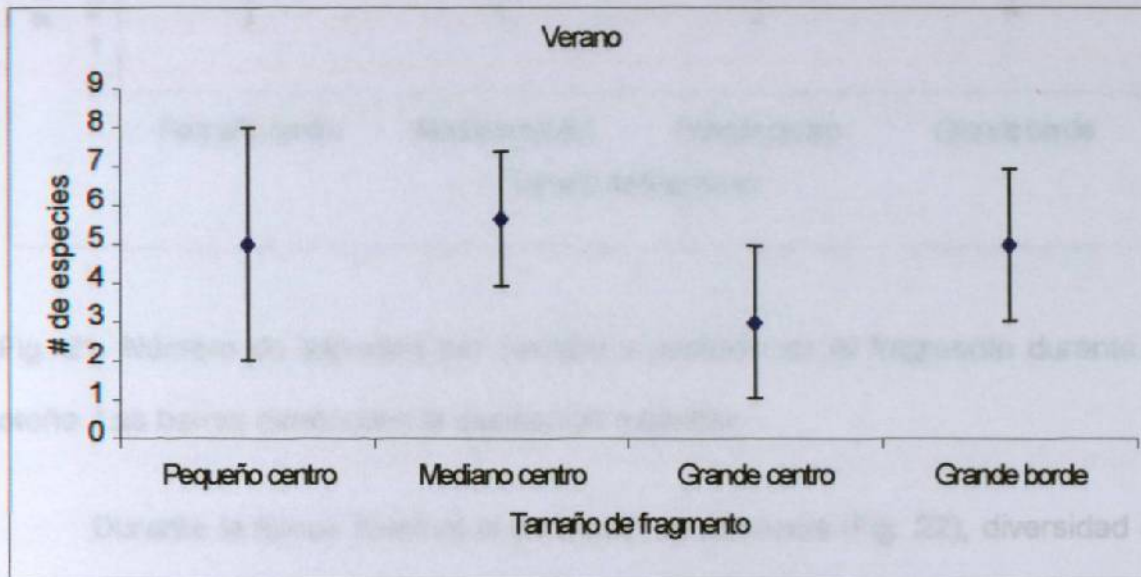


Fig. 20. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento durante el verano, las barras representan la desviación estándar.

Durante el otoño es el centro del fragmento grande el que registra el mayor promedio de especies (Fig. 21). Por lo que los valores calculados para la diversidad de Shannon y riqueza de especies de Margalef son también altos para este fragmento (Cuadro 11). La prueba ANOVA establece que no existe diferencia significativa entre los tamaños y posición en el fragmento y el promedio de especies ($F = 0.46$, $P = 0.71$), índice de Shannon ($F = 0.33$, $P = 0.80$) y riqueza de especies de Margalef ($F = 0.45$, $P = 0.72$) para la avifauna de otoño.

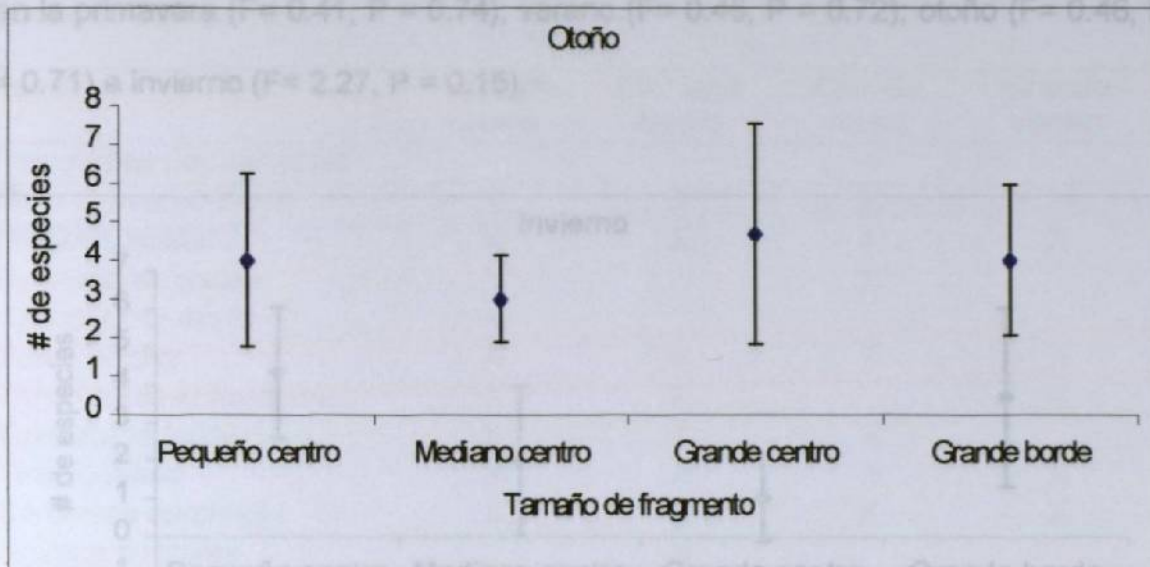


Fig. 21. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento durante el otoño. Las barras establecen la desviación estándar.

Fig. 22. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento durante el invierno.

Durante la época invernal el promedio de especies (Fig. 22), diversidad de Shannon e índice de Margalef tienden a correlacionarse inversamente con el tamaño y posición en el fragmento, ver Cuadro 11. Por lo que el fragmento pequeño, así como el borde del fragmento grande presentaron los valores más altos de promedio de especies respectivamente. Sin embargo, no se encuentra diferencia significativa entre los tamaños y posición en el fragmento con respecto al promedio de especies ($F = 2.61, P = 0.12$), índice de Shannon ($F = 3.01, P = 0.09$) y riqueza de especies de Margalef ($F = 2.58, P = 0.12$).

Especies	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Zenaidura macroura		X		X
Columbina passerina	X	X	X	X
Laptotia varreuxi	X			

en la primavera ($F= 0.41, P = 0.74$); verano ($F= 0.45, P = 0.72$); otoño ($F= 0.46, P = 0.71$) e invierno ($F= 2.27, P = 0.15$).

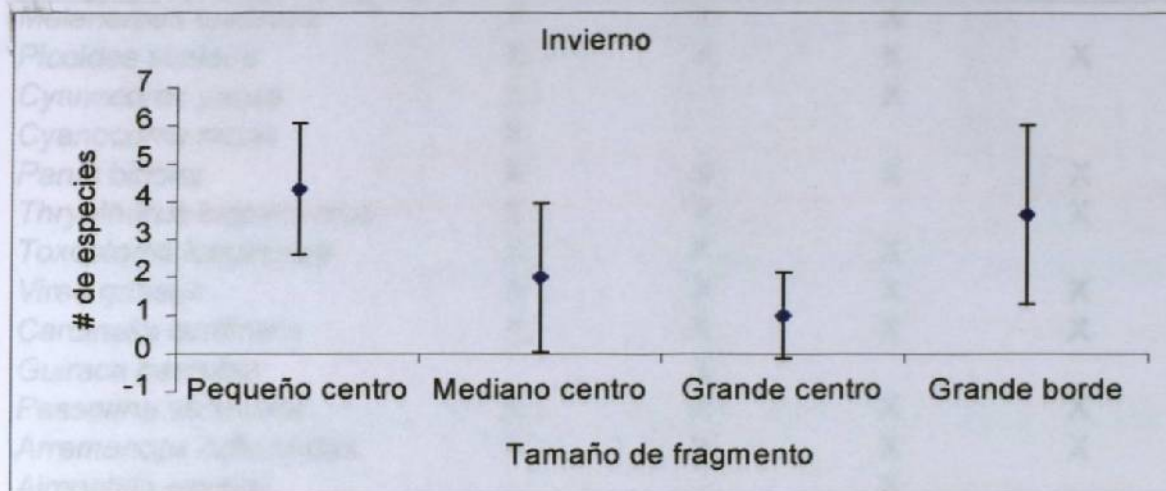


Fig. 22. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento durante el invierno \pm desviación estándar.

d) Residentes permanentes, residentes de verano y visitantes invernales.

De las 31 especies capturadas, 18 son residentes permanentes, 3 residentes de verano, 8 visitantes invernales y 2 transeúntes (Cuadro 12).

Cuadro 12. Permanencia temporal de las especies de aves capturadas en cada tamaño y posición en el fragmento.

Especies	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Residentes permanentes				
<i>Zenaida asiatica</i>		X		X
<i>Zenaida macroura</i>	X			
<i>Columbina passerina</i>	X	X	X	X
<i>Leptotila verreauxi</i>	X			

Continúa Cuadro 12....

Especies	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Residentes permanentes				
<i>Melanerpes aurifrons</i>	X	X	X	
<i>Picoides scalaris</i>	X	X	X	X
<i>Cyanocorax yncas</i>	X		X	
<i>Cyanocorax morio</i>	X			
<i>Parus bicolor</i>	X	X	X	X
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	X	X		X
<i>Toxostoma longirostre</i>	X	X	X	
<i>Vireo griseus</i>	X	X	X	X
<i>Cardinalis cardinalis</i>	X	X	X	X
<i>Guiraca caerulea</i>		X		
<i>Passerina versicolor</i>	X	X	X	X
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	X	X	X	X
<i>Aimophila cassinii</i>			X	
<i>Icterus graduacauda</i>		X	X	
Residentes de verano				
<i>Contopus virens</i>			X	X
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	X	X	X	
<i>Vireo bellii</i>			X	
Visitantes invernales				
<i>Empidonax sp</i>	X	X	X	X
<i>Regulus calendula</i>	X	X		
<i>Polioptila caerulea</i>	X	X		X
<i>Catharus guttatus</i>	X	X	X	X
<i>Vermivora celata</i>	X	X	X	X
<i>Vermivora ruficapilla</i>	X			
<i>Mniotilta varia</i>	X	X	X	X
<i>Wilsonia pusilla</i>		X	X	X
Transeúnte				
<i>Archilochus alexandri</i>			X	
<i>Contopus borealis</i>			X	

En la Fig. 23 se establece la distribución de la riqueza de especies en cada tamaño y posición en el fragmento, en la Fig. 24 su abundancia.

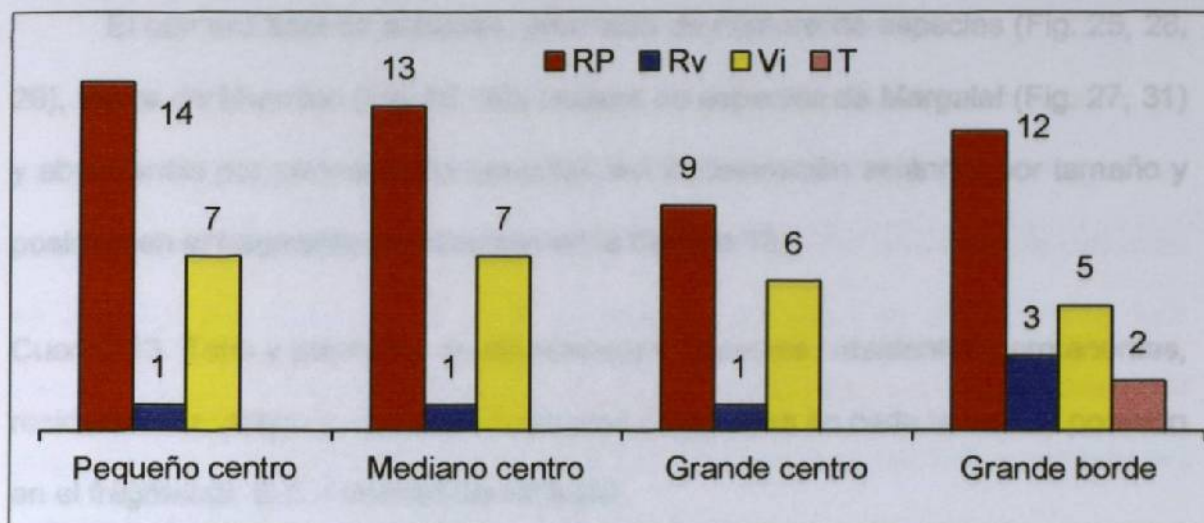


Fig. 23. Permanencia temporal de la comunidad de aves en cada tamaño y posición en el fragmento. Rp = residente permanente; Rv = residente de verano; Vi = visitante invernal y T = transeúnte. El valor en la parte superior de las barras indica el número de especies.

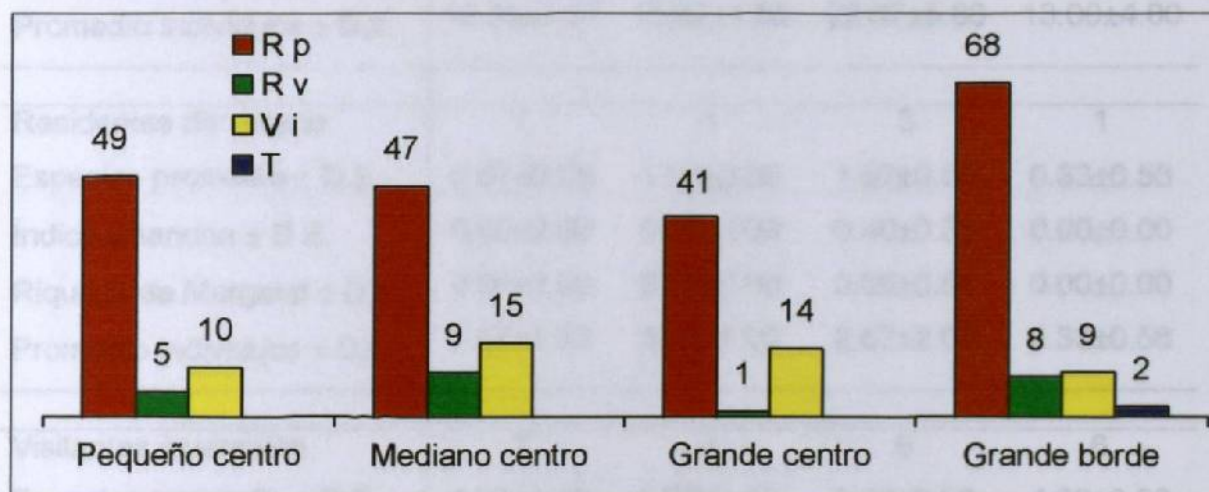


Fig. 24. Permanencia temporal de la comunidad de aves en cada tamaño y posición en el fragmento. Rp= residente permanente; Rv= residente de verano; Vi= visitante invernal y T= transeúnte. El valor en la parte superior de las barras indica el número de individuos.

El número total de especies, promedio de número de especies (Fig. 25, 28, 29), índice de Shannon (Fig. 26, 30), riqueza de especies de Margalef (Fig. 27, 31) y abundancia por permanencia temporal, así la desviación estándar por tamaño y posición en el fragmento se observan en la Cuadro 13.

Cuadro 13. Total y promedio de abundancia y especies residentes permanentes, residentes de verano y visitantes invernales capturadas en cada tamaño y posición en el fragmento; D.E. = desviación estándar.

	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Residentes permanentes	14	13	12	9
Promedio especies \pm D.E.	8.67 \pm 2.08	6.67 \pm 1.15	8.67 \pm 2.08	6.00 \pm 1.00
Índice Shanonn \pm D.E.	2.00 \pm 0.18	1.75 \pm 0.15	1.87 \pm 0.08	1.64 \pm 0.13
Riqueza de Margalef \pm D.E.	2.83 \pm 0.43	2.06 \pm 0.41	2.46 \pm 0.55	1.97 \pm 0.31
Promedio individuos \pm D.E.	16.33 \pm 7.37	15.67 \pm 1.53	22.67 \pm 5.86	13.00 \pm 4.00
Residentes de verano	1	1	3	1
Especies promedio \pm D.E.	0.67 \pm 0.58	1.00 \pm 0.00	1.67 \pm 0.58	0.33 \pm 0.58
Índice Shanonn \pm D.E.	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.40 \pm 0.36	0.00 \pm 0.00
Riqueza de Margalef \pm D.E.	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.69 \pm 0.58	0.00 \pm 0.00
Promedio individuos \pm D.E.	1.67 \pm 1.53	3.00 \pm 1.00	2.67 \pm 2.08	0.33 \pm 0.58
Visitantes invernales	7	7	5	6
Especies promedio \pm D.E.	4.00 \pm 1.00	3.33 \pm 1.53	2.33 \pm 0.58	4.00 \pm 2.00
Índice Shanonn \pm D.E.	1.29 \pm 0.18	1.06 \pm 0.44	0.78 \pm 0.27	1.25 \pm 0.58
Riqueza de Margalef \pm D.E.	1.90 \pm 0.23	1.53 \pm 0.35	1.21 \pm 0.53	1.85 \pm 0.94
Promedio individuos \pm D.E.	5.67 \pm 3.79	5.00 \pm 3.00	3.00 \pm 0.00	4.67 \pm 1.53

El promedio de especies residentes permanentes en los fragmentos del matorral espinoso tamaulipeco no presenta una relación directa con el área, ya que el promedio disminuye a medida que el área aumenta (Fig. 25). El fragmento pequeño y el borde del fragmento grande mostraron un alto promedio de especies en comparación con el resto de los tamaños y posición en el fragmento. Los valores de diversidad de Shannon (Fig. 26) y riqueza de especies de Margalef (Fig. 27) obtenidos tampoco presenta diferencias entre los tamaños y posición en el fragmento. Esto se comprueba mediante el análisis de varianza que establece que los remanentes de matorral no tienen un efecto significativo sobre el número de especies residentes permanentes ($F = 2.06$, $P = 0.18$); índice de Shannon ($F = 3.80$, $P = 0.058$); riqueza de Margalef ($F = 2.46$, $P = 0.13$) y promedio de abundancia ($F = 1.88$, $P = 0.21$).

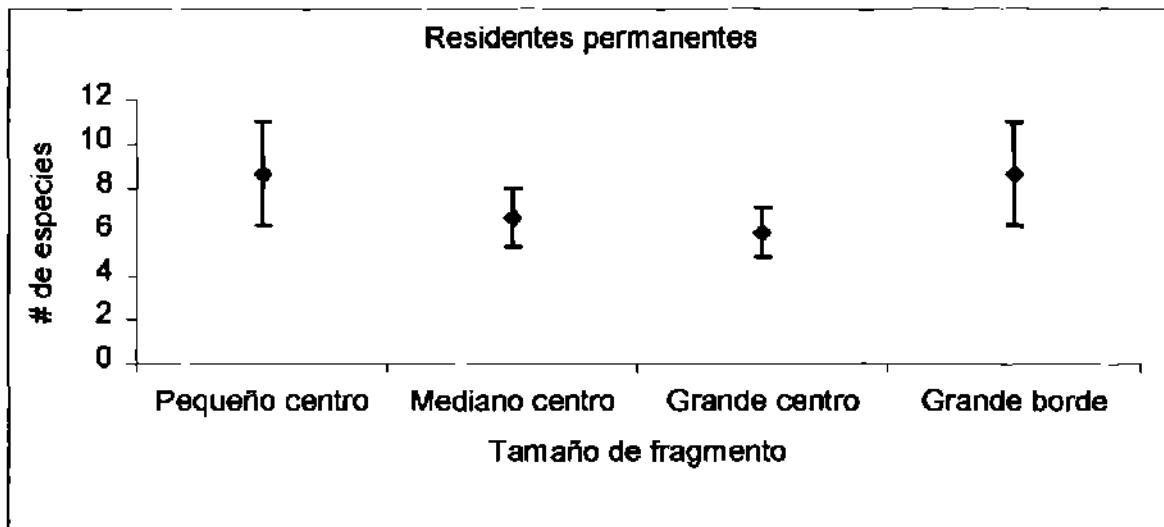


Fig. 25. Número de especies residentes permanentes por tamaño y posición en el fragmento, los intervalos establecen la desviación estándar.

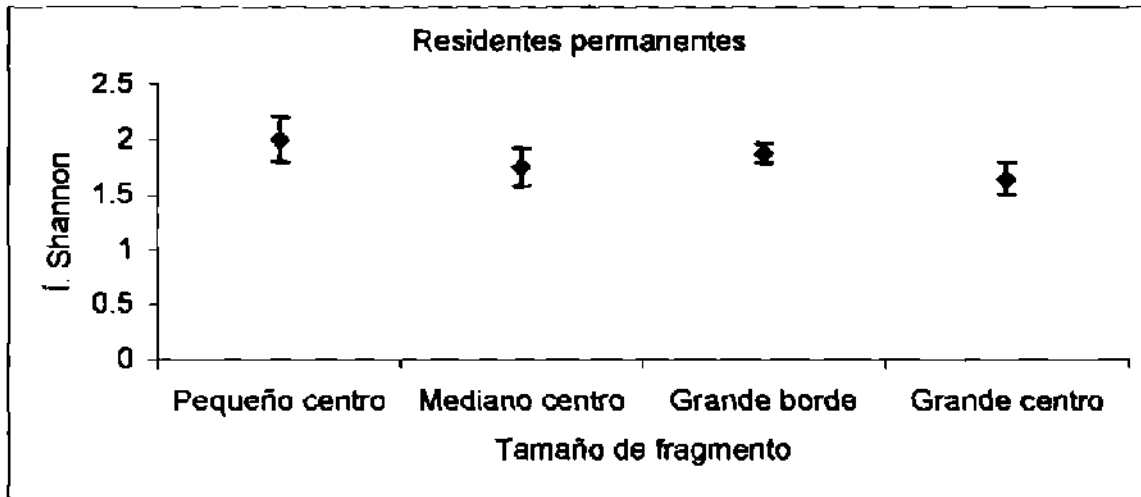


Fig. 26. Valores del índice de Shannon para especies residentes permanentes por tamaño y posición en el fragmento. Las barras indican la desviación estándar.

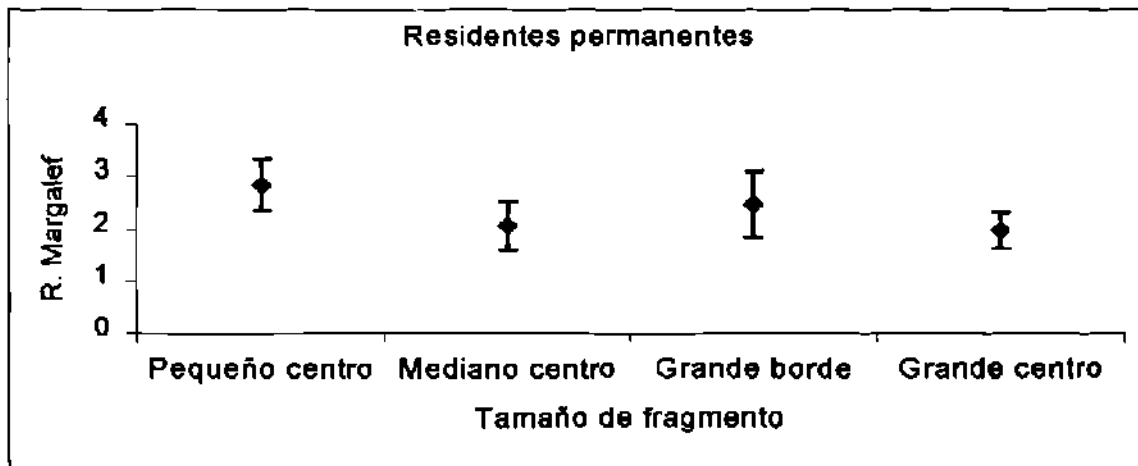


Fig. 27. Valores de riqueza de especies de Margalef para especies residentes permanentes por tamaño y posición en el fragmento \pm desviación estándar.

En el caso particular de las especies residentes de verano se observa que este grupo está pobremente representado dentro del paisaje fragmentado del matorral espinoso tamaulipeco (Fig. 28). No se presenta ninguna relación entre el tamaño y posición en el fragmento con respecto al promedio de especies. No obstante, es el borde del fragmento grande el que registra el valor más alto. La misma situación prevalece al obtenerse los valores del índice de Shannon y de Margalef. El tamaño y posición en el fragmento no tienen un efecto significativo en el número de especies residentes permanentes ($F = 3.88$, $P = 0.055$); índice de Shannon ($F = 3.71$, $P = 0.06$); riqueza de Margalef ($F = 2.71$, $P = 0.11$) y promedio de abundancia ($F = 2.15$, $P = 0.17$), al utilizar el análisis de varianza.

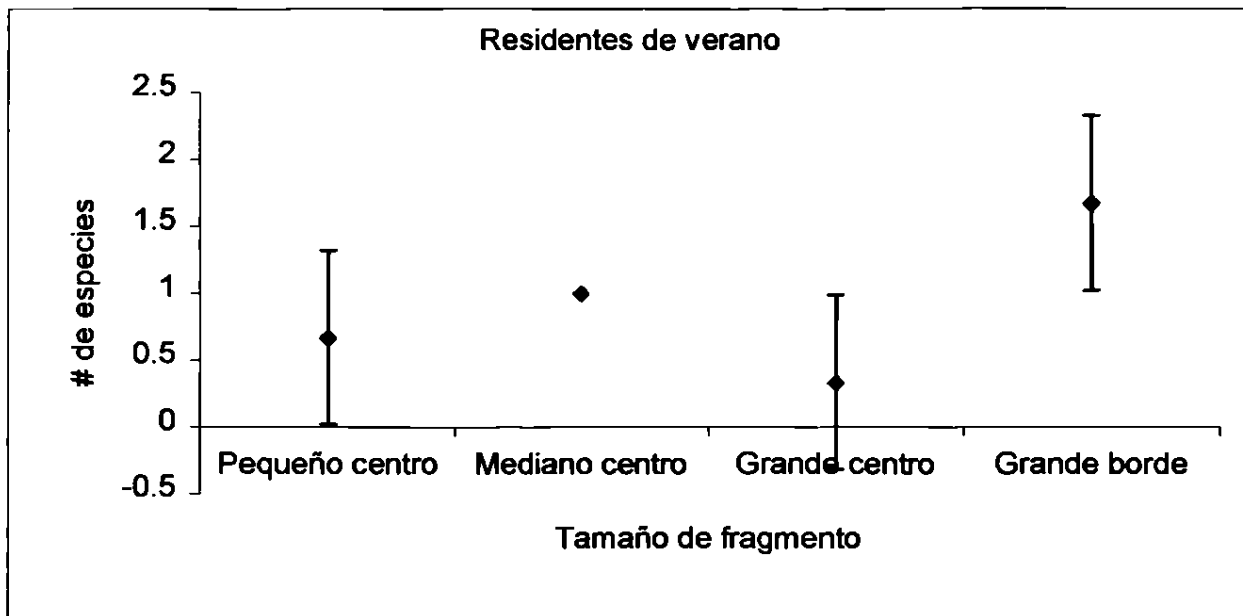


Fig. 28. Número de especies residentes de verano por tamaño y posición en el fragmento. Los intervalos representan la desviación estándar.

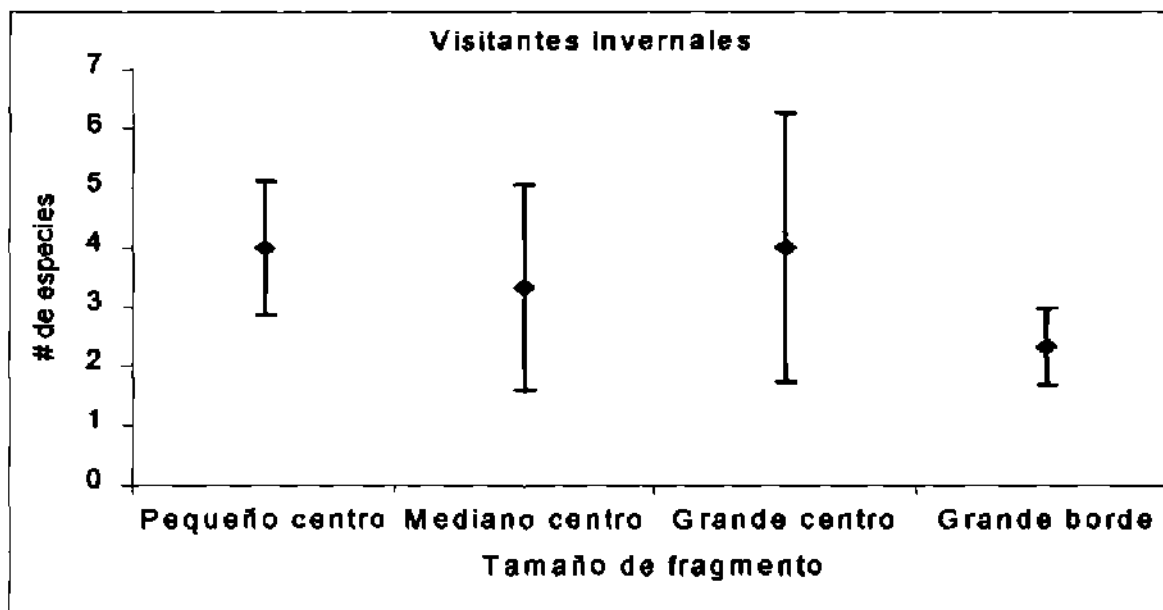


Fig. 29. Número de especies visitantes invernales por tamaño y posición en el fragmento \pm la desviación estándar.

Para las especies visitantes invernales no existe ninguna diferencia entre el promedio de especies y el tamaño y posición en el fragmento (Fig. 29). Sin embargo, el fragmento pequeño y el borde del fragmento grande son los que registran el promedio más alto de visitantes invernales. El índice de Shannon (Fig. 30) y el índice de riqueza de Margalef (Fig. 31) tampoco muestra diferencia entre los valores calculados y el tamaño y posición en el fragmento. Esto se corrobora mediante la prueba ANOVA que establece que los remanentes de matorral no tienen un efecto significativo sobre el número promedio de especies visitantes invernales ($F = 0.62$, $P = 0.62$); índice de Shannon ($F = 1.01$, $P = 0.43$); riqueza de Margalef ($F = 0.92$, $P = 0.47$) y promedio de abundancia ($F = 0.60$, $P = 0.63$).

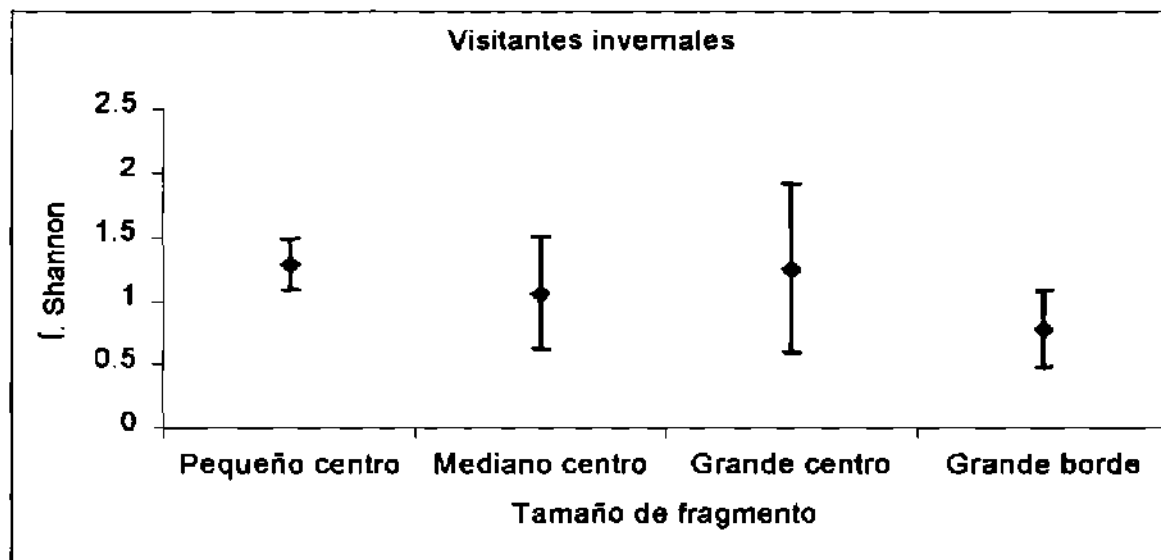


Fig. 30. Valores del índice de Shannon para especies visitantes invernales por tamaño y posición en el fragmento, las barras indican la desviación estándar.

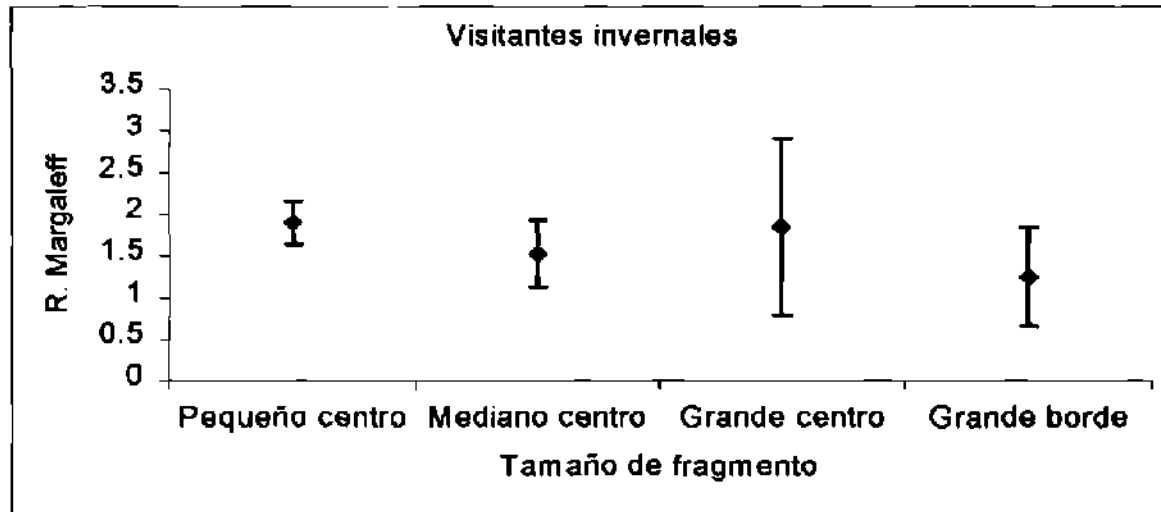


Fig. 31. Valores de riqueza de especies de Margalef para especies visitantes invernales por tamaño y posición en el fragmento.

e) Redeo intensivo.

La lista de especies capturadas para cada uno de los intensivos se presenta en el Anexo III. El número de especies, así como la abundancia para cada tamaño y posición en el fragmento, se observa en el Cuadro 14 y Figura 32, para el primer redeo intensivo, mientras que para el segundo, ver Cuadro 15 y Figura 33.

Los resultados obtenidos bajo las condiciones de un mayor número de días y de redes, son constantes a los encontrados durante el periodo de muestreo comprendido de mayo de 1996 a mayo de 1997. Esto se fundamenta en los valores del análisis de varianza ($F = 2.23$, $P = 0.13$, primer intensivo; $F = 1.25$, $P = 0.30$; segundo intensivo). Podemos establecer que al incluir nuevas áreas y al aumentar el esfuerzo de muestreo, tampoco el tamaño y posición en el fragmento tiene un efecto significativo sobre el número de especies promedio.

Cuadro 14. Número, promedio de especies y abundancia presente por tamaño y posición en el fragmento \pm desviación estándar.

PRIMER INTENSIVO			
	Pequeño centro	Grande borde	Grande centro
Número total de especies	5	6	12
Promedio de especies por fragmento \pm D.E.	1.60 \pm 1.14	2.33 \pm 3.21	3.83 \pm 1.80
Número total de individuos	11	15	76
Promedio individuos por fragmento \pm D.E.	2.20 \pm 1.92	5.00 \pm 6.24	6.33 \pm 3.47

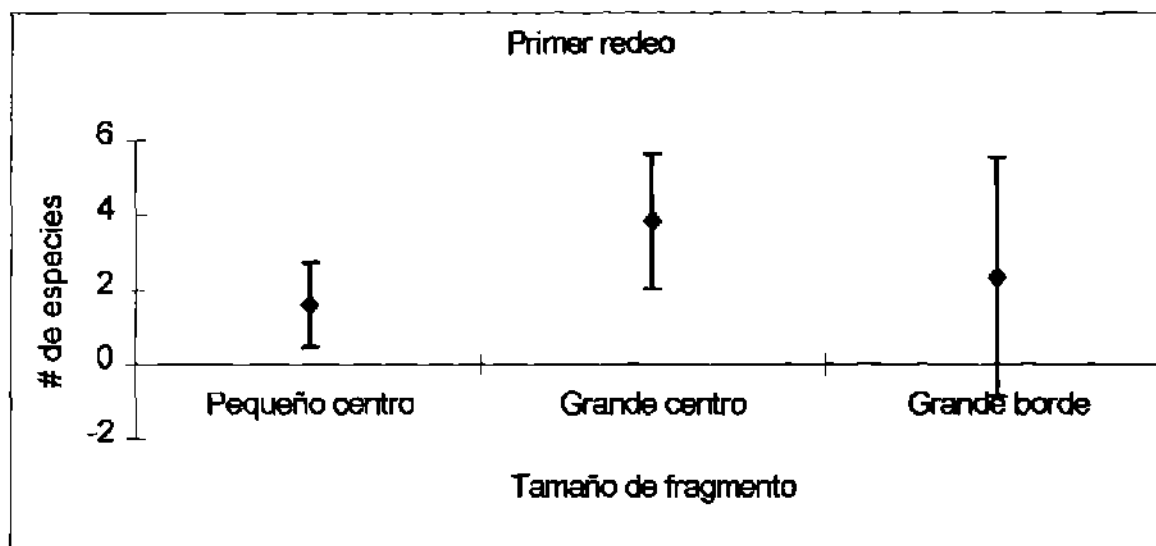


Fig. 32. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento para el primer censo. Las barras indican la desviación estándar.

Cuadro 15. Número, promedio de especies y abundancia presente por tamaño y posición en el fragmento. D.E.= desviación estándar.

SEGUNDO INTENSIVO			
	Pequeño centro	Grande borde	Grande centro
Número total de especies	10	13	15
Promedio de especies por ± D.E.	3.60 ± 1.67	5.67 ± 4.51	3.42 ± 1.51
Número total de individuos	32	38	67
Promedio individuos por fragmento ± D.E.	6.60 ± 3.85	12.62 ± 5.77	5.58 ± 3.37

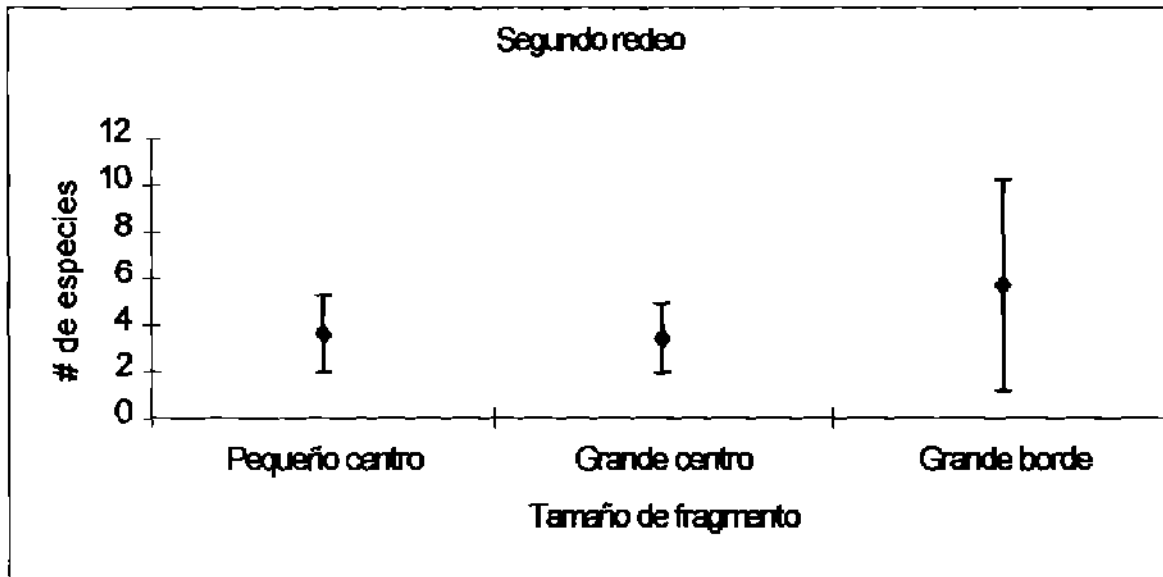


Fig. 33. Número de especies por tamaño y posición en el fragmento para el segundo intensivo \pm desviación estándar.

f) Gremios o grupos funcionales.

Se registran 31 especies de aves. En el Cuadro 16 se presentan las especies capturadas y el número de individuos por tamaño y posición en el fragmento, así como su grupo funcional y gráficamente en la Fig. 34 y 35, respectivamente. Mientras que el promedio de especies e individuos de cada gremio para cada tamaño y posición en el fragmento de matorral espinoso tamaulipeco se observa en el Cuadro 17.

Cuadro 16. Lista de especies y número de individuos por gremio, por tamaño y posición en el fragmento

	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Omnívoros				
<i>Cyanocorax yncas</i>	3		3	
<i>Cyanocorax morio</i>	1			
<i>Toxostoma longirostre</i>	3	5	2	
# de especies	3	1	2	
# de individuos	7	5	5	

Granívoros terrestres				
<i>Zenaida asiatica</i>		1		1
<i>Zenaida macroura</i>	8			
<i>Columbina passerina</i>	5	4	19	5
<i>Leptotila verreauxi</i>	1			
# de especies	3	2	1	2
# de individuos	14	5	19	6

Insectívoros terrestres				
<i>Guiraca caerulea</i>		2		
<i>Thryothorus ludovicianus</i>	1	2		1
<i>Catharus guttatus</i>	4	3	1	2
<i>Cardinalis cardinalis</i>	4	2	5	3
<i>Passerina versicolor</i>	3	6	13	9
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	8	14	12	12
<i>Aimophila cassinii</i>			1	
# de especies	5	6	5	5
# de individuos	20	29	32	27

Insectívoros aéreos				
<i>Contopus borealis</i>			1	
<i>Contopus virens</i>			1	1
<i>Empidonax sp.</i>	1	1	2	2
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	5	9	6	
# de especies	2	2	4	2
# de individuos	6	10	10	3

Continúa Cuadro 16....

	Pequeño centro	Mediano centro	Grande borde	Grande centro
Insectívoros follaje				
<i>Parus bicolor</i>	2	2	3	2
<i>Regulus calendula</i>	2	3		
<i>Polioptila caerulea</i>	4	4		2
<i>Vireo griseus</i>	5	4	4	5
<i>Vireo bellii</i>			1	
<i>Vermivora celata</i>	2	1	1	2
<i>Vermivora ruficapilla</i>	1			
<i>Wilsonia pusilla</i>			4	2
<i>Icterus graduacauda</i>		1	2	
# de especies	6	7	6	5
# de individuos	16	17	15	13

Insectívoros corteza				
<i>Melanerpes aurifrons</i>	2	1	2	
<i>Picoides scalaris</i>	3	3	2	1
<i>Mniotilta varia</i>	3	1	1	3
# de especies	3	3	3	2
# de individuos	8	5	5	4

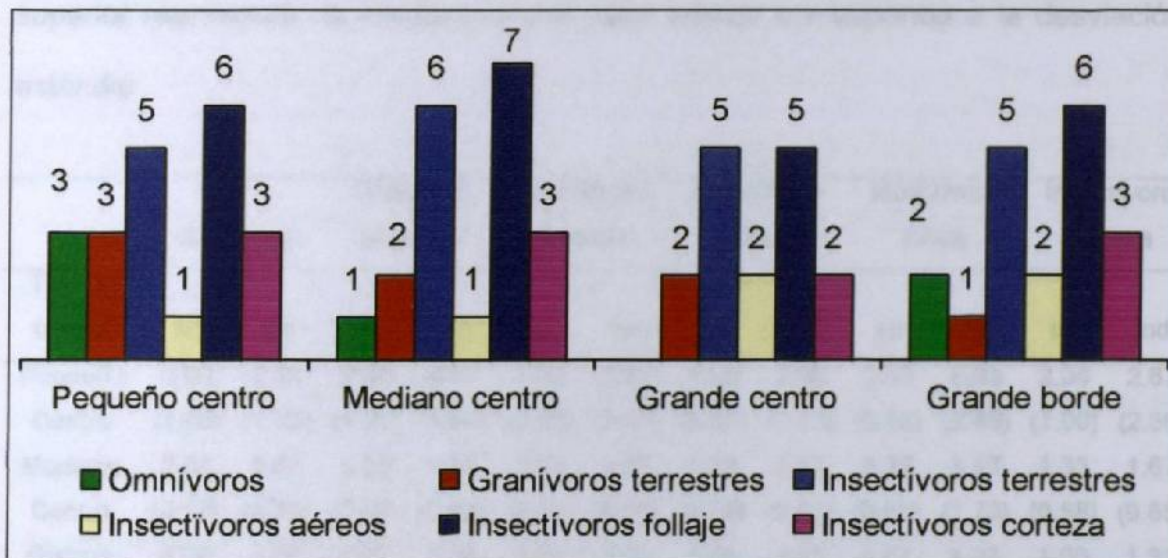


Fig. 34. Número de especies por gremio en cada tamaño y posición en el fragmento.

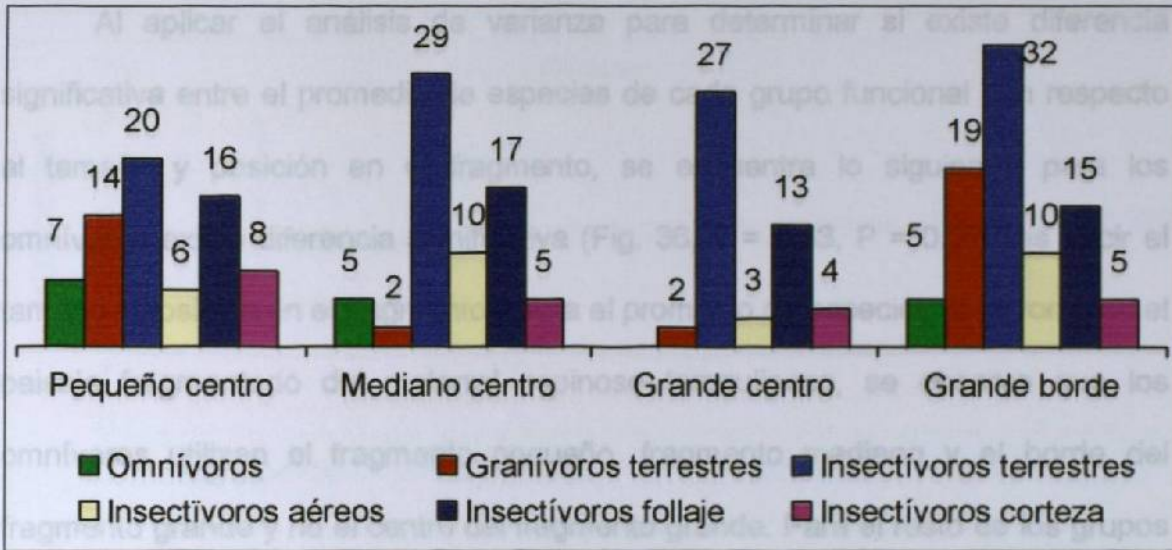


Fig. 35. Número de individuos por gremio en cada tamaño y posición en el fragmento.

Cuadro 17. Promedio de especies y abundancia para cada uno de los gremios presentes en el paisaje fragmentado del Matorral Espinoso Tamaulipeco. El valor superior representa la media (\bar{x}) y el valor inferior corresponde a la desviación estándar

Tipo de hábitat	Omnívoro		Granívoro terrestre		Insectívoro terrestre		Insectívoro aéreo		Insectívoro follaje		Insectívoro corteza	
	sp	ind	sp	ind	sp	ind	sp	ind	sp	ind	sp	ind
Pequeño Centro	2.00 (1.00)	2.33 (1.73)	2.00 (1.00)	4.67 (3.64)	3.00 (0.00)	6.67 (3.97)	1.00 (0.00)	2.00 (1.13)	3.33 (0.58)	5.33 (2.85)	2.00 (1.00)	2.67 (2.36)
Mediano Centro	0.67 (0.58)	1.67 (1.73)	1.00 (0.00)	1.67 (0.65)	3.33 (2.52)	9.67 (5.10)	1.33 (0.58)	3.33 (0.73)	3.33 (0.58)	5.67 (1.73)	1.33 (0.58)	1.67 (0.65)
Grande centro	0.00 (0.00)	0.00 (0.00)	1.00 (0.00)	2.00 (1.13)	3.67 (1.15)	5.00 (4.28)	1.00 (1.00)	4.33 (1.13)	3.67 (0.58)	4.33 (1.96)	1.00 (1.00)	1.33 (1.31)
Grande borde	1.33 (0.58)	1.67 (0.65)	1.00 (0.00)	6.33 (3.97)	3.67 (1.15)	10.7 (5.19)	2.33 (0.58)	5.00 (2.16)	3.33 (1.53)	5.00 (0.65)	1.33 (0.58)	1.67 (1.31)

Al aplicar el análisis de varianza para determinar si existe diferencia significativa entre el promedio de especies de cada grupo funcional con respecto al tamaño y posición en el fragmento, se encuentra lo siguiente: para los omnívoros existe diferencia significativa (Fig. 36, $F = 5.33$, $P = 0.02$), es decir el tamaño y posición en el fragmento afecta el promedio de especies omnívoras en el paisaje fragmentado del matorral espinoso tamaulipeco, se observa que los omnívoros utilizan el fragmento pequeño, fragmento mediano y el borde del fragmento grande y no el centro del fragmento grande. Para el resto de los grupos funcionales el tamaño y posición en el fragmento no tienen un efecto significativo sobre el promedio de granívoros terrestres ($F = 3.00$, $P = 0.09$) como se indica en la Figura 37; insectívoras terrestres ($F = 0.13$, $P = 0.93$) ver la Figura 38; insectívoras aéreas (Fig. 39, $F = 2.86$, $P = 0.10$); insectívoros de follaje (Fig. 40, $F = 0.10$, $P = 0.95$); insectívoras de corteza (Fig. 41, $F = 0.79$, $P = 0.53$). Respecto a la abundancia, tampoco los tamaños y posición en los fragmentos presentan una diferencia significativa sobre el promedio de individuos omnívoros ($F = 2.37$, $P = 0.14$); granívoros terrestres ($F = 2.48$, $P = 0.13$); insectívoros terrestres ($F = 0.46$, $P = 0.71$); insectívoros aéreos ($F = 1.59$, $P = 0.26$); insectívoros de follaje ($F = 0.32$, $P = 0.80$) e insectívoros de corteza ($F = 0.54$, $P = 0.66$).

Para establecer si existe una relación entre el tamaño del fragmento y el número de especies e individuos de cada grupo funcional, se aplicó un análisis de regresión. Los resultados obtenidos muestran que la riqueza de especies no está relacionada con el área durante el período de estudio, a excepción de los insectívoros de corteza (Cuadro 18). El número de especies insectívoros de

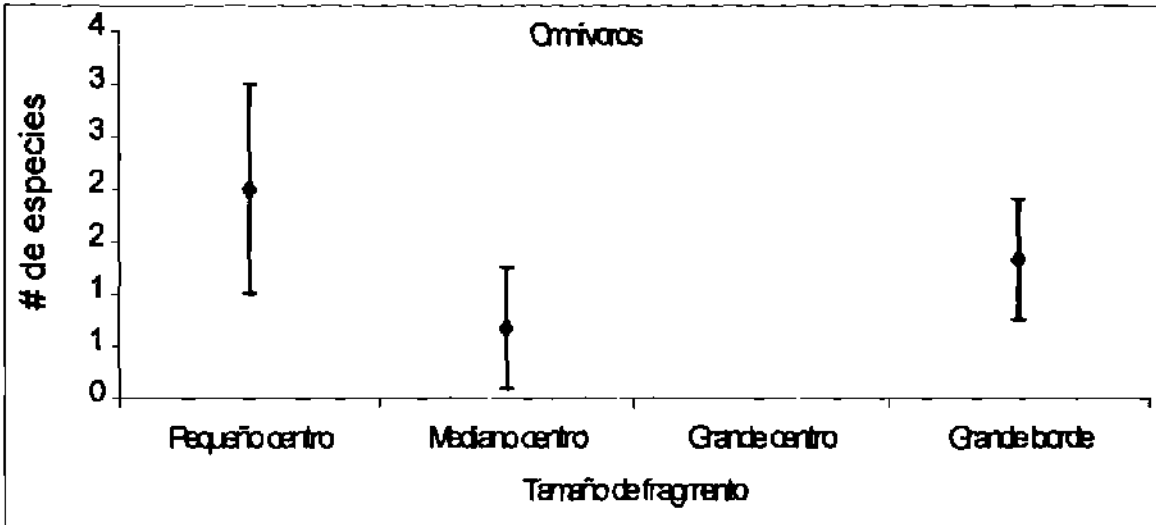


Fig. 36. Número de especies omnívoras por tamaño y posición en el fragmento. Las barras indican la desviación estándar.

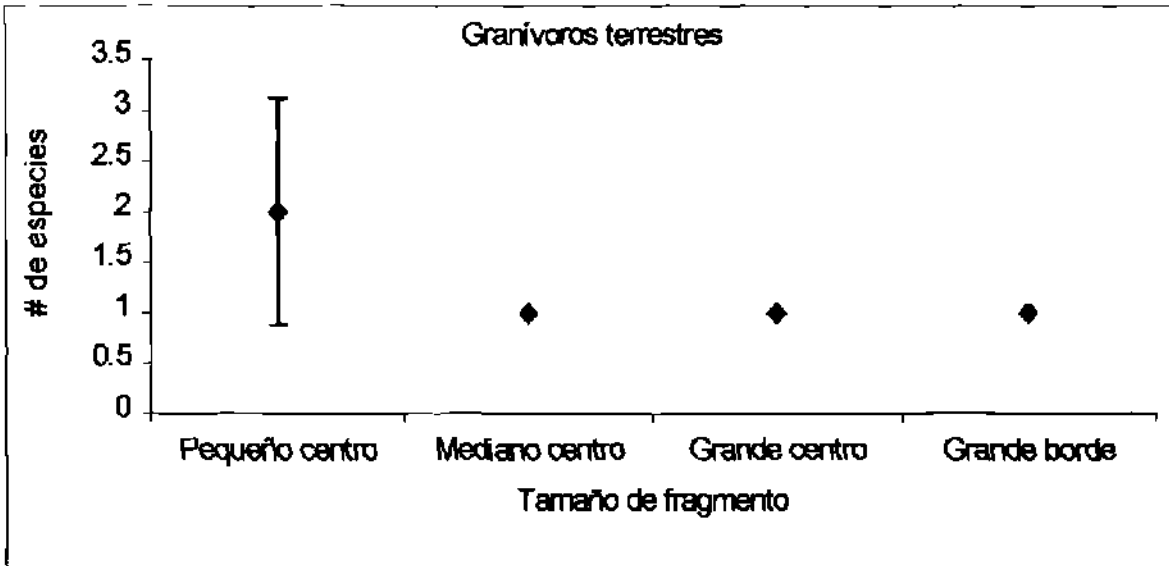


Fig. 37. Número de granívoros terrestres por tamaño y posición en el fragmento \pm la desviación estándar.

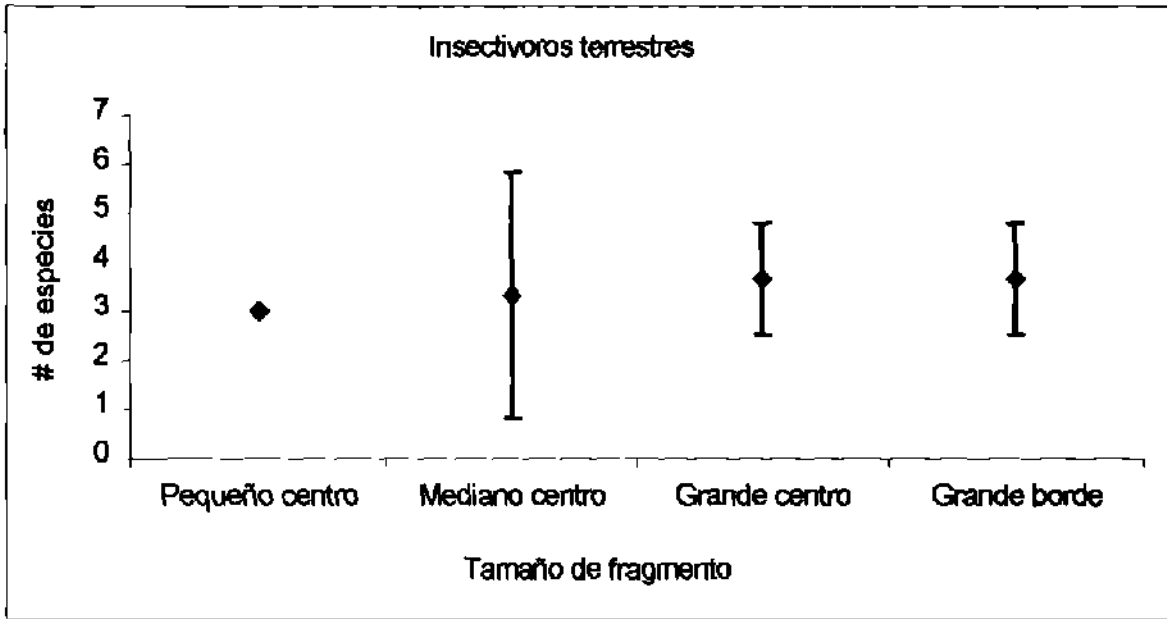


Fig. 38. Número de especies insectívoros terrestres por tamaño y posición en el fragmento. Las barras indican la desviación estándar.

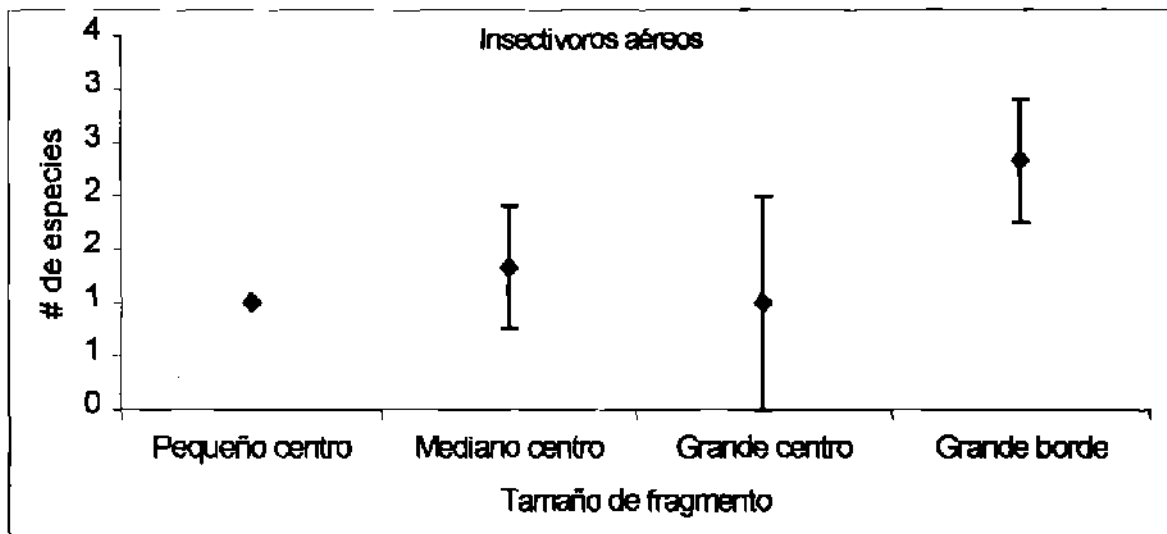


Fig. 39. Número de especies insectívoros aéreos por tamaño y posición en el fragmento, las barras indican la desviación estándar.

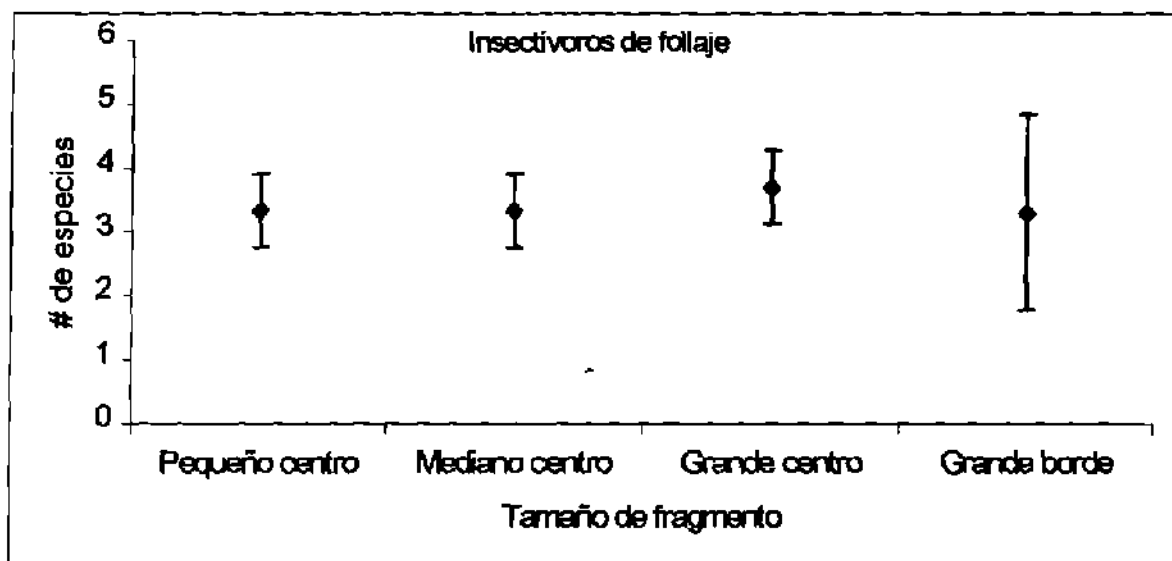


Fig. 40. Número de especies insectívoros de follaje por tamaño y posición en el fragmento, así como la desviación estándar.

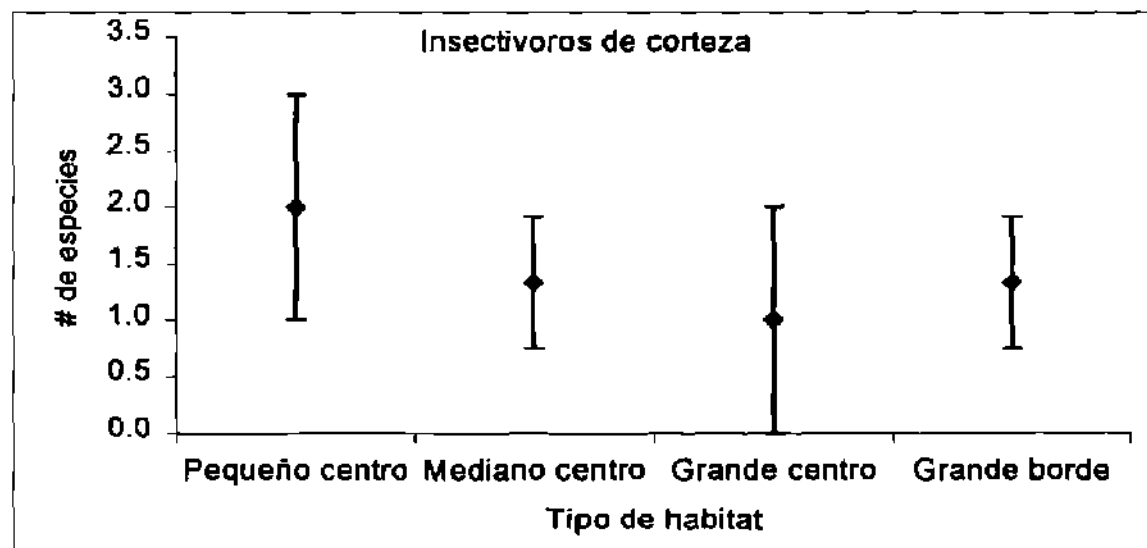


Fig. 41. Número de especies insectívoros de corteza por tamaño y posición en el fragmento \pm la desviación estándar.

corteza presenta una regresión altamente significativa con el área del fragmento, dada por la ecuación: $\hat{Y} = 3.04 - 1.0 x$ (Cuadro 18 *), mientras que para el resto de los grupos funcionales no existe significancia estadística. Los granívoros terrestres muestran un pequeño incremento en la riqueza específica con el área (Cuadro 18). Sin embargo, los omnívoros, insectívoros terrestres, insectívoros aéreos e insectívoros de follaje disminuyeron a medida que aumentó el área, por presentar una pendiente negativa, ver Cuadro 18. Grupos funcionales como insectívoros terrestres e insectívoros de follaje presentaron un intercepto alto, que refleja una dominancia de estos gremios en el fragmento pequeño (Cuadro 18).

Cuadro 18. Relaciones entre tamaño del fragmento (unidad muestral) y el número de especies para cada grupo funcional. *Relación altamente significativa

Grupo funcional	Pendiente \pm E.E.	Intercepto	P	R ²	Ecuación Funcional (S = CA ^Z)
Promedio de especies					
Omnívoros	- 0.80 \pm 0.57	2.12	0.19	0.64	0.336 A ^{-0.64}
Granívoros terrestres	0.03 \pm 0.60	1.98	0.96	0.0009	0.164 A ^{0.564}
Insectívoros terrestres	- 0.26 \pm 0.35	5.32	0.74	0.06	0.714 A ^{0.143}
Insectívoros aéreos	- 0.39 \pm 0.68	2.73	0.60	0.15	0.489 A ^{-0.82}
Insectívoros follaje	- 0.77 \pm 0.38	6.37	0.23	0.59	0.802 A ^{-0.44}
Insectívoros corteza*	- 1.00 \pm 0.03	3.04	0.003	0.99	0.501 A ^{-0.79}

La literatura (MaCArthur y Wilson, 1967; Cody, 1974; Wilson, 1975) demuestra un rango de "Z" entre 0.25 y 0.35, sin embargo, nuestros resultados arrojan diferentes valores para la "Z" (Cuadro 18).

Mientras que el número de individuos no presenta relación significativa ($P > 0.05$) respecto al tamaño de los fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco. La abundancia en todos los grupos funcionales disminuye a medida que se incremento el área del fragmento ya que presentan pendiente negativa. Los granívoros terrestres, insectívoros terrestres e insectívoros de follaje son gremios que con interceptos altos que reflejan una dominancia de estos en fragmentos pequeños (Cuadro 19).

Cuadro 19. Relaciones entre tamaño del fragmento (unidad muestral) y el número de individuos para cada grupo funcional.

Grupo funcional	Pendiente \pm E.E.	Intercepto	P	R^2
Promedio de individuos				
Omnívoros	- 0.95 \pm 0.39	5.94	0.06	0.90
Granívoros terrestres	- 0.57 \pm 4.08	13.27	0.43	0.32
Insectívoros terrestres	- 0.01 \pm 3.79	27.02	0.99	0.0007
Insectívoros aéreos	- 0.82 \pm 1.43	8.92	0.17	0.67
Insectívoros follaje	- 0.84 \pm 0.69	16.10	0.16	0.69
Insectívoros corteza	- 0.58 \pm 1.04	6.10	0.41	0.34

DISCUSION

La curva de acumulación de especies por el periodo de 13 meses determina que el inventario se puede considerar representativo ya que a partir de febrero hasta abril solo hubo un incremento de 3 especies que representan el 5.88%.

El índice de similaridad establece que aproximadamente existe un 45-50 % de similitud de especies entre nuestra área respecto a lo reportado por Quillin y Holleman 1918; Cotera y Contreras 1985; Cantú 1994; y González *et al.* (en prensa), esto posiblemente a que las áreas estudiadas están bajo la influencia de la Planicie Costera del Golfo, a excepción del área de Roth 1977, donde existe una similaridad del 23%, ya que solamente evalúa las comunidades reproductoras de aves. Sobre la base de lo reportado por los autores anteriormente mencionados, más lo encontrado en el presente trabajo, se registra un total de 141 especies de aves para el matorral espinoso tamaulipeco. Mientras que para el municipio de Linares se registran formalmente un total de 126 especies, que representan el 31.97% de las especies reportadas para el estado de Nuevo León por Contreras *et al.* 1995. Al analizar la riqueza de especies por estación, se observa que primavera e invierno presentan los valores más altos. En el primer caso se explica todavía por la presencia de especies visitantes invernales, consideradas éstas como migratorias tardías, por lo que se registran al inicio de esta estación, esto concuerda con lo mencionado por Howell y Webb 1995. Además de la llegada a finales de esta estación, de especies residentes de verano al área de estudio, en la segunda estación la riqueza de especies esta

determinada principalmente por el arribo de las visitantes invernales al área. Por otro lado el verano presenta el número más bajo de especies, producto de una disminución en el número de residentes de verano, como *Vireo belli*, *Contopus virens* que son especies presentes en el verano y que no se reproducen en el área de estudio, ya que utilizan otros hábitats para anidar, como vegetación riparia y bosques de pino-encino respectivamente. *Icterus cucullatus*, cuya área de reproducción corresponde a la Planicie Costera del Golfo, es una especie que requiere una alta densidad de yucas, situación que no prevalece en el área de estudio, este patrón reproductivo concuerda con lo descrito por Howell y Webb 1995; Ehrlich *et al.* 1988. En otoño, el número de especies esta influida por la presencia de las visitantes invernales al matorral espinoso tamaulipeco. Con respecto a la abundancia es el otoño la estación que presenta el valor más alto, debido a la presencia de las visitantes invernales, consideradas como migratorias tempranas y a la incorporación de los juveniles a la comunidad de aves. El índice de Shannon muestra una mayor diversidad en primavera y menor en el otoño. La prueba "t" de Shannon revela que los valores obtenidos son significativamente distintos entre las estaciones ($p < 0.05$), a excepción de primavera-verano ($t = 0.57$). La uniformidad es mayor en verano por lo que la comunidad de aves es más diversa que el resto de las estaciones y con una menor dominancia, esto sobre la base de los valores de uniformidad de Shannon y dominancia de Simpson. Por otro lado el índice de Similaridad de Sorenson nos indica que el valor más alto se presenta entre primavera-verano (73.3% de las especies son compartidas) y el valor más bajo se observa entre verano-invierno (56.6% de las especies se comparten), estos valores reflejan simplemente el reemplazo en la composición de

especies a lo largo de las estaciones y que están determinados por la permanencia estacional y temporal de las aves.

La permanencia temporal de las especies indica que el área de estudio sostiene un gran número de residentes permanentes (33 especies) las cuales posiblemente se reproduzcan en el matorral, mientras que al grupo de visitantes invernales (14 especies) les proporciona zonas de descanso y/o alimentación durante sus rutas migratorias. Los cambios que presenta la avifauna del matorral espinoso tamaulipeco en términos de riqueza específica, de su abundancia, permanencia estacional y temporal está relacionada con los factores climáticos, disponibilidad de los recursos, interacciones con otras especies (competencia, depredación, parasitismo), así como con la estructura del hábitat (altura, cobertura, densidad del follaje, fitodiversidad, etc.).

Los cambios en la composición específica de los gremios a través del año muestran que los insectívoros de follaje presentan un mayor número de especies en el mes de septiembre. Aparentemente asociado con las precipitaciones promedio mensuales que se presentaron en el mes de agosto de 1996. Esto origina un incremento en la densidad del follaje y por lo tanto una mayor disponibilidad de recursos alimenticios para las aves insectívoras de follaje. A medida que transcurrieron los meses comprendidos dentro del otoño e invierno (octubre de 1996 a febrero de 1997) se presenta una disminución de las residentes permanentes para el área de estudio, que puede ser producto de la llegada de las especies visitantes invernales (Anexo II). Esto se basa en el hecho

de que de las 6 especies registradas para el otoño e invierno, 4 son visitantes invernales y 2 residentes permanentes.

Los insectívoros terrestres, en los meses de junio y julio presentan la mayor riqueza, 7 y 6 especies respectivamente. Posiblemente se explique en función de la productividad del matorral durante el verano, por lo que exista una mayor actividad y disponibilidad de insectos terrestres en el área. Esto aunado a las altas temperaturas promedio mensuales presentes en el verano. Las especies registradas en ambos meses son residentes permanentes. Mientras que durante los meses del otoño se presenta una disminución en el número de especies, que puede ser explicada por el decremento en la temperatura promedio mensual que afecta la actividad en sí y además, por la disminución de la disponibilidad del recurso alimenticio. Así como el hecho de que las especies residentes permanentes puedan migrar a otras áreas para obtener su alimento. Sin embargo, en febrero se detecta un incremento sustancial en el número de especies, que puede ser indicativo de que las especies de aves residentes permanentes se reintegran, ya que de las 7 especies, 1 es visitante invernal. En los meses de primavera la riqueza de especies tiende a mantenerse constante en cuanto a las especies permanentes (Anexo II), sin embargo todavía estuvo presente *Catharus guttatus* en esta estación, la cual se considera como migratoria tardía.

La presencia de los insectívoros aéreos en el área de estudio está determinada por la permanencia temporal de las especies. Es decir existe un reemplazo de residentes de verano por visitantes invernales a lo largo de los meses. Las primeras están en función de la disponibilidad del recurso alimenticio

dado por la productividad del matorral en el verano, asociado con temperaturas altas y bajas precipitaciones mensuales. Mientras que las visitantes invernales obedecen a sus patrones migratorios. Un factor importante que disminuye la actividad de las especies de este grupo funcional son las fuertes precipitaciones, tal como se observa en agosto (Anexo II). Sin embargo, en febrero se presenta el mayor número de especies con 4, esto dado a que: *Contopus virens* y *C. borealis* son consideradas especies transeúntes. La primera se observa en abril y mayo de 1997; la segunda en abril del mismo año, esto concuerda con lo mencionado por Howell y Webb 1995; *Hirundo rustica* es una especie que esta principalmente asociada a núcleos de población humana durante su etapa reproductora (Ehrlich *et al.*, 1988) y a que la observación de esta especie en el área sea para la obtención de alimento o de vagabundeo. *Myiarchus tyrannulus* fue observada de junio de 1996 a abril de 1997, lo cual concuerda con lo mencionado por Howell y Webb 1995, quienes la reportan como reproductora en regiones áridas y semiáridas de abril a agosto, por lo que es probable que se reproduzca en el matorral espinoso tamaulipeco.

Los insectívoros de corteza se mantienen constantes en el número de especies (1-2) durante el año, solamente en los meses de noviembre y enero se presentan 3 especies, debido a la presencia de *Mniotilta varia*, que es una especie migratoria (Anexo II).

Los depredadores son un gremio que está ausente durante el verano y tiende a incrementarse al final del otoño y durante el invierno. Esto se puede explicar porque durante el verano el matorral espinoso tamaulipeco no sea un

hábitat adecuado para la reproducción de las especies residentes y que el aumento en número de especies durante los meses fríos del año está determinado por el proceso de migración y la búsqueda de alimento (Anexo II).

Los omnívoros son un gremio que durante los meses más calientes del año muestran un mayor número de especies (verano), con un decremento en el número de especies a medida que la temperatura disminuye (otoño). En invierno experimenta un repunte, posiblemente debido a las lluvias invernales que favorecen la disponibilidad de recursos alimenticios para este grupo funcional (Anexo II).

Las especies de granívoros terrestres se mantienen constantes a lo largo del año, a excepción del mes de octubre cuando se registraron 4 especies, esto posiblemente asociado a las precipitaciones presentes en el mes anterior (Anexo II).

Los frugívoros de follaje (Anexo II) y carroñeros (Anexo II) son gremios que durante el año no presentan variaciones considerables con respecto al número de especies en cada uno de ellos. Sin embargo, aparentemente existe una asociación entre el primer grupo funcional y la precipitación, y en el segundo grupo con temperatura y precipitación.

Son los insectívoros terrestres el grupo funcional que predomina en el área y en segundo término los insectívoros de follaje. Esta misma situación se observa al analizar la composición de los gremios durante las estaciones del año, a

excepción de la primavera donde los insectívoros aéreos presentan una mayor actividad.

Los cambios que en la avifauna del matorral espinoso tamaulipeco en términos de riqueza específica, abundancia, permanencia estacional y temporal, así como la composición específica de los grupos funcionales está relacionada con los factores climáticos, disponibilidad de los recursos, interacciones con otras especies (competencia, depredación, parasitismo), así como con la estructura del hábitat (altura, cobertura, densidad del follaje, fitodiversidad, etc.) que estén presentes en el área de estudio.

Las comunidades vegetales representan hábitats importantes para las especies de aves, donde el matorral espinoso tamaulipeco no es la excepción. Estos hábitats aportan una serie de alternativas como lo son: refugio, área de anidación, alimentación, descanso, tanto para especies permanentes como para aquellas que presentan movimientos migratorios durante el verano o invierno. Modificaciones humanas al hábitat y en la composición de especies vegetales afectan la distribución de las aves, tanto en la disponibilidad de área, así como en la distribución del alimento. Por lo que es urgente establecer y caracterizar las especies que puedan ser consideradas como típicas del matorral espinoso tamaulipeco, ya que éste en la actualidad está siendo sometido a cambios drásticos producto de la actividad antropogénica.

Por otro lado el efecto de la fragmentación del matorral espinoso tamaulipeco sobre el número de especies promedio en cada tamaño y posición en el fragmento se mantuvo constante a medida que aumentó el área. Por lo que los

valores del índice de diversidad de Shannon y de riqueza de especies de Margalef establecen que estadísticamente tampoco existe diferencia significativa en términos de diversidad y riqueza de especies de aves entre el tamaño y posición en el fragmento. Aunque en paisajes fragmentados de bosque de encinos se ha encontrado que el tamaño si tiene un efecto significativo sobre la diversidad de aves al utilizar la serie de Hill's (McIntyre, 1995). Por otro lado el análisis de regresión lineal indica que a medida que aumenta el área de los fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco, el número de especies disminuye.

Algunas consideraciones en cuanto al comportamiento de la avifauna en cada una de las estaciones, serian que durante la primavera, el borde del fragmento grande presenta un promedio de especies alto. En el verano se observa que pocas especies utilizan el centro del fragmento grande en comparación con el resto, debido posiblemente a que las especies veraniegas que llegan al área de estudio no utilizan este tipo de matorral para su reproducción y que estén solamente de paso, esto en función de lo mencionado por Howell y Webb 1995. Mientras que en otoño el centro del fragmento grande sobresale en el promedio de especies, lo cual puede originarse por las especies migratorias que llegan al final de esta estación y utilicen el centro del fragmento grande al encontrar mayor área disponible. Finalmente, en el invierno el fragmento pequeño registra el promedio más alto de especies. A pesar de estas consideraciones la dinámica estacional que presenta la comunidad de aves dentro del paisaje fragmentado del matorral espinoso tamaulipeco no tiene una relación estadística con el tamaño y posición en el fragmento.

Las especies residentes permanentes no dependen del tamaño y posición en el fragmento. Las residentes de verano son un grupo que está pobremente representado dentro del paisaje fragmentado del matorral espinoso tamaulipeco. Por lo que el área no es importante en determinar la presencia de las especies de aves durante su migración, sin embargo, para fragmentos de bosque de encinos sí existe una relación entre el tamaño de los fragmentos con el número de especies veraniegas durante la época de reproducción esto de acuerdo a Martin 1982. El escaso número de especies en los fragmentos puede ser a que estas, no usen el matorral espinoso tamaulipeco durante la época reproductora y sea solo lo de paso. Las especies residentes de verano, las cuales son consideradas como migratorias de cortas distancias tienden a preferir el borde y no el interior de los fragmentos, esto concuerda con lo reportado por Blake 1986.

El número promedio de especies visitantes invernales, valores de diversidad y riqueza de especies son muy similares con respecto a los tamaños de los fragmentos, esto se corrobora con lo reportado por Hamel 1993, quién menciona que la riqueza de especies de aves invernales, diversidad y equitatividad no presentan cambios en función de los diferentes tamaños de fragmento de *Quercus*. Así mismo, especies consideradas transeúntes están relacionados al borde y no con el área, tal como lo menciona Blake 1986.

Tomando como referencia la teoría de las islas biogeográficas (Sonja *et al.*, 1988; Halffter, 1992; Wilson, 1992; Hunter, 1996; Begon *et al.*, 1986; Condit *et al.*, 1996) se esperaría encontrar un mayor promedio de especies en un fragmento grande con respecto a uno pequeño. En este estudio existe una relación inversa

en cuanto a la relación especies-área para el centro del fragmento grande, aunque no significativa. Esta diferencia no significativa también se encuentra al analizar la diversidad de homigas en fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco, esto reportado por Ávila, 1997. La presencia de un mayor promedio de especies en el fragmento pequeño posiblemente se pueda explicar sobre la base de que posea una área núcleo reducida, (Forman y Godron, 1986; Temple, 1986) y por lo tanto funcione como borde, el cual se refleja en un mayor número de especies (Odum, 1972; López *et al.*, 1998; Murcia, 1995; Restrepo *et al.*, 1998), esto se basa en que el centro del fragmento pequeño y el borde del fragmento grande presentan el mismo número y promedio de especies de aves. También puede ser debido a que las aves en pequeños hábitats aislados utilizan los recursos de las tierras que lo rodean (Loman y Schantz, 1991). Finalmente los fragmentos pequeños pueden tener mas especies que un área de mayor tamaño, de acuerdo a la teoría de los pequeños refugios (Odum, 1972; Quijano, 1992), y tienden a ser menos atractivas para los depredadores por su baja densidad (Begon *et al.*, 1986). Otra posible explicación sería que la fragmentación del matorral espinoso tamaulipeco sea relativamente reciente y que la comunidad de aves presente esté en una etapa de fauna en "relajación", caracterizada por un incremento en el número de especies y que con el paso del tiempo la riqueza de especies de aves disminuya y sea reconocida como una fauna "colapsada" indicativo del impacto de la fragmentación.

Respecto a la composición de los gremios dentro de los fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco, se observa que los omnívoros y granívoros

terrestres quizás no requieran fragmentos grandes de matorral y que las especies estén en fragmentos pequeños debido a la habilidad que tienen para forrajear fuera del fragmento. Por lo que el hábitat que los rodea tiene un fuerte impacto sobre la distribución y abundancia de las especies dentro de los fragmentos. En particular los omnívoros están ausentes en el fragmento grande de matorral, esto concuerda con lo mencionado por Blake 1983, quién establece una disminución en el número de especies omnívoras a medida que se incrementa el área de bosque. Por el contrario los insectívoros terrestres no están correlacionados con el área, sin embargo tienen un intercepto alto, indicativo de que el número de especies no está restringido por el área del fragmento de matorral espinoso tamaulipeco, sin embargo se reporta que para fragmentos de bosques de encinos, si existe una fuerte correlación con el área, Blake 1983. Los insectívoros aéreos presentan una disminución en la riqueza de especies respecto al área del fragmento. Se registran un total de 4 especies para este gremio, de las cuales todas se capturaron en el borde del fragmento grande. Estas especies pertenecen a la familia Tyrannidae que se caracteriza por su conducta de forrajeo, que consiste en capturar su alimento en áreas abiertas (Erich *et al.*, 1988), por lo que les resulta más fácil obtenerlo en el borde del fragmento grande que en el interior del fragmento. Además de que las especies reportadas presentan un status migratorio ya sea invernal o veraniego y que el matorral espinoso tamaulipeco y en particular el borde se utilice solamente de paso durante sus procesos de migración. Las especies insectívoras de follaje no están correlacionados con el área, pero presentaron un intercepto alto, por lo que el número de especies no está restringido por el área del fragmento de matorral. Los insectívoros de corteza

están fuertemente correlacionados con el área, el número de especies por su parte disminuye con respecto al área, al obtenerse una pendiente negativa.

La composición trófica de una comunidad aislada esta influida por una variedad de factores, pero un factor fundamental es la distribución, variedad y abundancia de los recursos alimenticios. Por lo que los intercambios bióticos entre el hábitat del fragmento y la matriz que los rodea quizás tengan un gran impacto sobre la comunidad asociada al fragmento, esto de acuerdo a Kushlan 1979; Forman y Godron 1981, incluyendo la estructura trófica.

CONCLUSIONES

La estructura espacial de un paisaje fragmentado tiene efectos sobre las comunidades de aves, sin embargo para el área de estudio esto no es tan evidente, sobre todo en términos de diversidad de aves, pero si en cuanto a dinámica de algunos grupos funcionales en particular, como la presencia de un gran número de organismos omnívoros y granívoros terrestres, los cuales por su requerimiento alimenticio se ven favorecidos por la matriz que los rodea, es decir los campos agrícolas parecen tener un impacto sobre la composición y dinámica de las aves del matorral espinoso tamaulpeco, ya que originan una discontinuidad entre dos hábitats prístinos. Esto es indicativo de una alteración del paisaje producto del proceso de la fragmentación.

Por otro lado el tamaño y posición en el fragmento no tienen una influencia marcada sobre las especies de aves presentes en el matorral, sin embargo también algunos grupos de aves responden mediante algún mecanismo a la fragmentación, como lo serían las especies que se adaptan a las condiciones ecológicas del borde, y que su efecto favorezca a ciertas especies de aves, las cuales son consideradas como especies de borde.

El no haber encontrado diferencias entre los diferentes tamaños de fragmento, no quiere decir que no exista un impacto, ya que no debemos de olvidar que no solo el tamaño del fragmento determina el grado de asociación de las especies de aves, y que solamente se controló una variable de la ecología del paisaje. Por lo que debemos de tomar en cuenta la estructura del hábitat o mejor dicho la calidad del mismo, que puede ser un factor importante en determinar el

patrón de selección del hábitat. Además considerar las condiciones abióticas tan drásticas en los últimos años, los cuales también que juegan un papel importante en la dinámica vegetal del matorral y por ende en la avifauna.

Todo esto nos lleva a pensar que el matorral espinoso tamaulipeco esta en una etapa temprana de la fragmentación y que sus efectos todavía no son tan drásticos como en otras partes del planeta.

Debido a que las aves son valoradas como indicadores ecológicos así como por razones estéticas y con la tendencia actual de la alteración del paisaje y que se espera continúe en el futuro próximo, el conocimiento sobre los efectos de la fragmentación del paisaje sobre las comunidades de aves podría llegar ser cada vez más importante en los esfuerzos de la conservación.

Finalmente no olvidemos que el objetivo del manejo de la conservación usualmente es mantener la diversidad de especies y el método para lograrlo es mantener ejemplos representativos de cada ecosistema o comunidad tipo presente después de la fragmentación.

RECOMENDACIONES

Para estudios subsecuentes sería conveniente tomar en cuenta las siguientes consideraciones:

1. Combinar por lo menos dos métodos de muestreo, el de redeo de aves, con algún otro método, que considere las características fisonómicas del matorral espinoso tamaulipeco.
2. Realizar los muestreos en forma simultánea, para reducir la variación espacial y temporal, ya sea con redes ornitológicas o bien con algún otro método de muestreo de aves.
3. Por lo dinámico de las aves, es conveniente considerar:

Es evidente que la conservación de las aves es un tema complejo y la preservación de sus hábitats para propósitos de conservación depende no solamente de un factor, por lo que sería conveniente tomar en cuenta:

- a) La forma del fragmento.
 - b) Grado de aislamiento desde los fragmentos fuente.
 - c) Proporción de borde.
 - d) Vegetación perimetral del fragmento
 - e) Época reproductora.
 - f) Parasitismo
 - g) Depredación
 - h) Competencia.
4. Tomar en cuenta los factores externos, particularmente importantes resultan los cambios en la radiación y flujo de agua, así como el proceso de invasiones bióticas.

5. Realizar comparaciones de sistemas de matorral espinoso tamaulipeco pre- y/o postfragmentados.
6. Continuar con estos estudios que nos permita conocer y entender la dinámica de las comunidades de aves bajo el proceso de la fragmentación del matorral espinoso tamaulipeco, así como el valor que representan los fragmentos en la conservación de la biodiversidad regional. Esto nos permitiría en un futuro no muy lejano conocer el hábitat mínimo, que nos garantice la preservación de las especies y del ecosistema.
7. Iniciar estudios sobre la utilización de corredores, con el objeto de conectar a los remanentes, para facilitar el movimiento de la avifauna entre ellos y mantener la diversidad genética dentro de un paisaje fragmentado. Esto como una alternativa en la bioremediación de la fragmentación del hábitat.

LITERATURA CITADA

- Ambuel, B. y S. A. Temple. 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology*. 64: 1057-1068.
- American Ornithologist's Union. 1983. Check-List of North-american birds. 6th. Edition. American Ornithologist's Union. 887 pp.
- Anónimo. 1986. Síntesis geográfica del estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática.
- Anónimo. 1988. Reporte del programa de desmontes efectuados desde el 1º de agosto de 1985 a diciembre 31 de 1988.
- Askins, R. A. 1995. Hostile landscape and the decline of migratory songbirds. *Science*. 267: 1956-1957.
- Avila, G. M. 1997. Diversidad de hormigas en fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. (Tesis de Licenciatura Inédita).
- Baker, M. C. y A. E. M. Baker. 1973. Niche relationships among six species of shorebirds on their wintering and breeding ranges. *Ecol. Monogr.* 43: 193-212.
- Begon, M.; J. L. Harper y C. R. Townsend. 1986. *Ecology*. Third Edition. Blackwell Science, Inc., USA. 1068 pp.
- Bender, D. J.; T. A. Contreras y L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*. 79(2): 517-533.
- Blake, J. G. 1983. Trophic structure of birds communities in forest patches in east-central Illinois. *Wilson Bull.* 95 (3): 416-430.

- 1986. Species-area relationships of migrants in isolated woodlots in east-central Illinois. *Wilson Bull.* 98 (2): 291-296.
- Blake, J. G. y J. R. Karr. 1984. Species composition of birds communities and the conservation benefit of large versus small forest. *Biological Conservation.* 30: 173-187.
- 1987. Breeding birds of isolated woodlots: Area and habitat relationships. *Ecology.* 68: 1742-1734.
- Bollinger, E. y E. T. Linder. 1994. Reproductive success of neotropical migrants in a fragmented Illinois forest. *Wilson Bull.* 106(1): 46-54.
- Botkin, D. B. 1975. Functional groups of organisms in model ecosystems. In *ecosystems analysis and prediction* (S.A. Levin, Ed.). Society for Industrial and Applied Mathematics. 98-102 pp.
- Brittingham, M. C. y S. A. Temple. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline ?. *Bioscience.* 33: 31-35.
- Cantú, A. C. 1994. Propuesta para el establecimiento de la reserva especial de la Biósfera " Baño de San Ignacio ". Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L.. 62 pp.
- Clifford, H. T. y W. Stephenson. 1975. *An introduction to numerical classification.* Academy Press, London.
- Cody, L. M. 1974. *Competition and structure of bird communities.* Princeton University Press, Princeton, N. J., USA. 318 pp.
- Condit, R.; S. P. Hubbell; J. V Lafrankie; R. Sukumar; N. Manokaran; R. B. Foster y P. S. Ashton. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of the three 50 ha plots. *Journal of Ecology.* 84: 549-562.

- Contreras-Balderas, A. J. y J. A. García Salas. 1989. La familia Mimidae en el estado de Nuevo León, México. *Universidad y Ciencia* 6:29-36.
- Contreras-Balderas, A. J. y J. I. González Rojas. 1990. Taxonomía y zoogeografía de la familia Vireonidae en el estado de Nuevo León, México. *Pub. Biol., Universidad Autónoma de Nuevo León, México* 4:49-52.
- 1994. La familia Columbidae (Aves:Passeriformes) en el estado de Nuevo León, México. *Pub. Biol., Universidad Autónoma de Nuevo León, México* 7:36-44.
- Contreras-Balderas, A. J.; A. M. Sada Zambrano; J. A. García Salas, J. I. González Rojas; A. Guzmán Velasco; J. E. Cisneros Tello y M. A. Cruz Nieto. 1995. Consejo consultivo estatal para la preservación y fomento de la flora y fauna silvestre de Nuevo León. Gobierno de estado de Nuevo León, México. 152 pp.
- Cotera-Correa, M. y A. J. Contreras Balderas. 1985. Ornitofauna de un transecto ecológico del cañón de la Boca, Santiago, N.L. México. *Pub. Biol., Universidad Autónoma de Nuevo León, México*. 2(1):31-49.
- Crowell, K. L. 1962. Reduced interespecific competition among birds of Bermuda. *Ecology*. 43: 75-88.
- Derlerth, E. L.; D. G. McAuley y T. J. Dwyer. 1989. Avian community response to small-scale habitat disturbance in Maine. *Can. J. Zool.* 67: 382-390.
- Diamond, D. D.; D. H. Riskind y S. L. Orzell. 1987. A framework for plant community classification in Texas. *Texas Journal of Science*. 39: 203-221.
- Dobkin, D. S. y B. A. Wilcox. 1986. Analysis of natural forest fragments: riparian birds in the Toiyabe Mountains, Nevada. In *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Jared Verner, Michael L. Morrison, and C. John Ralph, Editors. 293-299 pp.

- Edwards, E. 1968. Finding birds in Mexico. 2 Ed. J. P., Bell Co, Inc. Lynchburg Va, U.S.A. 281 pp.
- Ehrlich, R. P.; D. S. Dobkin y D. Wheye. 1988. The birders handbook. A fireside book published by Simon & Schuster Inc. New York. 785 pp.
- Feinsinger, P. 1976. Organization of tropical guild of nectarivorous birds. Ecol. Monogr. 46: 257-291.
- Forman, R. T. y M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. BioScience. 31: 733-740.
- 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York, USA. 619 pp.
- Friedmann, H.; L. Griscom y R. T. Moore. 1950. Distributional check-list of the birds of Mexico Part 1. Pacific Coast Avifauna. 202 pp.
- Galli, A. E.; C. F. Leck y R. T. Forman. 1976. Avian distribution patterns in forest islands on different sizes in Central New Jersey. The Auk. 93(2): 356-364.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Inst. Geografía. U.N.A.M. 246 pp.
- García-Salas, J. A. y A. J. Contreras Balderas. 1993. Distribución y taxonomía de la subfamilia Icterinae (Emberizidae) en el estado de Nuevo León, México. Universidad y Ciencia. 10:5-16.
- 1995. Notas taxonómicas y distribucionales de los córvidos en Nuevo León, México (Aves: Passeriformes: Corvidae). Biotam. 7(1): 27-36.
- Gates, J. E. y L. E. Gysel. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. Ecology. 59: 871-883.

- Ghiselin, J. 1977. *Analysing ecotones to predict biotic productivity*. *Envirom. Manage.* 1: 235-238.
- González, M. F. 1966. *La vegetación del nordeste de Tamaulipas*. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. (Tesis de Licenciatura Inédita).
- González-Rojas, J. I. y A. J. Contreras Balderas. 1991. Familia Troglodytidae: Análisis taxonómico y zoogeográfico en el estado de Nuevo León, México (Aves: Passeriformes). *Universidad y Ciencia.* 8:33-41.
- González-Rojas, J. I.; A. J. Contreras Balderas y J. A. García Salas. (En prensa). The Avifauna from Anahuac, northern Nuevo León, México. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science.*
- Hagan, M. J.; M. Vander Haegen y P. S. Mckinley. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology.* 10(1): 88-202.
- Halffter, G. 1992. La diversidad biológica de Iberoamérica. *Acta Zoológica Mexicana, Cited-D. 1º Edición.* Instituto de Ecología, A.C. Jalapa, Ver. 25-38 pp.
- Hamel, P. B.; W. P. Smith y J. W. Whal. 1993. Wintering bird population of fragmented forest habitat in the Central Basin, Tennessee. *Biological Conservation.* 6(2): 107-133.
- Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press. Chicago, Il.
- Hawrot, R. Y. y G. J. Niemi. 1996. Effects of edge type and patch shape on avian communities in mixed conifer-hardwood forest. *The Auk.* 113(3): 586-598.
- Hekert, J. L. 1994. The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications.* 4(3): 461-471.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern central America*. Oxford University Press Inc., New York. U.S.A. 851 pp.

- Hunter, M. L. Jr. 1996. *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell Science, Inc., USA. 482 pp.
- Hurst, E.; M. Hehnke y C. C. Goude. 1980. The destruction of riparian vegetation and its impact on the avian wildlife in the Sacramento River Valley, California. *Am. Birds*. 34: 8-14.
- Jaenike, J. 1978. Effect of island area on *Drosophila* populations densities. *Oecologia*. 36: 327-332.
- Johnson, N. K. 1975. Controls of number of bird species on montane islands in the Great Basin. *Evolution*. 29: 545-567.
- Johnson, R. G. y S. A. Temple. 1986. Assessing habitat quality for birds nesting in fragmented tallgrass prairies. In *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. Jared Verner, Michael L. Morrison, and C. John Ralph, Editors. 245-249 pp.
- Jurado, E. y N. Reid. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbación sobre el matorral tamaulipeco en Linares, Nuevo León. *Reporte científico No. 10*. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. 29 pp.
- Kohlmann, S. G. y K. L. Risenhoover. 1998. Effects of resource distribution, patch spacing, and preharvest information on foraging decisions of northern bobwhites. *Behavioral Ecology*. 9(2): 177-186.
- Kushlan, J. A. 1979. Design and management of continental wildlife reserves: lessons from the Everglades. *Biol. Conserv.* 15: 281-290.
- Landres, P. B. y J. A. MacMahon. 1980. Guilds and community organization: Analysis of an oak woodland avifauna in Sonora, México. *The Auk*. 97:351-365.

- Loman, J. y T. V. Schantz. 1991. Birds in farmland – More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology*. 5(2): 176-188.
- López de Casenave, J.; J. P. Pelotto; S. M. Caziani, M. M. y J. Protomastro. 1998. Responses of avian assemblages to natural edge in a Chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk*. 115 (2): 425-435.
- Loyn, R. H. 1987. Effects of patch area and habitat on bird abundances, species numbers and tree health in fragmented Victorian forest. *Nature Conservation: The role of remnants of native vegetation*. Denis A. Saunders; Graham W. Arnold; Andrew A. Burbidge and Angus J.M. Hopkins, editors. 65-77 pp.
- MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forest. *Ecology*. 39: 599-619.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N. J. 203 pp.
- MacMahon, J. A. 1976. Species and guild similarity of North American desert mammal faunas a functional analysis of communities. In *evolution of desert biota* (D.W. Goodall, Ed.) Austin, Texas, Univ. Texas Press. 133-148 pp.
- Maldonado, H. A. 1992. Modelo para la evaluación cuantitativa de la desertificación. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. (Tesis de Licenciatura Inédita).
- Martin Del Campo, R. 1959. Contribución al conocimiento de la ornitología en Nuevo León. *Universidad* 16-17:121-180. Universidad de Nuevo León.
- Martin, T. E. 1980. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitat islands on the Great Plains. *Condor*. 82: 430-439.
- 1981. Limitation in small habitat Islands: Chance o competition?. *The Auk*. 98(4): 715-734.

- 1982. Diversity and abundance of spring migratory birds using habitat islands on the Great Plains. *Condor*. 82(2): 430-439.
- McIntyre, N. E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology*. 10(2): 85-99.
- Medina, C. M. 1995. Fitodiversidad en relación al tamaño de fragmentos remanentes de matorral en Linares, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. (Tesis de Licenciatura inédita).
- Miller, H.; H. Friedmann; L. Griscom y R.T. Moore. 1957. Distributional Check-list of the birds Mexico. *Cooper Ornithological Society Avifauna*. II:1-409.
- Muhlenberg, M. D; H. Leopold; J. Mader y B. Steinhauer. 1977. Island ecology of arthropods. I. diversity, niches, and resources on some Seychells islands. *Oecologia*. 29: 117-134.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *TREE*. 10(2): 58-61.
- Nocedal, J. 1984. Estructura y utilización del follaje de las comunidades de pájaros en bosques templados del Valle de México. *Acta Zool. Mex (ns)*. 6: 1-45.
- Odum, E. P. 1945. The concept of the biome an applied to the distribution of Nort American birds. *Wilson Bull*. 57: 191-210.
- 1972. *Ecología*. 3a. Edición. Editorial Interamericana S.A. de C.V. 639 pp.
- Pearson, D. L. 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazon birds communities. *Condor*. 77: 453-466.
- 1977. Ecological relationships of small antbirds in Amazonian communities. *Auk*. 91: 283-292.

- Pielou, E. C. 1975. An Introduction to mathematical ecology. Willey, New York. 385 pp.
- Quijano, O. R. 1992. Extinción y fragmentación de hábitats. La diversidad biológica de Iberoamérica. Gonzalo Halffter (compilador). CYTED-D, Instituto de Ecología, A. C., Jalapa, ver. 25-38 pp.
- Quillin, R. W. y R. Holleman. 1918. The breeding birds of Bexar County, Texas. Condor. 20(1): 37-44.
- Raivio, S. y Y.Haila. 1990. Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. Ornis Fenn. 67: 73-83.
- Ranney, J. W.; M. C. Bruner y J. B. Levenson. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In Forest islands dynamics in man-dominated landscape.(R.L.Burgess and D.M. Sharpe, Eds.). Springer-Verlag, New York, New York. 67-95 pp.
- Rappole, J. H; E. S. Morton; T. E. Lovejoy III y J. R. Ruos. 1993. Aves migratorias neárticas en los neotrópicos. Conservation and research center. National zoological park, Front Royal, VA. 341 pp.
- Rappole, J. H. y D. W. Warner. 1980. Ecological aspects of migrant birds behavior in Veracruz, México. In migrant birds in the Neotropics (A. Keast & E. S. Norton Eds.). Smithsonian, Inst. Press, Washington, D. C. 353-393 pp.
- Restrepo, C. y N. Gómez. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a Neotropical Montane Forest. Ecological Applications. 8(1): 170-183.
- Robbins, C. S. 1981. Effect time of day on bird activity. Pp. 275-286 in C.J. Ralph and J.M. Scott (eds). Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6.

- Robbins, C. S.; B. H. Zim y A. Singer. 1983. *A guide to field identification birds of North America*. Golden Press. 347 pp.
- Robinson, S. K.; F. R. Thompson III, T. M. Donovan, D. R. Whitehead y J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and nesting success of migratory birds. *Science*. 267: 1987-1990.
- Rojas, M. P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. (Tesis Doctoral inédita).
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray Gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37: 317-350.
- Roth, R. R. 1977. The composition of four bird communities in south Texas brush-grasslands. *Condor*. 79(4): 417-425.
- Saunders, D. A. 1989. Changes in avifauna of region, district and remnant is a result of fragmentation of native vegetation: The wheatbelt of Western Australia. A case study . *Biological Conservation*. 50: 99-135.
- Saunders, A. J.; M. Hopkins y R. A. How. 1991. Australian Ecosystems: 200 years of utilization and degradation on restructuration. *Proceeding of the Ecological Society of Australia*. 16: 287-301.
- Schmiegelow, F. K. A.; C. S. Machtans y S. J. Hannon. 1997. Area boreal birds resilient to forest fragmentation ?. An experimental study of short-term community responses. *Ecology*. 78(6): 1914-1932.
- Scott, S. L. 1987. *Field guide to the birds of North America*. 2ª Edition. National Geographic Society. 164 pp.
- Shannon, C. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell. Syst. Tech. J.* 27:379-243.

- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163:668
- Skirvin A. A. 1981. Effect of time day and time of season on the number of observations and density estimates of breeding birds. Pp. 241-274 in C.J. Ralph y J.M. Scotts (eds.). *Estimating the numbers of terrestrial birds*. *Stud. Avian Biol.* 6.
- Smyth, K. A. 1997. How birds use a fragmented rainforest mosaic for foraging and nesting: Lessons for conservation (Abstracts). Conference of the Ecological Society of Australia Incorporated.
- Sonja, E. J. y D. Jr. M. Leslie. 1988. Tamaulipan brushland of lower Rio Grande Valley of south of Texas: Description human impacts and management options, U.S. Fish and Wildlife Service, OK., USA. 37-38 pp.
- Sorenson, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application analyses of the vegetation on Danish Commons. *Biol. Skr. (K. Danske Vidensk. Selsk. N.S.)*. 5:1-34.
- Stouffer, D. E. y L. B. Best. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: Evaluating effects of habitat alterations. *J. Wild. Magmt.* 44: 1-15.
- Svárdson, G. 1949. Competition and habitat selection in birds. *Oikos*. 1: 157-174.
- Temple, S. 1986. Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: A comparison of two models. In *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. Jared Verner, Michael L. Morrison y C. John Ralph, Editors. 301-304 pp.
- Terborgh, J.; S. K. Robinson.; T. A. Parker III.; C. A. Munn y N. Pierfont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecol. Monogr.* 60(2): 213-231.

- Turner, I. M. y R. T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *TREE*. 11(8): 330-333.
- Wagner, J. L. 1981. Seasonal change in guild structure oak woodland insectivorous birds. *Ecology*. 62(4): 973-9981.
- Weinberg, H. J. y R. R. Roth. 1998. Forest area and habitat quality for nesting wood thrushes. *Auk*. 4:879-889.
- Whitcomb, R. F.; C. S. Robbins.; J. F. Lynch.; B. L. Whitcomb.; M. K. Klimkiewicz y D. Bystrak. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest (in *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*: R. L. Burgess y D. M. Sharpe, eds.) Springer-Verlag, New York, New York. 123-205 pp.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wilcove, D. S. y S. K. Robinson. 1990. The impact of forest fragmentation on bird communities in eastern North America. In *Biogeography and ecology of forest bird communities*. Edited by A. Keast. SPB Academic Publishers, The Hague. 319-331 pp.
- Wilson, E. O. 1975. Applied biogeography (in *Ecology and evolution of communities*: M. Cody y J. Diamond, eds.) Harvard University Press. 543 pp.
- Wilson, E. 1992. *The diversity of life*. W. W. Norton Company, New York, London, USA. 424 pp.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*. 55: 1017-1029.

Zar, J. H. 1974. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J., U.S.A. 619 pp.