

Las ocho (8) especies más abundantes en las capturas en el mes de octubre fueron aves Migratorias Neotropicales (Fig. 3.3.41), y es la más abundante *S. ruticilla* (Fig. 3.3.42). A esta le siguieron: la Residente Permanente *S. zena*, otras cinco Migratorias,

y las Residentes Permanentes *M. sagrae* y *V. gundlachii*. En febrero, la más abundante fue *S. zena* seguida de la migratoria *M. varia*, de *M. sagrae*, y las Migratorias *Helmintheros vermivorum* y *Setophaga discolor*.

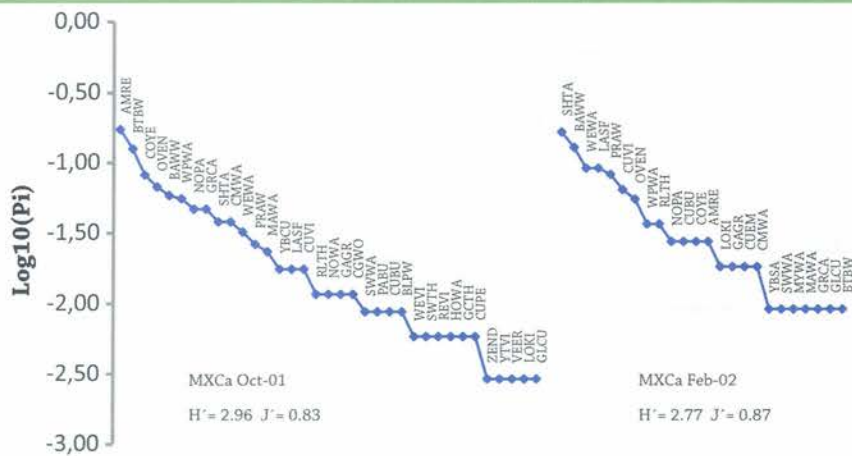


Figura 3.3.41. Curvas rango-abundancia de las especies de aves capturadas en el matorral xeromorfo costero sobre arena de cayo Santa María (MXCa), durante los inventarios de octubre de 2001 y febrero de 2002.



Figura 3.3.42. *Setophaga ruticilla* fue la especie más abundante en las capturas durante la migración otoñal en el matorral xeromorfo costero en cayo Santa María. © Ernesto Reyes Mouriño.

CAPÍTULO 3. VERTEBRADOS

Sin embargo, como resultado de los conteos las especies más abundantes en octubre fueron las residentes *Q. niger* y *V. gundlachii*, seguidas de las migratorias *S.*

ruticilla, *S. caerulea*, *S. palmarum* y *S. discolor*. En febrero, las más abundantes fueron especies Residentes Permanentes (Fig. 3.3.43).

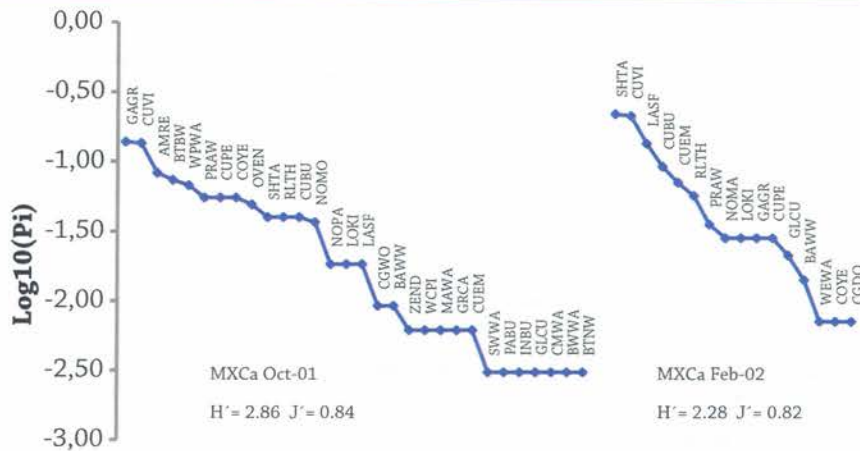


Figura 3.3.43. Curvas rango-abundancia de las especies de aves observadas en el matorral xeromorfo costero sobre arena de cayo Santa María (MXCa), durante los inventarios de octubre de 2001 y febrero de 2002.

En este hábitat también son evidentes las diferencias que se obtienen al analizar los resultados por uno u otro método de muestreo. En el caso de las capturas tanto en octubre, como en febrero, las especies más abundantes fueron Migratorias, mientras que por los conteos, lo fueron las Residentes. A diferencia del bosque siempreverde, en este hábitat, el índice de diversidad obtenido por ambos métodos, es superior en octubre, ya que en el matorral disminuye considerablemente el número de especies y la abundancia de estas, una vez que culmina la etapa de migración.

La posibilidad de contar con los datos originales de un inventario anterior realizado en estos mismos

hábitats y con igual diseño de muestreo (González *et al.*, 2006), permitió comparar la riqueza y abundancia de las comunidades en octubre de 1994 y 2001 y febrero de 1995 y 2002, en el bosque siempreverde y en febrero de 1995 y 2002 en el matorral xeromorfo costero sobre arena.

En el mes de octubre en el BSV, la riqueza total de especies y la tasa total de captura alcanzaron valores superiores en el inventario de 1994, lo que se debió básicamente a la captura de un mayor número de especies y aves Migratorias, durante ese muestreo, en relación con el del 2001 (Tabla 3.3.13).

Tabla 3.3.13. Índices ecológicos de la comunidad de aves registradas en los meses de octubre de 1994 y febrero de 1995 en el bosque siempreverde (BSV) y febrero de 1995 en el matorral xeromorfo costero sobre arena (MXCa) en cayo Santa María. **S'**: Riqueza, **TC**: Tasa de captura, **RP**: Residentes Permanentes, **MN**: Migratorias Neotropicales.

Índices	Capturas BSV		Capturas MXCa
	Octubre-94	Febrero-95	Febrero-95
S' RP	14	8	10
S' MN	23	13	15
TC/AR RP	13.68	6.46	13.9
TC/AR MN	83.33	8.69	13.1
S' Total	37	21	25
TC Total	97.01	15.2	27

Estas diferencias fueron estadísticamente significativas para la riqueza y la tasa de captura de la comunidad, así como también para la tasa de captura de seis (6) especies Migratorias Neotropicales (Tabla 3.3.14). La tendencia fue a la disminución de estos índices en el inventario de 2001 con respecto al anterior de 1994,

excepto en el caso de *S. tigrina*. Sin duda, estas diferencias deben estar relacionadas con las características propias de la migración de cada una de las especies y con las condiciones meteorológicas de los días de muestreo de cada inventario, ya que al menos la vegetación en este hábitat, no había sufrido cambios hasta este año.

Tabla 3.3.14. Valores obtenidos al comparar la riqueza de especies y la tasa de captura de los inventarios realizados en octubre de 1994 y 2001 en el bosque siempreverde (BSV) en cayo Santa María. Test U de Mann Whitney.

Especies/Índices	U	Z	p-level
<i>Setophaga caeruleascens</i>	52.0000	2.50942	0.012093
<i>Geothlypis trichas</i>	9.0000	4.29298	0.000018
<i>Dumetella carolinensis</i>	4.0000	4.50037	0.000007
<i>Setophaga ruticilla</i>	43.0000	-2.88273	0.003943
<i>Setophaga tigrina</i>	42.0000	2.92420	0.003454
<i>Passerina ciris</i>	60.0000	2.17760	0.029437
Riqueza	21.5000	3.774504	0.000160
Tasa de captura	25.5000	3.608592	0.000308

Tanto es así que, en el inventario de febrero de 1995 y 2002, no se encontraron diferencias significativas entre los valores de estos índices, como tampoco lo fueron para el caso del matorral xeromorfo costero sobre arena en este propio inventario.

Los inventarios en este cayo se reanudaron en el 2004, pero solo se empleó el método de conteo por parcelas circulares. Estos muestreos se llevaron a cabo en el bosque siempreverde, en los meses de febrero de 2005 y 2006 y en octubre de 2004, 2005 y 2006, que representan las etapas de residencia invernal y migración otoñal, respectivamente.

El análisis del comportamiento de la comunidad de aves del BSV durante la residencia invernal, mostró

la ocurrencia de cambios significativos en la riqueza ($H = 6,82$; $p = 0,0330$) y abundancia total ($H = 12,10$; $p = 0,0024$) por punto de muestreo entre años. Otra diferencia entre años estuvo dada por la distribución del número de individuos dentro de las especies, la cual fue menos equitativa en el año 2005, momento en que las dos especies dominantes numéricas de la comunidad aportaron más de 40 % de los individuos detectados durante los conteos (Fig. 3.3.44). Las diferencias en los índices de abundancia relativa y riqueza de especies en esta etapa estuvieron dadas fundamentalmente por febrero de 2002, con valores superiores, en relación con el año 2005 (Tabla 3.3.15).

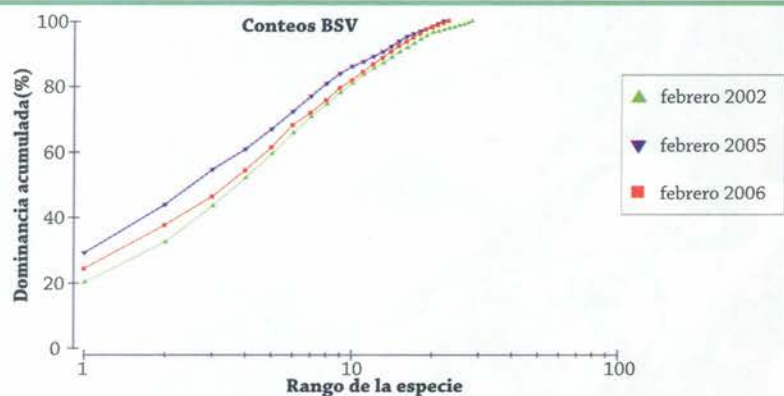


Figura 3.3.44. Curvas de dominancia acumulada por especie para la comunidad de aves del bosque siempreverde (BSV) en cayo Santa María (resultados de los conteos efectuados en residencia invernal en los años: 2002, 2005 y 2006).

CAPÍTULO 3. VERTEBRADOS

La única especie que registró un aumento significativo en su abundancia relativa fue *D. carolinensis* ($H = 9,20$; $p = 0,01$) (Fig. 3.3.45), en este caso en el año 2006 con respecto al 2005 (Tabla 3.3.15). Según Smith *et al.* (2011), esta especie prefiere los hábitats con estadios de sucesión tempranos y, probablemente, se beneficia en algún grado con la actividad humana. En los sitios de cría, se considera que la suburbanización en áreas de vegetación

natural, creación de bordes mediante la construcción de viales y la jardinería arbustiva en los alrededores de casas y oficinas quizás han incrementado la disponibilidad de hábitats para la especie. No obstante, Smith *et al.* (2011) señalan que debido a que los sitios de invernada de *D. carolinensis* son en gran medida hábitats costeros, el impacto potencial de un rápido desarrollo urbano en estos lugares será negativo a largo plazo.

Tabla 3.3.15. Resultado de la prueba *a posteriori del test* de Dunn, donde se muestran las combinaciones significativas al comparar las abundancias relativas de las especies e índices seleccionados en el período de residencia invernal, considerando los resultados del test H de Kruskal-Wallis. **AR:** Abundancia relativa total por punto y **S:** Riqueza de especies total por punto.

Especie	Comparación	Diferencia Media de Rangos	P
<i>Myiarchus sagrae</i>	2002 vs. 2005	18.667 ***	P<0.001
	2002 vs. 2006	21.208 ***	P<0.001
<i>Vireo gundlachi</i>	2002 vs. 2005	26.063 ***	P<0.001
	2002 vs. 2006	29.313 ***	P<0.001
<i>Tyrannus caudifasciatus</i>	2002 vs. 2006	12.667 *	P<0.05
<i>Dumetella carolinensis</i>	2005 vs. 2006	-13.229 **	P<0.01
AR	2002 vs. 2005	20.813 **	P<0.01
S	2002 vs. 2005	14.750 *	P<0.05



Figura 3.3.45. *Dumetella carolinensis* fue la única especie que experimentó un incremento significativo de su abundancia en 2006. © Ernesto Reyes Mouriño.

Resulta llamativo el comportamiento de la abundancia relativa de *V. gundlachii* ($H = 31,51$; $p = 0,00000$), especie endémica de Cuba y hasta el presente muy común en cayo Santa María, así como de *M. sagrae* ($H = 12,10$; $p = 0,0024$) (Fig. 3.3.46 A) y *T. caudifasciatus* ($H = 9,23$; $p = 0,0099$) (Fig. 3.3.46 B). Se apreció una significativa disminución en el número de individuos por punto de muestreo para estas aves entre años, lo cual se evidenció sobre todo en el caso de las dos primeras (Tabla 3.3.15). Aunque para este período solo se dispone de tres años de muestreos, los resultados obtenidos sugieren que existen afectaciones en la abundancia de varias especies de aves dentro del BSV.

Es posible que esto se deba a fluctuaciones naturales en el comportamiento de la comunidad, ligadas, por ejemplo, a factores climáticos. Según se pudo apreciar durante la presente investigación, y es además mencionado en su estudio por Arias (2009), entre los años 2003 y 2004 el territorio nacional experimentó una intensa sequía que afectó fuertemente el área, este factor pudo haber influenciado los resultados obtenidos.

No obstante, se debe considerar la posibilidad de que la tendencia observada guarde relación con las crecientes afectaciones antrópicas que se registran hoy en el cayo, las que pudieran estar ocasionando una disminución, fundamentalmente, del número de aves (individuos) en el BSV. Resulta necesario entonces continuar con el seguimiento de esta comunidad (considerando, además, la implementación de un diseño de muestreo más específico), con el objetivo de lograr una mejor aproximación en relación con las causas del cambio registrado.

En la migración otoñal se apreció un comportamiento similar al del período anterior, ya que si bien la riqueza de especies de la comunidad no varió ostensiblemente entre años, sí se apreciaron diferencias en la estructura, dada por cambios en la abundancia de varias especies. Estos cambios en los valores de abundancia relativa para varias de las especies que componen la comunidad, provocó una dominancia numérica más acentuada en la migración otoñal de los años 2004, 2005 y 2006 (Fig. 3.3.47).



Figura 3.3.46. El número de individuos de las especies residentes permanentes *Myiarchus sagrae* (A) y *Tyrannus caudifasciatus* (B) disminuyó significativamente entre los años de muestreo en cayo Santa María. © Carlos A. Mancina González.

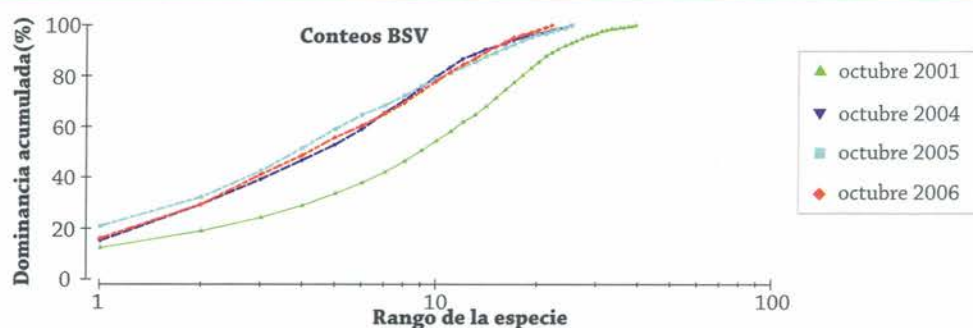


Figura 3.3.47. Curvas de dominancia acumulada por especie para la comunidad de aves del **BSV**, considerando los resultados de los conteos efectuados en migración otoñal.

Se apreciaron diferencias en el comportamiento de la abundancia relativa ($H = 33,09$; $p = 0,00000$) y la riqueza de especies ($H = 33,18$; $p = 0,00000$) por punto de muestreo entre los años del estudio, y son los valores de estos índices significativamente superiores en el año 2001, con respecto a los tres años restantes: AR: 2001 vs. 2004 (29,000***), 2002 vs. 2005 (37,152***), 2001 vs. 2006 (40,071***) y S: 2001 vs. 2004 (25,208**), 2001 vs. 2005 (37,974***), 2001 vs. 2006 (39,580***).

La correspondencia de los resultados obtenidos para ambos períodos, respaldan los criterios discutidos con anterioridad referentes a la necesidad de continuar el seguimiento de esta comunidad. Si bien a los efectos de un monitoreo, cuatro años no es tiempo suficiente para emitir criterios sobre lo que está ocurriendo en esta comunidad de aves, sí resulta llamativo la disminución entre años de los índices analizados.

En este período experimentaron un decline significativo algunas especies migratorias como *S. caerulescens* ($H = 21,97$; $p = 0,00007$), *M. varia* ($H = 14,87$; $p = 0,0019$), *S. aurocapilla* ($H = 32,46$; $p = 0,00000$) y *S. ruticilla* ($H = 19,9667$; $p = 0,0002$), cuyas abundancias fueron significativamente superiores en 2001 en relación con el resto de los años muestreados: *S. caerulescens*: 2001 vs. 2004 (27,458***), vs. 2005 (19,162*), vs. 2006 (18,914*); *M. varia*: 2001 vs. 2004 (17,625**), vs. 2005 (15,505*) vs. 2006 (17,089*); *S. aurocapilla*: 2001 vs. 2004 (34,229***), vs. 2005 (29,662***), vs. 2006 (21,580**) y *S. ruticilla*: 2001 vs. 2004 (21,917***), vs. 2005 (17,931**), vs. 2006 (21,393**). Holmes *et al.* (2005) plantearon que la degradación de hábitats en los sitios de invernada potencialmente puede afectar a las poblaciones de *S. caerulescens*, aunque la evidencia suministrada hasta el presente es aún escasa. Si bien esta especie puede ocurrir en una amplia variedad de hábitats durante la etapa invernal, no existe información

sobre la importancia de estos para su supervivencia.

Por otra parte, aunque *M. varia* es una especie generalista por su tolerancia a una amplia gama de hábitats y su representación en un extenso rango geográfico, en varios lugares de Norteamérica se ha documentado un comportamiento hábitat-sensitivo para esta especie, con un claro decline en áreas donde ha ocurrido fragmentación de la vegetación original. Adicionalmente, existen evidencias sobre la sensibilidad de esta especie frente al uso de pesticidas (Kricher, 1995), lo cual es importante si se considera el uso extensivo de la fumigación en cayo Santa María, como método de control de insectos indeseables en las áreas hoteleras.

Con respecto a *S. aurocapilla*, según Arendt (1992), es una de las especies que está presentando síntomas de depresión poblacional, en contraste con otras que tienen mayor capacidad para adaptarse, inclusive a los hábitats alterados por la actividad humana. En Cuba, Pérez (2003) obtuvo resultados similares para la especie en el Parque Nacional Alejandro de Humboldt, durante la residencia invernal. Por último, en relación con *S. ruticilla*, Sherry & Holmes (1997) refieren que durante el invierno prefiere las florestas con pocos disturbios, en lugar de los hábitats que han sufrido modificaciones ocasionadas por el hombre. Según estos investigadores, las afectaciones ocasionadas por la ocupación humana en las islas caribeñas y otras partes del rango de residencia invernal de *S. ruticilla*, probablemente contribuyó al decrecimiento de su población global durante el siglo XX.

Por otro lado, también se apreciaron disminuciones entre años en la abundancia relativa de las especies Residentes Permanentes, que resultaron estadísticamente significativas, como por ejemplo: *C. caribaeus* ($H = 21,4895$; $p = 0,00008$), *Geotrygon chrysis* ($H = 24,17$; $p = 0,00002$), *M. polyglottos* ($H = 11,08$; $p = 0,0113$), *Coccyzus merlini* ($H = 13,576$; $p = 0,0035$)

y *V. gundlachii* ($H = 26,59$; $p = 0,00001$), las cuales, al igual que las Migratorias anteriores, también experimentaron una disminución de sus efectivos poblacionales de 2001 al 2006: *M. polyglottos*: 2001 vs. 2006 (11.500*); *G. chrysia*: 2001 vs. 2004 (17.375***), vs. 2005 (15,505*), vs. 2006 (17,375***); *C. caribaeus*: 2001 vs. 2005 (21.109**), vs. 2006 (28,833***); *C. merlini*: 2001 vs. 2005 (13,417**), vs. 2006 (13,417*) y *V. gundlachii*: 2001 vs. 2004 (23,979**), vs. 2005 (33,722***), vs. 2006 (31,586***).

Para el caso de *M. polyglottos*, este resultado no se corresponde con lo planteado por Derrickson & Breitwisch (1992) ya que su rango de expansión se ha beneficiado en el noreste de Estados Unidos y California, con la alteración humana de los hábitats. En Cuba, *M. polyglottos* es una de las especies conocida por frecuentar las ciudades y terrenos agrícolas (Garrido & Kirkconnell, 2011). El resultado obtenido para esta especie y también en el caso de *C. merlini*, pudo deberse a la baja representatividad de ambas en los conteos. En el caso de *V. gundlachii* el resultado obtenido es similar al registrado durante la residencia invernal, indicando un decline poblacional de la especie para el BSV.

En el caso de *G. chrysia*, esta prefiere las formaciones boscosas conservadas, ubicadas hacia las zonas costeras (Rodríguez Batista & Sánchez, 1993), mientras que *C. caribaeus* se puede encontrar en una gran diversidad de hábitats, sobre todo a bajas elevaciones sobre el nivel del mar (Garrido y Kirkconnell, 2011). La disminución de sus abundancias relativas, entre el año 2001 y los restantes, pudiera estar asociada a diversas causas, que incluyen el efecto de la sequía prolongada entre los años 2003 y 2004 (Arias, 2009), la reducción y fragmentación del área de BSV (sobre todo en el caso de *G. chrysia*), y la depredación por la fauna introducida en cayo Santa María (ej. los mamíferos *Felis catus* y *Canis lupus familiaris*).

De hecho, el efecto individual o combinado de estos factores en potencia puede haber contribuido al decline general en los valores de abundancia relativa. Desafortunadamente, no existe suficiente información referente a la biología de la mayoría de las especies Residentes Permanentes, ni estudios que documenten de forma cuantitativa su comportamiento temporal en determinados hábitats y ante afectaciones en los mismos, lo cual pudiera contribuir a una discusión más profunda de los resultados obtenidos.

Los resultados de esta investigación ponen en evidencia que los índices de riqueza y abundancia de las aves al nivel de comunidades, así como la abundancia

relativa de varias especies Residentes Permanentes, pudieran ser indicadores de cambios en las condiciones de los hábitats estudiados. Entre estas especies figuran: *V. gundlachii*, *T. caudifasciatus*, *C. caribaeus*, *G. chrysia*, *M. sagrae*, *C. ricordii* y *Q. niger*, con cambios de abundancia relativa en el tiempo. Aunque algunas especies migratorias (*S. caeruleus*, *M. varia*, *S. aurocapilla*, *S. ruticilla* y *D. carolinensis*) también mostraron variaciones sensibles de sus efectivos poblacionales, no deben ser tratadas de manera similar a las Residentes, ya que otros factores intrínsecos a la migración, pudieran estar influenciando los resultados.

Relación de las aves con la composición florística y la estructura de la vegetación

La abundancia relativa total y la riqueza de especies obtenida por los puntos de conteo en el mes de octubre no presentaron diferencias entre el BSV y el MXA; sin embargo, la abundancia relativa de algunas especies fueron significativamente diferentes entre estos dos hábitats. Las aves *C. ricordii* ($Z = 3,46$; $p = 0,01$), *G. chrysia* ($Z = 2,23$; $p = 0,026$) y *M. varia* ($Z = 2,04$; $p = 0,41$), fueron más abundantes en el BSV, mientras que *G. trichas* ($Z = -2,97$; $p = 0,003$) y *S. palmarum* ($Z = -2,97$; $p = 0,003$) lo fueron en el MXA.

G. chrysia muestra preferencia por los bosques semi-decíduos y siempreverdes costeros (Rodríguez Batista & Sánchez, 1993), lo cual justifica su mayor abundancia en el BSV, durante el presente estudio (de hecho, no hubo avistamientos en el MXA). Por su parte, *M. varia* concentra su actividad de forrajeo, fundamentalmente, en los troncos y ramas internas de los árboles (Kricher, 1995), por lo que su mayor abundancia hacia las áreas de bosque puede obedecer a que, en general, los árboles alcanzan un mayor porte y desarrollo de las ramas y troncos en este hábitat, proveyendo mejores oportunidades para la alimentación. No obstante, esta especie es capaz de modificar sus hábitos alimenticios, por lo que el patrón observado pudiera variar entre localidades y estaciones (Kricher, 1995).

En el caso de *C. ricordii* los mayores valores de abundancia observados en el BSV en relación con el MXA (donde sorprendentemente no hubo registros), con probabilidad estuvieron ligados a la fenología de las plantas. Esta especie puede explotar una gran variedad de hábitats, incluidos los ambientes antropizados, siempre que exista disponibilidad de su alimento fundamental, el néctar, que obtienen de las flores de una amplia gama de especies de plantas.