



**Universitat de les  
Illes Balears**

Facultat de Ciències

**Memòria del Treball de Fi de Grau**

# Revisión bibliográfica sobre el uso de variables cualitativas en el ámbito de la ecología terrestre

Llorenç Ballester Capellà

**Grau de Biologia**

Any acadèmic 2018-19

Treball tutelat per Carme Garcia Ple  
Departament de Biologia

S'autoritza la Universitat a incloure aquest treball en el Repositori Institucional per a la seva consulta en accés obert i difusió en línia, amb finalitats exclusivament acadèmiques i d'investigació	Autor		Tutor	
	Sí	No	Sí	No
	X		X	

Paraules clau del treball:

Frecuencia, prueba Chi-cuadrado, tabla de contingencia, bondad de ajuste, especies, ecosistemas, hábitat, dieta, reproducción, comportamiento.



## Índice

0. Resumen .....	1
1. Introducción .....	1
1.1 Variables cualitativas y test estadísticos asociados .....	1
1.2 Pregunta de investigación, objetivos y justificación .....	2
2. Materiales y métodos .....	2
2.1 Estrategia de búsqueda .....	2
2.2 Criterios de inclusión y exclusión .....	3
2.3 Extracción y análisis de datos .....	3
3. Resultados y discusión .....	5
3.1 Hábitat .....	5
3.2 Ecología trófica .....	11
3.3 Ecología de la reproducción en plantas .....	16
3.4 Comportamiento animal .....	20
4. Conclusiones .....	25
5. Bibliografía .....	25

## 0. Resumen

**Introducción:** Las variables cualitativas son aquellas que permiten la expresión de una característica en modalidades o categorías. Con el fin de identificar relaciones de dependencia o independencia entre dos variables cualitativas se utilizan tablas de contingencia y un contraste de hipótesis no paramétrico basado en la prueba Chi-cuadrado. El **objetivo** general del presente trabajo ha sido analizar las variables cualitativas que inciden en aspectos relacionados con la ecología de plantas y de animales terrestres.

**Metodología:** Se ha realizado una búsqueda en bases de datos bibliográficas (Web of Science, Scopus, Scielo, Redalyc, Dialnet) para el período 2001-2019. Se definieron criterios de inclusión y exclusión, y para el análisis de datos se clasificaron los artículos seleccionados en varios temas y subtemas. 55 trabajos en inglés y español cumplieron los criterios de inclusión. Se distribuyeron en: 18 sobre el hábitat de las especies, 17 sobre ecología trófica, 9 sobre biología reproductiva y 11 sobre comportamiento.

**Resultados:** En la mayoría de artículos revisados, los resultados han sido estadísticamente significativos, en general con un valor  $p \leq 0.05$ . Las variables cualitativas estudiadas han demostrado que por parte de las especies existe una selección de hábitat o microhábitat, una selección trófica, una polinización efectiva y unos patrones de comportamiento. Además existen diferencias conforme al sexo de la especie, así como una variación temporal (diaria o estacional) en según que aspectos.

**Conclusiones:** El uso de variables cualitativas favorece conocer aspectos clave del funcionamiento de los ecosistemas terrestres. La revisión bibliográfica realizada aporta información básica para investigaciones futuras que contribuyan al avance en materia de conservación y gestión de especies y hábitats terrestres.

## 1. Introducción

### 1.1 Variables cualitativas y test estadísticos asociados

Las variables cualitativas son aquellas que permiten la expresión de una característica en modalidades o categorías; no permiten la realización de cálculos como el promedio. Según admitan o no un criterio de orden entre sus modalidades, las variables cualitativas pueden ser: nominales, ordinales, de intervalo (Sokal & Rohlf, 1979; Rius & Barón, 2005). Ejemplos:

- Nominales: especie (presente, ausente), tipo de suelo (ácido, básico), sexo (macho, hembra), gremio trófico de aves (insectívoro, granívoro, frugívoro), patrón de comportamiento (acecho, andando, descansando, alimentándose).
- Ordinales: cobertura vegetación (baja, alta), posición topográfica ladera (baja, media, alta), carga polínica de un polinizador (baja, media, alta), sanidad de un árbol (buena, regular, mala).
- De intervalo: rango de precipitaciones en mm (300-500, 500-700, 700-900), franja horaria (06:00-8:00, 8:01-18:00, 18:01-20:00, 20:01-05:59).

El uso de variables cualitativas en ecología es muy común, por ejemplo si se quiere encontrar respuesta a las siguientes preguntas:

- ¿Está relacionada la presencia o ausencia de una especie de planta con las características del hábitat?
- ¿Existen diferencias en la frecuencia de ítems alimenticios que ingiere una especie de depredador?
- ¿Varía la frecuencia de visitas de un polinizador según la especie de planta?
- ¿Difieren las frecuencias de pautas de comportamiento mostradas por machos y hembras de una especie?

Con el fin de analizar si existe alguna relación de dependencia o independencia entre las categorías de dos variables cualitativas primero se utilizan tablas de contingencia  $r \times c$  (tablas de clasificación doble o tablas de doble entrada, con  $r$  filas y  $c$  columnas). Así, la situación más simple de comparación entre dos variables cualitativas es aquella en la que ambas tienen sólo dos posibles opciones (es decir, variables dicotómicas); en esta situación la tabla de contingencia se reduce a una tabla  $2 \times 2$ .

Después se utiliza un contraste de hipótesis no paramétrico basado en la prueba  $\chi^2$  Chi-cuadrado de Pearson (Sokal & Rohlf, 1979; Wonnacott & Wonnacott, 1999; Milton, 2001). Este test sirve para comparar una serie de frecuencias observadas con las que se esperarían encontrar si la distribución fuese al azar (frecuencias esperadas). El valor del estadístico  $\chi^2$  aumenta con el número de observaciones y cuanto más se alejan los valores observados de los esperados (indicando mayor relación entre las dos variables); al mismo tiempo disminuye el valor p del contraste.

El cálculo del test  $\chi^2$  permite afirmar con un nivel de significación determinado (usualmente  $p \leq 0,05$ ) si las categorías de una variable influyen o no en las categorías de la otra variable analizada. De esta forma, se rechaza la hipótesis nula (indicando dependencia entre las variables, las diferencias encontradas no se deben al azar) o no se rechaza (indicando independencia entre las variables, las diferencias encontradas se deben al azar).

En el caso de rechazarse la hipótesis nula, el análisis de los residuos (diferencia entre frecuencias observada y esperada) permitirá constatar la dirección en que se da la relación entre las categorías de las dos variables estudiadas, además de la significación. Por ejemplo asociación positiva o negativa entre las frecuencias de dos especies; asociación positiva o negativa entre la frecuencia de una especie y el tipo suelo, etc. (Rodríguez & Mora, 2001).

Las reglas que determinan cuando es posible o no realizar la prueba Chi-cuadrado dependen del tamaño de la muestra y de los valores de las frecuencias esperadas. En las tablas de contingencia rxc se pueden agrupar modalidades; en las tablas 2x2 se utiliza la corrección de Yates o el test de Probabilidad Exacta de Fisher (Sokal & Rohlf, 1979; Milton, 2001).

El test  $\chi^2$ , además de aplicarse a datos clasificados según dos variables, también puede aplicarse a datos clasificados en varios niveles (dos o más) según una sola variable; corresponde a una tabla de clasificación simple 1x2, 1x3, 1x4, etc. En concreto, se trata del contraste de bondad de ajuste (Sokal & Rohlf, 1979; Wonnacott & Wonnacott, 1999). En este caso, si se rechaza la hipótesis nula indica que los datos no se encuentran distribuidos de forma equitativa entre las categorías de la variable.

## **1.2 Pregunta de investigación, objetivos y justificación**

La pregunta de investigación del presente trabajo es: ¿Favorece el uso de variables cualitativas conocer aspectos clave del funcionamiento de los ecosistemas terrestres?

De esta pregunta surge como objetivo general: Analizar las variables cualitativas que inciden en aspectos relacionados con la ecología de plantas y de animales terrestres.

Los objetivos específicos son: Analizar las variables cualitativas que aportan información sobre el hábitat de las especies, su nutrición, reproducción y comportamiento.

La justificación de este trabajo es proporcionar el conocimiento de variables cualitativas que sirvan de base para la elaboración de estudios encaminados a la conservación y gestión de las especies y los hábitats terrestres, así como a la identificación y valoración de servicios ecosistémicos.

## **2. Materiales y métodos**

### **2.1 Estrategia de búsqueda**

Para llevar a cabo este trabajo, se procedió a una revisión de artículos científicos en revistas indexadas que denotan calidad y han sido listadas en alguna base de datos de consulta mundial.

La búsqueda de las publicaciones científicas se realizó en las bases de datos Web of Science, Scopus, Scielo, Redalyc y Dialnet.

En la búsqueda se han incluido unos pocos artículos publicados en revistas no indexadas y actas de congresos (literatura gris) procedentes de Google Scholar, aplicando la misma ruta de búsqueda y los criterios de inclusión y exclusión.

Tomando como punto de partida los objetivos de esta revisión, se definió una ruta de búsqueda avanzada mediante el uso de comillas y la combinación de términos a través de los operadores booleanos AND, OR y NOT (conectores lógicos).

La búsqueda se realizó a través de las palabras claves (en inglés y español) como: Frecuencia, tabla de contingencia, prueba Chi-cuadrado, bondad de ajuste, especies, ecosistemas, vegetación, suelo, gradiente ambiental, uso del hábitat, microhábitat, dieta, grupos funcionales, gremios tróficos, polinizadores, dispersores, reproducción, regeneración, comportamiento.

Finalmente, remarcar que también se analizaron las referencias bibliográficas de algunos de los artículos seleccionados con el fin de rescatar otros estudios potencialmente incluibles para la revisión.

## **2.2 Criterios de inclusión y exclusión**

Antes de realizar la búsqueda bibliográfica, se establecieron los criterios de inclusión y exclusión transversales para todas las bases de datos consultadas.

Los criterios de inclusión de los artículos a revisar han sido:

- Artículos en que se estudian variables cualitativas y se aplica la prueba Chi-cuadrado.
- Artículos en que aparezcan en el título palabras clave utilizadas en la búsqueda.
- Artículos en que el resumen proporcione información relevante sobre la temática a tratar.
- Artículos publicados entre 2001 y 2019.
- Artículos originales escritos en inglés y castellano.

Se excluyó todo aquel artículo que no cumplía los criterios que anteriormente se han mencionado. Además se han excluido:

- Artículos que no describían claramente los análisis estadísticos realizados.
- Artículos con datos faltantes en los resultados.

Los artículos fueron seleccionados según una lectura previa del título, el resumen y los análisis estadísticos utilizados. Finalmente se realizó el posterior análisis del texto en base a los objetivos de este trabajo.

Se seleccionaron artículos libres de pago o que se pudieran obtener a partir de las plataformas de la Universidad, permitiendo su descarga.

Los meses dedicados a la búsqueda, selección y análisis de los artículos fueron de octubre 2018 a abril 2019. A partir de mayo se empezó a redactar el trabajo.

## **2.3 Extracción y análisis de datos**

Para el presente TFG se han revisado 55 artículos en inglés y español, publicados entre 2002 y 2018 (figura 1), la mayoría de los años 2011 y 2016. Se trata de estudios realizados en diecinueve países y un condominio (figura 2), con una amplia representación de diferentes tipos de ecosistemas, desde selvas, manglares, bosques perennifolios, bosques caducifolios, matorrales, praderas, hasta la Antártida.

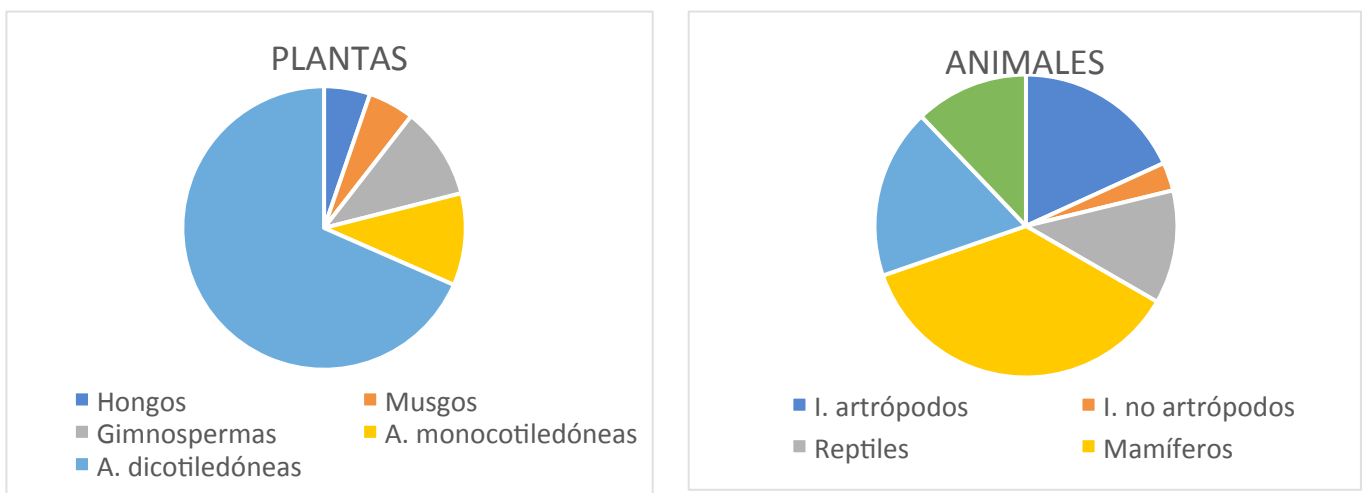


**Figura 1.** Artículos analizados por año de publicación.



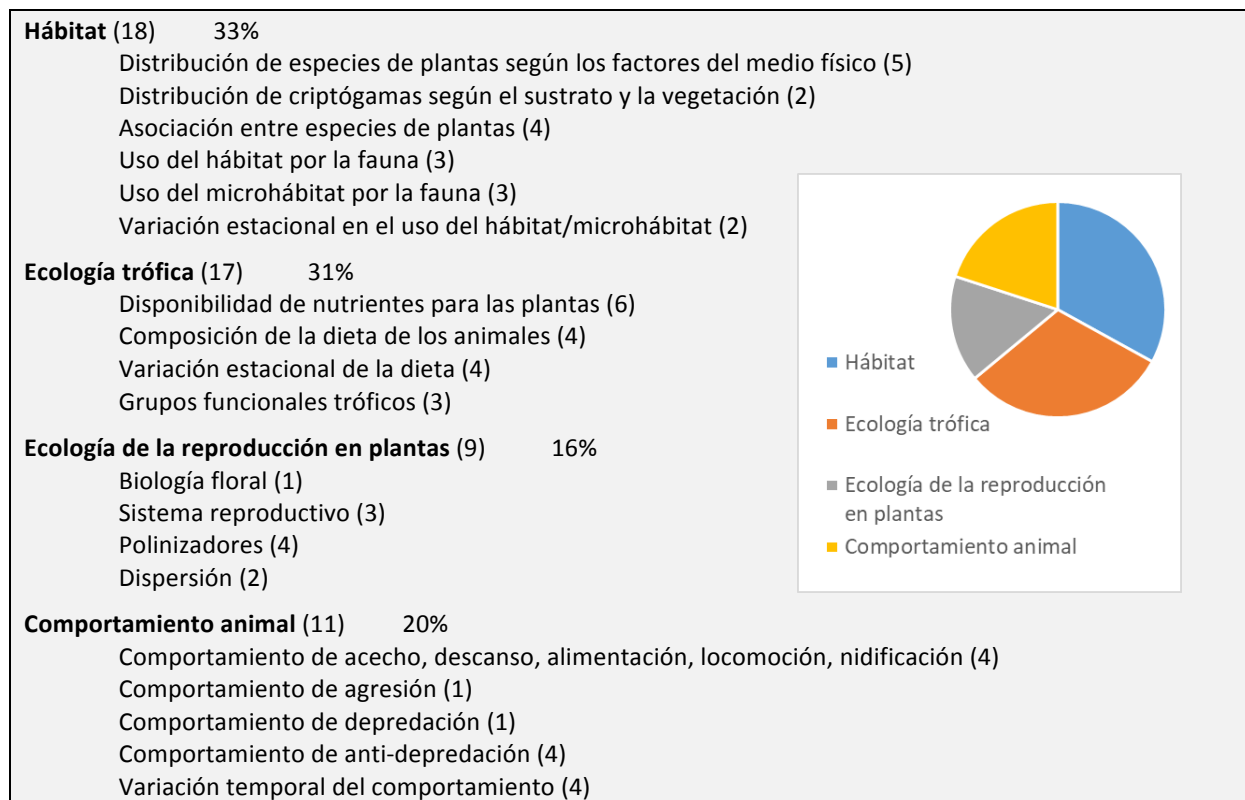
**Figura 2.** Mapa representativo de todos los países de origen de los artículos revisados.

Respecto a los grupos taxonómicos estudiados la mayoría de plantas son angiospermas dicotiledóneas; la fauna está más repartida como puede observarse en la figura 3.



**Figura 3.** Grupos taxonómicos estudiados.

Los aspectos principales de estudio se han clasificado en cuatro temas: hábitat, ecología trófica, ecología de la reproducción en plantas y comportamiento animal. Esta clasificación se complementa con una serie de subtemas con el objeto de facilitar el desarrollo del trabajo (tabla 1).



**Tabla 1.** Estructura temática de la revisión bibliográfica y número de artículos analizados entre paréntesis, en total son 55.

Gran parte de los artículos consultados presentan enfoques amplios acerca de las cuestiones tratadas, por lo que, a veces, un mismo artículo se encuentra en distintos subtemas o, incluso, temas.

De los artículos originales se extrajo información sobre las variables estudiadas, análisis estadístico utilizado y si los resultados eran estadísticamente significativos o no, sin juzgar si el diseño del estudio fue adecuado o el método estadístico se utilizó correctamente.

También se extrajo información del resumen, objetivos, discusión y conclusiones.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1 Hábitat

Las especies suelen presentar patrones de distribución producidos por la variación espacial de las condiciones ambientales de los hábitats.

El hábitat hace referencia al lugar que presenta la combinación de factores abióticos (clima...) y bióticos (competencia...) adecuada para que viva una especie. La modificación del hábitat de una especie es uno de los principales factores que desencadena la pérdida de biodiversidad.

En las tablas 2 y 3, se recoge una síntesis de las variables estudiadas, análisis estadísticos y resultados de los artículos revisados sobre el hábitat clasificados en subtemas.



Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Distribución de especies según los factores del medio físico (n=5)	Especie vs. tipo de sedimento	TC 2x4, gl=3	Significativo	Barrantes & Cerdas (2014)
	Especie vs. acidez del suelo	TC 2x2 Fisher, gl=1	Significativo para algunas spp.	Gallego (2003)
	Especie vs. precipitación	TC 2x2 Yates, gl=1	Significativo	Xavier & D'Antonio (2016)
	Especie vs. tolerancia a la sombra	TC 2x4, gl=3	No significativo	Visser <i>et al.</i> (2012)
	Especies vs. posición topográfica	TC 10x4, gl=27	Significativo para algunas spp.	Morales <i>et al.</i> (2018)
Distribución de criptógamas según el sustrato y la vegetación (n=2)	Especies vs. tipo de sustrato	TC 44x4, gl=129	Significativo	Herrera <i>et al.</i> (2018)
	Especies vs. tipo de vegetación	TC 44x7, gl=258	Significativo	Herrera <i>et al.</i> (2018)
	Tipo de vegetación	BA 1x4, gl=3	Significativo	Brazeo & Wick (2011)
Asociación entre especies (n=4)	Especie A vs. especie B	TC 2x2 Yates, gl=1	Significativo para algunas spp.	Encina <i>et al.</i> (2009)
	Especie A vs. especie B	TC 2x2, gl=1	Significativo para algunas spp.	Khojasteh <i>et al.</i> (2013)
	Especie A vs. especie B	TC 2x2, gl=1	Significativo	Drezner (2013)
	Especie A vs. especie B	TC 2x2, gl=1	Significativo*	Argote <i>et al.</i> (2013)

**Tabla 2.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre el hábitat de la flora. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ , excepto \* $p < 0,20$ . n=número de artículos revisados.

Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Uso del hábitat: Distribución de especies según los factores del medio físico y la vegetación (n=3)	Especie vs. radiación solar	TC 2X9, gl=8	Significativo	Galluzzi <i>et al.</i> (2017)
	Especie vs. altitud	TC 2X6, gl=5	Significativo	Galluzzi <i>et al.</i> (2017)
	Sexo vs. tipo de bosque	TC 2x2, gl=1	No significativo	Massey <i>et al.</i> (2018)
	Edad vs. tipo de bosque	TC 2x2, gl=1	No significativo	Massey <i>et al.</i> (2018)
	Tipo de vegetación	BA 1x6, gl=5	Significativo	Balestrieri <i>et al.</i> (2015)
Uso del microhábitat (n=3)	Tipo de sustrato	BA 1x4, gl=3 sp. A; BA 1x5, gl=4 sp. B	Significativo	Álvarez <i>et al.</i> (2013)
	Tipo de sustrato	BA 1x4, gl=3	Significativo	Pinilla <i>et al.</i> (2015)
	Tipo de sustrato	BA 1x8, gl=7 para metamórficos, juveniles y adultos	Significativo	Ortega <i>et al.</i> (2011)
	Posición vertical	BA 1x4, gl=3	No significativo	Pinilla <i>et al.</i> (2015)
Variación estacional en el uso del hábitat/ microhábitat (n=2)	Posición vertical	BA 1x4, gl=3 época lluviosa; BA 1x3, gl=2 e. seca	Significativo para adultos	Ortega <i>et al.</i> (2011)
	Posición vertical	BA 1x4, gl=3 época lluviosa	Significativo para juveniles y metamórficos	Ortega <i>et al.</i> (2011)
	Tipo de vegetación	BA 1x4, gl=3 época lluviosa y época seca	Significativo para algunas spp.	Bukombe <i>et al.</i> (2018)

**Tabla 3.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre el hábitat de la fauna. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ . n=número de artículos revisados.

### 3.1.1 Distribución de especies de plantas según los factores del medio físico

Las características de medio físico son esenciales para la diferenciación de las comunidades de plantas, ya que limitan o restringen la presencia de determinadas especies. La composición florística y su patrón de distribución varía dependiendo del tipo de suelo, el clima y el relieve.

En relación a la distribución de la flora dependiendo del tipo de suelo, en el artículo realizado por [Barrantes & Cerdas \(2014\)](#) se estudió la distribución de cinco especies de manglar de Costa Rica en relación a cuatro tipos de sustrato (lodo, arena, arena lodosa y lodo arenoso). En las cinco especies se obtuvieron diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) demostrándose “la presencia de zonación de las especies, como una respuesta ecofisiológica de las plantas a un gradiente ambiental específico o a una serie de estos” según [Woodroffe \(1992\)](#), como tipo de sustrato, nivel de la marea, salinidad del agua y del suelo. Las especies *Avicennia sp.* y *Laguncularia racemosa* tienden a distribuirse en los sustratos arenosos de la zona interior del manglar mientras que las especies *Rhizophora ssp.* y *Pelluciera rhizophorae* son más frecuentes sobre los sustratos lodosos de la zona exterior. Gracias al estudio se ha podido afirmar que, al intentar restaurar áreas de manglar, se tiene que tener muy en consideración el tipo de sustrato.

En el artículo realizado por [Gallego \(2003\)](#), donde se estudió la distribución de 74 especies de matorral de la Sierra de Grazalema, en el Sur de España, se determinó ( $p$ -valor $<0,05$ ) que el número de especies exclusivas de suelos básicos (21), fue significativamente mayor que el de suelos ácidos

(10). Como deja claro el artículo, “este tipo de segregación de especies en función de la acidez del sustrato también se ha detectado en otros matorrales mediterráneos como los de Sierra Morena y centro de España (González *et al.*, 1977; Basanta *et al.*, 1984; Fernández *et al.*, 1984), Sierra del Aljibe (Ojeda *et al.*, 1995) y en trabajos que analizan buena parte de los matorrales del Sur de España (Arroyo & Marañón, 1990)”. Este fenómeno, podría explicarse gracias a estudios que relacionan el carácter ácido del suelo con suelos más pobres en nutrientes y con posible aparición de toxicidad de determinados metales (Arroyo & Marañón, 1990; Ojeda *et al.*, 1995).

Otro factor que determina la distribución de las especies en gran medida es el clima. A continuación, se analizan dos artículos sobre plantas C4.

En el artículo de Xavier & D’Antonio (2016), se intenta explicar la distribución de cinco gramíneas perennes C4, tanto exóticas (*Melinis minutiflora*, *Schizachyrium condensatum*, *Melinis repens*, *Andropogon virginicus* y *Hyparrhenia rufa*) como nativas (*Heteropogon contortus*) de zonas volcánicas jóvenes de Hawái, analizando la presencia-ausencia de las especies en dos categorías de precipitación, 1200-1600 vs. 1600-2000 mm/año, y concluyendo que tres especies se encontraban en mayor abundancia de lo esperado en el mayor rango de precipitación (*A. virginicus*, *M. minutiflora* y *S. condensatum*) con una significación de  $p < 0,01$ , mientras que la aparición de la especie nativa, fue relacionada con un menor rango de precipitación ( $p < 0,01$ ). Gracias a estos análisis se puede comprender el rango de aparición de la especie nativa para elaborar mapas de actuación ya que poco a poco se está viendo desplazada por las especies exóticas.

Sin abandonar el grupo de plantas C4, en el artículo realizado por Visser *et al.* (2012) en Sudáfrica, se estudió como podía afectar a la distribución de cuatro familias de gramíneas (Aristidoideae, Chloridoideae, Andropogoneae y Paniceae) la variable tolerancia a la sombra, que se trató como una variable dicotómica (0 = intolerante a la sombra, 1 = tolerante a la sombra). Las especies que se presentaron en bosques, matorrales o bajo la sombra de árboles aislados se registraron como tolerantes. Con un  $p$ -valor  $> 0,05$ , no resultó significativa para ninguna de ellas, demostrando que no tenían preferencia por hábitats en sombra ni sol, aunque los datos indican como la familia Chloridoideae es la menos asociada con hábitats en sombra, siendo este resultado respaldado por un reciente análisis filogenético que reveló que la misma familia tiene la menor probabilidad de entre las gramíneas de ser asociada a hábitats en sombra (Osborne & Freckleton, 2009).

Finalmente, en el artículo de Morales *et al.* (2018), se relaciona la presencia de juveniles de diferentes especies arbóreas con la posición topográfica, revelándose con un  $p$ -valor  $< 0,001$  que se presentó dependencia de algunas especies. La mayor frecuencia se registró sobre las laderas medias, seguido de las laderas altas; en contraste, en las laderas bajas, se presentó la menor frecuencia. Según los autores “la variada microfisiografía contiene micrositios con diferentes gradientes de profundidad y fertilidad del suelo, exposición y cantidad de luz que ingresa al dosel, condiciones que determinan el desarrollo de las especies en sus distintos estadios del ciclo de vida”.

### 3.1.2 Distribución de criptógamas según el sustrato y la vegetación

A nivel de criptógamas (algas, hongos, líquenes, musgos y helechos) también influyen los factores ambientales como tipo de sustrato y tipo de vegetación.

Se han encontrado dos artículos donde la especie estudiada eran criptógamas. Herrera *et al.* (2018) determinaron en la sierra de Lobos (México) que existe una relación positiva entre el taxón de musgo estudiado y el tipo de vegetación, que se clasificó como bosque de *Pinus*, bosque de *Quercus*, bosque tropical caducifolio, matorral xerófilo, pastizal, vegetación riparia y ecotono, con un  $p$ -valor  $< 0,01$ . Y entre el taxón de musgo y el tipo de sustrato donde se encuentra, clasificado como suelo, roca, rocas cubiertas por suelo y epífita, con un  $p$ -valor  $< 0,000$ . Como reportó también Porley & Hodgetts (2005), “en la distribución de los musgos influyen diversos factores como la altitud, intensidad solar y especificidad al sustrato, por lo que se comparten pocas especies de musgos entre los tipos de

vegetación". La presencia de musgos también refleja las condiciones climáticas del lugar como la humedad.

En el artículo de [Brazee & Wick \(2011\)](#), que estudió la distribución del género *Armillaria*, en Massachusetts (USA), se observó una distribución heterogénea para distintas especies de *Armillaria* y los tres tipos de bosque analizados, que actúan como sustrato de *Armillaria* donde se puede presentar como un oportunista parásito en los árboles debilitados. Los bosques de pino bronco (*Pinus rigida*) y de roble (*Quercus sp.*) tuvieron una mayor incidencia de *A. solidipes* ( $p < 0,001$ ), mientras que los bosques de pino blanco (*Pinus strobus*) de *A. mellea* ( $p = 0.001$ ), y los bosques de cicuta oriental (*Tsuga canadensis*) de *A. gallica* ( $p = 0.002$ ) en comparación con los valores esperados. Gracias a este estudio se confirma a *A. mellea* como un importante patógeno del pino blanco que debe ser estudiado más de cerca. Además, este estudio muestra por primera vez que *A. solidipes* debe considerarse como un patógeno importante del roble en los bosques costeros de Nueva Inglaterra, especialmente en aquellos que sufren de defoliación provocada por insectos.

### 3.1.3 Asociación entre especies de plantas

Las asociaciones interespecíficas, positivas o negativas, pueden establecerse por afinidades o diferencias según los factores del medio físico.

En el artículo llevado a cabo por [Encina et al. \(2009\)](#), se analizan especies arbóreas del bosque de encino de la Sierra de Zapalinamé, en México, y se encontró relación entre 23 parejas de especies de las 37 estudiadas, 10 con asociación negativa y 13 con asociación positiva, con un  $p$ -valor  $< 0,05$ . *Q. greggii* es la especie más frecuente en la zona y está estrechamente relacionada con *Q. mexicana*. A su vez se determina que la diversidad del bosque de encino estudiado es baja al compararla con otras comunidades vegetales de México ([Rzedowski, 1978](#); [Challenger, 1998](#)).

En un estudio realizado en Irán ([Khojasteh et al., 2013](#)), centrado en entender las relaciones entre especies herbáceas en los pastizales semiáridos, se establecieron 9 asociaciones positivas de 19 asociaciones estudiadas en total, con un  $p$ -valor  $< 0,05$  o  $< 0,01$ . Se encontró que las interacciones planta-planta pueden cambiar en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales, tales como los caracteres del suelo, por ejemplo, la presencia en el suelo de la bacteria *Rhizobium*, cuya simbiosis permite a *Astragalus effusus* incrementar la fertilidad del suelo y así establecer relaciones más fácilmente con otras especies ([Padilla & Pugnaire 2006](#)).

En el artículo realizado por [Drezner \(2013\)](#) se estudia la relación entre dos especies en el desierto de Sonora, una cactácea (*Carnegiea gigantea*) y un árbol *Cercidium microphyllum*. Se pudo demostrar la asociación positiva entre ellas, y además como afirma el artículo, paradójicamente, en áreas donde la disponibilidad de agua es baja arrojando un  $p$ -valor  $< 0,0001$ , ya que *Carnegiea* debido a sus raíces superficiales depende en gran manera de la humedad del suelo para sobrevivir.

Finalmente, en el artículo de [Argote et al. \(2013\)](#), realizado en Perú, se estudia la asociación de la especie *Trifolium amabile* con otras especies vegetales en dos zonas. Se encontraron ocho asociaciones positivas  $p < 0,20$ , en la zona de Quimsachata, con *Alchemilla pinnata*, *Azorella diapensoides*, *Calamagrostis amoena*, *Eleocharis albibracteata*, *Geranium sessiliflorum*, *Poa horridula* y con *Festuca dolichophylla* y *Muhlenbergia fastigiata*, siendo estas dos últimas gramíneas favorecidas por suelos profundos con buena humedad y drenaje, lo cual da a entender que también son las condiciones ideales para *Trifolium*. Por otro lado, se encontraron cinco asociaciones de naturaleza negativa con las gramíneas *Calamagrostis amoena*, *Festuca dichoclada*, y *Stipa brachiphylla* y con las arbustivas *Margaricarpus pinnatus* y *Parastrephia quadrangularis*, cuya presencia está relacionada con suelos superficiales y pedregosos, condiciones no favorables para el *Trifolium*. Las asociaciones fueron negativas en la zona de Illpa con las especies *Distichlis humili* y *Stipa ichu* y positiva con *Eleocharis albibracteata*. En las dos zonas estudiadas se relacionó la presencia de *Trifolium* con suelos ricos en nitrógeno, fósforo y con suelo profundo, características que también benefician a las plantas con las que se relaciona positivamente.

### 3.1.4 Uso del hábitat por la fauna

La abundancia de una especie en un determinado hábitat indica que ese hábitat ofrece buenas condiciones climáticas, de alimento, reproducción y/o refugio. La importancia de la evaluación del hábitat de cualquier especie animal se encuentra en la búsqueda de los parámetros clave que regulan su presencia. Son variables de hábitat el tipo de suelo, el clima, el relieve, el tipo de vegetación.

Galluzzi *et al.* (2017) analizan la presencia/ausencia de la marmota alpina (*Marmota marmota*) en los Alpes Italianos relacionada con diferentes intensidades de radiación solar y altitudes. Con un p-valor < 0,001, y coincidiendo con los resultados de Bassano *et al.* (1992), se afirma que la distribución de la marmota no es aleatoria, prefiriendo radiaciones medias entre 1,43 y 1,85 GWH/m<sup>2</sup>, ya que la marmota está adaptada a temperaturas bajas, y el calor y la sequía de zonas con gran irradiancia aumentan sus niveles de estrés (Armitage, 2013). Igualmente ocurre con la variación de altitud, demostrándose con un p-valor < 0,001 que la marmota prefiere altitudes comprendidas entre 2000 y 2500m. Como se afirma en el artículo, este hecho puede demostrar una respuesta comportamental frente al cambio climático, considerado como un grave problema para la supervivencia de la marmota (Armitage, 2013), que tiende a elegir hábitats con altitudes elevadas y temperaturas bajas. Por ello, el cambio climático se establece como un factor clave en la selección del hábitat por la marmota alpina en el futuro.

En el artículo de Massey *et al.* (2018) se estudia el uso del hábitat por el ratón piñonero *Peromyscus truei* en Nevada Central (USA). Se determina que el uso del bosque no depende del sexo (p-valor=0,1186) o la edad del ratón (p-valor=0,6748), pudiéndose deber a que la especie es en gran medida generalista y se encuentra en un rango muy amplio de hábitats y en alta abundancia. Aunque estudios anteriores sugieren que la presencia de *P. truei* está estrechamente asociada al pino piñonero (Holbrook, 1978), y cada vez más asociada a hábitats de mayor altura debido al cambio climático y al aumento de la temperatura global (Moritz *et al.* 2008).

Mediante la recolección de las heces, se pudo saber en el artículo realizado por Balestrieri *et al.* (2015) el uso del hábitat por la especie *Martes martes* en el NW de Italia. Se concluyó que el uso no se correspondía con la disponibilidad, con un p-valor < 0,001, siendo el bosque el más utilizado. Esto puede llevar a afirmar que las zonas boscosas puedan establecerse como corredores naturales para la especie, evitando o disminuyendo, como ya analizó Balestrieri *et al.* (2010), el crecimiento exponencial de muertes de la especie por atropello en esta zona italiana.

### 3.1.5 Uso del microhábitat por la fauna

El microhábitat es un ambiente específico que provee a una especie de las condiciones necesarias para que pueda llevar a cabo sus funciones biológicas y satisfacer sus requerimientos. Los microhábitats usados dentro de un mismo hábitat puede referirse al tipo de sustrato en el suelo (hojarasca, troncos caídos, ramas, piedras...) o sobre la vegetación (arbórea, arbustiva, herbácea), a distintas alturas por encima del suelo, etc.

Álvarez *et al.* (2013) estudiaron el uso del microhábitat por escorpiones en Sucre (Colombia). Dos especies mostraron preferencia por algún microhábitat, clasificados como objeto en el suelo, grieta de roca, galería en el suelo, hojarasca, vegetación baja y corteza de árbol. *Opisthacanthus elatus* se encontró asociado de forma significativa  $p < 0,0001$  al microhábitat bajo o dentro de objetos en el suelo (rocas y troncos de árboles caídos), coincidiendo con Flórez (2007), que describía su hábitat como debajo de troncos caídos, grietas de árboles en pie y debajo de piedras. Misma preferencia se observó para *Tityus asthenes*, con un p-valor de 0,0016, coincidiendo con Lourenço & Flórez (1989). Según Polis (1990) "los escorpiones no se distribuyen al azar dentro de un hábitat, sino principalmente en microhábitat específicos, en los cuales encuentran condiciones ambientales propicias para su desarrollo y donde pueden conseguir refugio, alimento y/o pareja".

En el artículo de [Pinilla et al. \(2015\)](#), realizado también en Colombia (Chocó), analizaron el uso de cuatro tipos de sustrato (tronco, ramas, hojarasca y raíz) por la especie *Anolis maculiventris* (lagarto nativo), y determinan con un  $p$ -valor  $< 0,001$ , que presenta preferencia por los troncos y las ramas, donde se perchan para cazar o huir fácilmente de sus depredadores, aunque es una especie bastante adaptable a diferentes tipos de hábitat ([Páez et al., 2002](#)), coincidiendo con otras especies del mismo género ([Velasco & Herrel, 2007](#)).

[Ortega et al. \(2011\)](#) identificaron ocho categorías de sustratos utilizados por la rana nocturna *Agalychnis spurrelli* (figura 4) en Ecuador. La frecuencia por grupos de edad (metamórficos, juveniles y adultos) asociados a esas categorías, presentaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en los tres. Los adultos fueron frecuentemente encontrados en el agua y sobre lianas, peciolo y ramas, mientras que los juveniles sobre frondes y hojas y los metamórficos en el suelo/lodo y sobre frondes y hojas. Según los autores, *A. spurrelli* presenta un amplio espectro en el uso de recursos físicos del hábitat.

La posición vertical en los estratos del bosque es otra variable recurrente en los estudios sobre el microhábitat, sobre todo en animales como los reptiles o los anfibios. [Pinilla et al. \(2015\)](#), introducido anteriormente, analizan cuatro categorías (suelo, baja, media y alta) y se demostró igual distribución en todas ellas por la especie *Anolis maculiventris* con un  $p$ -valor = 0,207. Por el contrario, en el estudio de [Ortega et al. \(2011\)](#) para la especie *Agalychnis spurrelli* si se obtienen diferencias significativas entre estratos, como veremos a continuación.

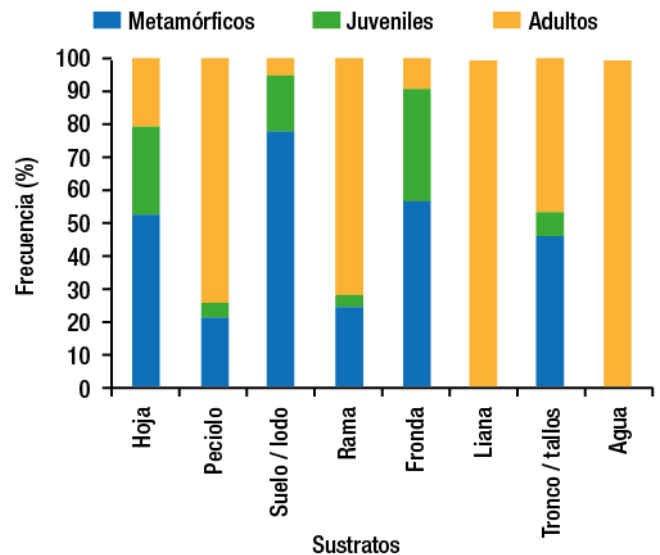


Figura 4. Frecuencia (%) por grupos de edad de *Agalychnis spurrelli* según el tipo de sustrato. Adaptado de [Ortega et al. \(2011\)](#).

### 3.1.6 Variación estacional en el uso del hábitat/microhábitat

Las especies deben resolver adecuadamente la variación estacional en la disponibilidad de recursos, por tanto, pueden modificar a lo largo del ciclo anual su posición espacial, ritmos de actividad, desplazamientos... Arroyos que se secan, cambios en la vegetación influyen no solo sobre la disponibilidad de agua y alimento, sino en la cobertura de protección contra las temperaturas extremas, y contra la presencia de depredadores.

[Ortega et al. \(2011\)](#) analizan el uso del microhábitat, durante la época seca y la época húmeda, de *Agalychnis spurrelli* en Ecuador según la posición vertical (0m, <1m, 1-2m, 2-10m). Obtuvieron diferencias significativas, donde los individuos adultos prefirieron el estrato alto del bosque (>2m) durante la época seca con un  $p$ -valor  $< 0,05$ , que servía principalmente de refugio y durante la época lluviosa prefirieron los estratos bajo (<1m) y medio (1-2m) con un  $p$ -valor  $< 0,01$  que fueron utilizados para la reproducción. Por otra parte, los juveniles y los metamórficos prefirieron el estrato bajo ( $p < 0,05$ ) durante la época lluviosa. Además, los metamórficos también tuvieron preferencia por el nivel de suelo/agua durante la misma época ya que esta especie deposita sus huevos adheridos a la vegetación del estrato medio y bajo del bosque.

En el artículo de [Bukombe et al. \(2018\)](#) estudiaron si el uso de hábitat por diferentes especies de ungulados en el P.N. del Serengeti (Tanzania) y disponibilidad eran independientes o no. Para ello, realizaron el estudio en dos estaciones, la estación seca y la estación húmeda. Los tipos de vegetación fueron cuatro (pastizal, matorral, pradera y bosque) y las especies de ungulados cinco (búfalo, topi, impala, cebra, ñu azul). De las veinte combinaciones en cada estación del año, uso y disponibilidad fueron dependientes en trece para la estación seca y en once para la estación húmeda

( $p < 0,05$ ). Para una misma especie, según el tipo de vegetación, se obtuvieron resultados de independencia en la estación seca y de dependencia en la estación húmeda o al revés, o bien de independencia o dependencia en las dos estaciones, como se observó en el impala. En general, al comparar frecuencia de uso y disponibilidad se comprueba si existe selección por un tipo de vegetación o no; así la especie exhibe selección cuando el uso es diferente a su disponibilidad. Según el uso sea mayor o menor que la disponibilidad, indica selección a favor o en contra, respectivamente. Como afirma el estudio, estos resultados podrían ser útiles en la construcción de mapas de aptitud del hábitat para especies unguladas con necesidades especiales de conservación.

### 3.2 Ecología trófica

La nutrición es un proceso indispensable para el mantenimiento de las funciones vitales de los organismos. Cuando los recursos son escasos, la nutrición puede verse comprometida, lo que afecta a procesos fisiológicos como crecimiento, supervivencia y reproducción.

En las tablas 4 y 5, se recoge una síntesis de las variables estudiadas, análisis estadísticos y resultados de los artículos revisados sobre ecología trófica clasificados en subtemas.

Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Disponibilidad de nutrientes (n=6)	Daño por frío vs. tratamiento de fertilización	TC 5x9, gl=32	No significativo	García & De La Peña (2013)
	Daño por frío vs. altura planta	TC 5x3, gl=8	Significativo	García & De La Peña (2013)
	Supervivencia vs. tratamiento de fertilización	TC 2x7, gl=6	Significativo 1998	Del Campo & Navarro (2004)
	Supervivencia vs. tratamiento de fertilización	TC 2x3, gl=2	No significativo 1999	Del Campo & Navarro (2004)
	Forma árbol vs. sitio	TC 3x3, gl=4	No significativo	Reyes <i>et al.</i> (2007)
	Sanidad árbol vs. sitio	TC 3x3, gl=4	No significativo	Reyes <i>et al.</i> (2007)
	Vitalidad árbol vs. sitio	TC 4x3, gl=6	Significativo	Reyes <i>et al.</i> (2007)
	Decaimiento vs. pendiente	TC 2x2, gl=1	Significativo	Alquézar <i>et al.</i> (2009)
	Drenaje del suelo	BA 1x3, gl=2	Significativo	Brazeo & Wick (2011)
	Especie vs. calidad del agua	TC 2x4, gl=3	Significativo para algunas spp.	Keizer <i>et al.</i> (2016)

**Tabla 4.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre la ecología trófica de la flora. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ . n=número de artículos revisados.

Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Composición de la dieta (n=4)	Sexo depredador vs. tipo de presa	TC 2x7, gl=6	No significativo	Sampeño <i>et al.</i> (2011)
	Sexo depredador vs. tamaño de presa	TC 2x2, gl=1	Significativo	Sampeño <i>et al.</i> (2011)
	Edad depredador vs. tamaño de presa	TC 2x2, gl=1	Significativo para ambos sexos	Sampeño <i>et al.</i> (2011)
	Sexo depredador vs. tipo de presa	TC 2x13, gl=12	Significativo	Aun <i>et al.</i> (2011)
	Formas de vida de las plantas	BA 1x5, gl=4	Significativo	Puig <i>et al.</i> (2013)
	Especies de plantas	BA 1x30, gl=29	Significativo	Oli <i>et al.</i> (2018)
	Familias de plantas	BA 1x18, gl=17	Significativo	Oli <i>et al.</i> (2018)
	Formas de vida de las plantas	BA 1x5, gl=4	Significativo	Oli <i>et al.</i> (2018)
Variación estacional de la dieta (n=4)	Grupos mono y dicotiledóneas	BA 1x2, gl=1	Significativo	Oli <i>et al.</i> (2018)
	Tipo de presa vs. estación del año	TC 11x2, gl=10	No significativo	Fajardo <i>et al.</i> (2014)
	Especie vs estaciones del año	TC 2x4, gl=3	Significativo	Sahley <i>et al.</i> (2015)
	Tipo de alimento vs. época del año	TC 8x2, gl=7	Significativo	Portella & Vieira (2016)
	Tipo de alimento vs. etapas de cría depredador	TC 9x3, gl=16	Significativo	Grilli & Montalti (2015)
Grupos funcionales tróficos (n=3)	Tipo de alimento vs. etapas de cría presa	TC 9x5, gl=32	Significativo	Grilli & Montalti (2015)
	Gremio trófico vs. tipo de bosque	TC 7x4, gl=18	Significativo	Flores (2008)
	Familias de un orden vs. tipo de bosque	TC nº de familias de cada orden x 2, gl=3,13,21,9,25,4,6,4	Significativo para algunos órdenes	León <i>et al.</i> (2010)
	Grupo taxonómico vs. tipo de sistema de pasto	TC 2x2, gl=1	Significativo para algunos grupos	Gálvez <i>et al.</i> (2016)

**Tabla 5.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre la ecología trófica de la fauna. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ . n=número de artículos revisados.

### 3.2.1 Disponibilidad de nutrientes para las plantas

El término nutriente disponible se aplica a los minerales que están solubles en la solución del suelo y que pueden ser absorbidos por las plantas. Los nutrientes solubles en el suelo se originan de reacciones químicas inorgánicas a partir de la roca madre o mediante procesos biológicos como la descomposición por los microorganismos de los restos orgánicos que se depositan en el suelo. Los factores abióticos que están involucrados en el balance de nutrientes son: el clima, el suelo y la topografía.

El crecimiento y la reproducción se ven afectados por la falta de nutrientes. Por otra parte, el estado nutricional contribuye a la supervivencia en condiciones ambientales adversas.

En el artículo de [García & De La Peña \(2013\)](#), se estudia el daño realizado por el frío a juveniles en plantaciones de *Eucalyptus grandis* tratados con diferentes métodos de fertilización (N,P,K). Las creencias populares llevan a los productores forestales de Entre Ríos (Argentina), a fertilizar con potasio (K) para inducir la resistencia al frío, aunque al realizar las tablas de contingencia, se determinó que no existía relación alguna ( $p\text{-valor}=0,289$ ) entre el tratamiento de fertilización utilizado y la resistencia al frío. Estos resultados coincidieron con los obtenidos por [Villar et al. \(2005\)](#), en relación a las especies *Juniperus thurifera* y *Quercus coccifera*. Aunque aparentemente no se mejoró la resistencia al frío, si lo hizo la altura de las plantas tratadas con potasio y nitrógeno, atributo que se relaciona significativamente con el grado de daño por heladas, siendo mayor el daño cuanto menor es el tamaño de las plantas.

El artículo llevado a cabo por [Del Campo & Navarro \(2004\)](#) analiza la supervivencia de lotes comerciales de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), respecto al régimen de cultivo empleado (N, P, K). Su base proviene de los artículos que han ido aumentando en los últimos años sobre la influencia de la fertilización sobre la respuesta en campo de la encina como los realizados por [Navarro et al. \(1999\)](#); [Martínez et al. \(2001\)](#); [Villar et al. \(2001\)](#). En el estudio, se concluye que los resultados de supervivencia dependen mucho de la meteorología y de los tratamientos ensayados en cada situación, siendo la precipitación un factor a tener en cuenta. Los resultados indicaron que en el 1998, debido a una menor precipitación, los tratamientos de fertilización influyeron en la supervivencia de los lotes ( $p\text{-valor}<0,05$ ), mientras que en 1999 con una mayor precipitación, la variable tratamiento de fertilización no fue determinante en la supervivencia de los lotes de encina ( $p\text{-valor}>0,05$ ).

En Valdivia, Chile, fue estudiado el crecimiento de una plantación de *Nothofagus nervosa* durante veinte años por [Reyes et al. \(2007\)](#), y se obtuvo que la vitalidad del árbol, categorizada como exploración, degeneración, estancamiento y resignación, dependía del sitio en el que se encontraba ( $p<0,01$ ), ya que en el sitio 1 todos los individuos eran árboles vigorosos, frondosos y de buen crecimiento. Por el contrario, la forma y la sanidad, categorizadas como buena, regular y mala, fueron independientes del sitio con un  $p\text{-valor}>0,05$ . Para apoyar los resultados se determinó que en los sitios 1 y 2 había unas mejores condiciones de fertilidad que en el sitio 3, factor que facilita el crecimiento de *Nothofagus nervosa* como ya encontraron [Donoso \(1981\)](#), [Rodríguez et al. \(1983\)](#) y [Gerding \(2000\)](#).

Debido al decaimiento o muerte masiva detectado en un bosque de *Pinus halepensis* en el término municipal de Valtorres, Zaragoza, a principios del 2007, [Alquézar et al. \(2009\)](#) estudiaron los factores que desencadenaron dicho decaimiento, y se determinó que la pendiente es un factor a tener en cuenta, ya que puede amplificar el efecto de la sequía o la pérdida de nutrientes, como dice el estudio "al reducir de un modo importante la cantidad de agua que puede incorporarse como reserva al suelo". Los grados de pendiente fueron dos ( $< 30\%$ ;  $> 30\%$ ), observándose más individuos afectados en pendientes elevadas ( $p\text{-valor}<0,01$ ).

Otro factor que puede variar la calidad del suelo es su capacidad de drenaje, ya que de ésta dependerá en gran medida los nutrientes que la planta sea capaz de absorber y utilizar. Con esta

premisa, se estudió en Massachusetts (USA) la distribución de tres especies del género *Armillaria* (*A. gallica*, *A. mellea* y *A. solidipes*) en distintos suelos con diferente capacidad de drenaje (Brazee & Wick 2011) donde las categorías de drenaje fueron excesivamente drenado, bien drenado y moderadamente drenado, y se determinó con un p-valor <0,001, que la distribución de las especies de *Armillaria* no era homogénea en los suelos bien y excesivamente drenados, mientras que en los moderados, con un p-valor=0,164, la distribución de las tres especies de *Armillaria* fue homogénea.

La calidad del agua, como se puede suponer, es un factor muy importante que determina el crecimiento de las plantas, sobre todo de la vegetación acuática. Por ese motivo, en el estudio realizado por Keizer *et al.* (2016) mediante el análisis de la presencia-ausencia de las especies se estudia como la calidad del agua puede hacer variar la vegetación existente en las llanuras de inundación de Polonia. Se demostró con un p-valor<0,001, que trece de las diecisiete especies estudiadas presentaban preferencia por uno de los cuatro tipos de agua que se determinaron como agua de río, agua subterránea limpia, agua subterránea diluida y agua subterránea contaminada. Seis especies se relacionaron positivamente con el agua de río y cuatro con el agua subterránea limpia, demostrando la selección de aguas limpias por parte de las especies vegetales. Gracias al estudio realizado se pudieron crear mapas ecohidrológicos además de entender cómo afectan los cambios de la calidad del agua a la vegetación emergente y su relación con las perturbaciones naturales o antropogénicas.

### 3.2.2 Composición de la dieta de los animales

El nicho trófico es una de las principales dimensiones ecológicas de cualquier especie animal (Pianka, 1974). Un mejor entendimiento del grado de variación de la dieta en las poblaciones naturales permite una mejor comprensión de la amplitud y solapamiento de la dimensión trófica del nicho (Pianka, 1974; entre otros) que son esenciales para la estabilidad y complejidad de las propiedades emergentes de las comunidades como la diversidad, dominancia, riqueza, abundancia, resistencia, resiliencia ... (Schoener, 1986; entre otros).

Una menor o mayor amplitud del nicho trófico informa de un comportamiento estenofágico (conducta especialista), o de un comportamiento eurifágico (conducta generalista), respectivamente (Krebs, 1999). Según Levins (1968), una población que ingiere presas de manera selectiva del medio (preferencias dietarias) presenta una estrecha amplitud de nicho trófico.

En el estudio realizado por Sampedro *et al.* (2011), donde se analiza la alimentación del anfibio anuro *Bufo marinus* en Sucre (Colombia), se pudo comprobar que los machos de *B. marinus* ingieren con mayor frecuencia presas de pequeño tamaño, mientras que las hembras ingieren con mayor frecuencia presas grandes, con un p-valor<0,001. Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas al comparar los tipos de presas ingeridos por ambos sexos, aunque, los himenópteros y coleópteros resultaron los más frecuentes. Estos últimos resultados coincidieron con los del estudio de Dexter (1932) y Rivera (2008) en Costa Rica, o los llevados a cabo por Evans & Lampo (1996) en Brasil.

Paralelamente se estudió si el tamaño de *Bufo marinus*, que se relaciona directamente con su edad, influye en el tamaño de la presa capturada, y se obtuvieron diferencias significativas, tanto para machos como para hembras (p-valor<0,001), donde los anfibios más grandes preferían presas de mayor tamaño, coincidiendo con los resultados obtenidos por Sampedro *et al.* (1982) y Strussmann *et al.* (1984). Estos resultados se intentaron explicar por Gelover *et al.* (2001) donde plantearon que podría ser debido a que los requerimientos energéticos de los anuros de mayor talla son mayores que los de los anuros más pequeños.

La diferencia entre la alimentación de machos y hembras de la misma especie también fue estudiada en la investigación llevada a cabo por Aun *et al.* (2011), donde en este caso la especie fue el saurópido *Mabuya dorsivittata*, en Córdoba (Argentina), y se reflejó con un p-valor<0,005, que las dietas eran diferentes entre machos y hembras, además, concluyendo que *M. dorsivittata* es un



generalista oportunista, debido a la gran variedad de presas que ingiere, siendo el ítem fundamental de las hembras el grupo Araneae y de los machos Isopoda, Acridiidae y Araneae. Los resultados fueron parejos a los obtenidos por [Vrcibradic y Rocha \(1996\)](#), que estudiaron otras especies, pero del mismo género, en este caso, *Mabuya macrorhyncha* y *Mabuya agilis*.

Durante el período de búsqueda de artículos, se observó que un gran número de ellos se centraban en estudiar la uniformidad en la dieta de distintas especies, basándose simplemente en si la dieta estaba constituida por todos los alimentos disponibles por igual, para así aumentar su capacidad de supervivencia, o si la especie presentaba preferencia por algunos alimentos.

En la Patagonia argentina, se encuentra en peligro de extinción el pájaro de mayor tamaño sin capacidad de volar que habita en esos lares, se trata de la especie *Rhea pennata pennata*, conocido como el ñandú de Darwin, aves de gran tamaño que habitan exclusivamente en Sudamérica. Debido a su crítico estado, en el estudio llevado a cabo por [Puig et al. \(2013\)](#) se intentó analizar su dieta para poder elaborar planes acertados de actuación. Gracias a un  $p$ -valor $<0,001$ , se pudo concluir que una fuerte selección alimentaria caracterizó la dieta del ñandú, dominada por hojas de arbustos y hierbas, complementada por semillas de dicotiledóneas. Por tanto y como conclusión se afirma que se deben preservar las grandes llanuras de arbustos si se quiere conservar la especie.

[Oli et al. \(2018\)](#) estudiaron la composición de la dieta de la especie *Tetracerus quadricornis*, (antílope de cuatro cuernos), el único miembro del género *Tetracerus* y el único bóvido de cuatro cuernos existente hoy en día. El estudio fue llevado a cabo en los bosques secos caducifolios de Nepal. Se pudo afirmar que la especie no se alimenta uniformemente de las plantas que tiene disponibles en el entorno, sino que tiene preferencia por unas u otras. El análisis estadístico se realizó a diferentes niveles de clasificación de las plantas. A nivel de especie, donde se tuvieron en cuenta treinta especies diferentes, el estadístico arrojó un  $p$ -valor $<0,001$ , demostrando cierta selección y siendo *Phyllanthus emblica* la más consumida. A nivel de familia, con dieciocho diferentes, el  $p$ -valor fue igualmente menor a  $0,001$ , siendo la familia Gramineae la más consumida. De entre cinco formas de crecimiento de las plantas (herbáceas, hierba alta, trepadora, arbusto y árbol), fue el árbol la forma más consumida con un  $p$ -valor $<0,001$  y finalmente dividieron las treinta especies en mono o dicotiledóneas, donde prefirieron las dicotiledóneas con un  $p$ -valor $<0,001$ . Estos resultados concuerdan perfectamente con los obtenidos por [Sharma, Rahmani & Chundawat \(2009\)](#), donde también demostraron que la distribución de los antílopes se relacionaba con la riqueza arbórea de la zona, concordando claramente con el resultado obtenido de que las partes más nutritivas de los árboles (frutos, flores y hojas frescas) fueron los preferidos en la dieta de los antílopes. Finalmente se recomienda poner cierto empeño en la conservación de las especies de dicotiledóneas, particularmente los árboles frutales para así garantizar la supervivencia de la especie.

### 3.2.3 Variación estacional de la dieta

La dieta de una especie puede variar según la época del año. Por ejemplo, en el caso de un herbívoro, el mayor consumo de gramíneas o hierbas en primavera y verano coincidiría con la época de mayor oferta de dichas plantas. En cambio, el consumo prioritario de especies arbustivas y arbóreas en el invierno se explicaría por la reducida disponibilidad de los restantes grupos vegetales en esta época del año y, también, por variaciones espaciales que restringieran el acceso a las plantas (acumulación de nieve...).

La variación de la dieta de ciertas especies debido a la estación del año también se relaciona directamente con períodos de mayor o menor precipitación, que se traducen generalmente en mayor o menor abundancia de frutos, p.ej.

*Leopardus colocolo*, es un pequeño felino ampliamente distribuido en Sudamérica, y aunque es relativamente común, hay pocos estudios de sus hábitos alimenticios. Por ello, [Fajardo et al. \(2014\)](#), estudiaron si existe variación en la composición de su dieta en las diferentes estaciones del año. Mediante el análisis de las heces recolectadas durante el 2005 y 2006, y discriminadas de las de otros

carnívoros se pudo determinar que no existe variación estacional en su dieta ( $p$ -valor $>0,05$ ), pero se advierte de que el resultado solo se puede considerar de forma referencial debido al pequeño tamaño de la muestra en las dos épocas de estudio. Tanto en la época seca como en la húmeda, los roedores fueron la presa más consumida por el felino, coincidiendo con la mayoría de pequeños felinos neotropicales (Bisceglia *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2011; Iriarte & Jaksic, 2012). En especial se observó la presencia en las heces del roedor *Calomys sp*, llegando a la conclusión de que podría deberse a la facilidad con que este puede ser capturado o a la sincronización entre los patrones de actividad depredador-presa.

Sahley *et al.* (2015) estudiaron en un bosque peruano la dieta de siete especies de pequeños roedores (menos de 100g de peso) *Akodon torques*, *Calomys sorellus*, *Microryzomys minutus*, *Oligoryzomys andinus*, *Thomasomys aureus*, *T. kalinowskii* y *T. oreas*. Se demostró con  $p$ -valores inferiores a 0,001, que existía diferencia en la dieta debido a diferencias estacionales para todas las especies y para las cuatro categorías de comida: artrópodos, semillas intactas, partes de plantas y esporas de micorrizas. Iguales preferencias ya fueron encontradas por Smythe (1978) y Henry (1999), en este caso para los roedores *Dasyprocta punctata* y *D. leporina*.

Igualmente, en un estudio llevado a cabo por Portella & Vieira (2016) se investigó la dieta de la especie de conejillo de indias acrobático (*Kerodon acrobata*) endémico de la sabana de Brasil en dos estaciones, clasificadas como época seca y lluviosa. La alimentación se dividió en ocho categorías (flores, flores caídas, hojas, hojas caídas, frutos, frutos caídos, mango y una agrupación de alimentos no identificados). Se demostró con un  $p$ -valor $<0,001$  que la frecuencia de consumo de los diferentes alimentos varió entre estaciones, siendo los más consumidos en las dos épocas las hojas y las flores (70 y 6% respectivamente). En la época seca hojas y las flores caídas, como ya habían descrito Moojen *et al.* (1997) sobre todo de *Handroanthus serratifolius* debido a que por la falta de agua se desprendían de las plantas, mientras que en la época lluviosa hojas y flores vivas.

El artículo de Grilli & Montalti (2015) analiza la dieta del págallo pardo antártico (*Stercorarius antarcticus lonnbergii*) en relación a dos variables: sus propias etapas o período de cría y las etapas o período de cría de su principal presa, el pingüino (Pietz, 1987; Young, 1994; Hahn & Peter, 2003; Hahn *et al.*, 2005; Graña Grilli & Montalti, 2012). Se demostraron diferencias significativas ( $p$ -valor=0,006) en la alimentación del págallo durante su propio período de cría que fue dividido en tres categorías (incubación, cuidado temprano y cuidado tardío de la cría), mientras que las nueve diferentes categorías de alimentación fueron pingüino adulto, cría de pingüino, huevo de pingüino, huevo de cualquier otra especie de pájaro, hidrobátidos, pollo de pájaro, pájaro adulto, mamífero y peces y cefalópodos. Por otro lado, también se demostraron diferencias significativas en la alimentación del págallo ( $p$ -valor=0,028), en las cinco diferentes etapas de cría del pingüino, su mayor recurso alimenticio, estas fueron definidas como huevos, huevos y pollos pequeños, pollos pequeños y grandes, pollos grandes y polluelos mayores y solamente polluelos mayores. Las nueve categorías de alimentos fueron las mismas en los dos casos.

### 3.2.4 Grupos funcionales tróficos

Para conocer mejor la organización de las comunidades animales, sus niveles tróficos se pueden dividir en gremios (*guilds*). Históricamente, fue Root (1967) quien introdujo el concepto ecológico de los gremios, que definió como "un grupo de especies que explotan por igual los mismos recursos ambientales o bien las especies que se solapan significativamente en los requerimientos de su nicho". Es decir, los gremios son grupos de especies que explotan un recurso básico común de una manera parecida como por ejemplo las aves granívoras, frugívoras, insectívoras, etc.

Tres son los artículos que se refieren a las especies estudiadas con la denominación de gremio trófico. Flores (2008) estudió la estructura de las comunidades de murciélagos en Bolivia, donde clasificó sus hábitats en cuatro tipos de bosque diferente según un gradiente altitudinal y dividió las comunidades de murciélagos en grupos tróficos (insectívoros, carnívoros, hematófagos, frugívoros,

nectarívoros y omnívoros). Se demostró que la estructura trófica de los murciélagos varió en los cuatro tipos de bosque ( $p$ -valor=0,025), tanto en la época seca como en la época lluviosa. El 54% de las especies registradas fueron frugívoras, siendo las especies más frecuentes *C. perspicillata* y *S. liliium*. Asimismo, la comunidad fue pobre en especies insectívoras aéreas, coincidiendo con los resultados de Fleming *et al.* (1972), Bonaccorso (1979), Graham (1983), Muñoz (1990), Kalko *et al.* (1996) y Soriano (2000).

En un estudio sobre la artropofauna del suelo de un bosque altoandino (Colombia), realizado por León *et al.* (2010), se compara un bosque nativo y una plantación de pino, dividiendo la artropofauna en diferentes órdenes y estos, a su vez, en diferentes familias. De los ocho órdenes analizados, cinco presentan diferencias significativas en su presencia en los dos tipos de bosques ( $p$ -valor<0,001), estos son Araneae, Collembola, Hemiptera, Homoptera, y Himenoptera. El grupo Collembola del gremio saprófagos dominó en el bosque nativo con un 47% de representación, con una frecuencia similar a la de otros ecosistemas de bosque natural (Franklin *et al.*, 2001; Wiwatwitaya & Takeda 2005), en cambio la plantación de pino fue dominada por el grupo Acari (34%) del gremio depredadores (figura 5). Esto puede ser debido a que la hojarasca de pino es típicamente pobre en nutrientes, con características químicas desfavorables para la descomposición (Salamanca *et al.*, 1998; Lemma *et al.*, 2007), causando que grupos saprófagos como los colémbolos se vean antes afectados que un grupo de depredadores como los ácaros. Por el contrario, una alta diversidad de calidad de la hojarasca en el bosque nativo será utilizada de manera complementaria por la edafofauna, favoreciendo la supervivencia de los saprófagos junto a otros grupos tróficos (Hooper *et al.*, 2000).

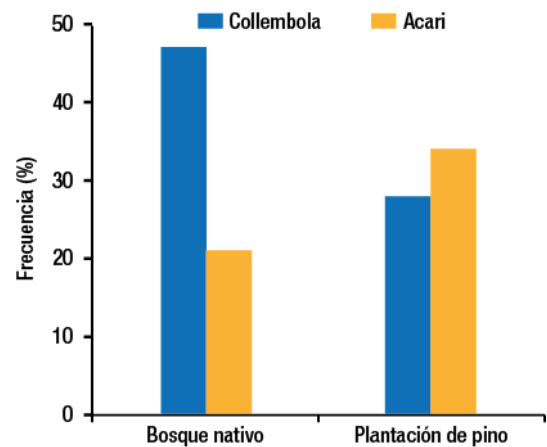


Figura 5. Frecuencia (%) de los grupos Collembola (saprófagos) y Acari (predadores) según el habitat. Adaptado de León *et al.* (2010).

Finalmente se analizó el artículo realizado por Gálvez *et al.* (2016), donde se estudió la macrofauna edáfica en un sistema silvopastoril y un sistema convencional en bosque seco de Colombia, y se obtuvo que los órdenes Hymenoptera, Coleoptera, Lepidoptera y los grupos de miriápodos, lombrices y arácnidos presentaron diferencias significativas ( $p$ <0,05) entre los dos diferentes sistemas de pasto, siendo más frecuentes en el sistema silvopastoril. Esto, como se concluye en el artículo, puede ser debido a que la inclusión de árboles leguminosos como *Senna spectabilis*, en los sistemas silvopastoriles, “contribuye a mejorar la fertilidad del suelo, la diversidad y abundancia de macroinvertebrados en el suelo”. También puede ser debido a que el estrato arbóreo, genera un efecto beneficioso en relación a la temperatura y humedad que favorecen el microclima del medio (Sánchez & Milera, 2002). Para los órdenes Hemiptera, Díptera, Orthoptera y la familia Blattidae no se encontraron diferencias significativas entre los dos sistemas de pasto ( $p$ >0,05).

### 3.3 Ecología de la reproducción en plantas

Para comprender mejor la biología reproductiva de una especie de planta es necesario conocer aspectos como la biología floral, la fenología de la floración, el sistema reproductivo y el agente polinizador que posee, lo que puede ayudar a establecer medidas para su conservación.

En la tabla 6 se recoge una síntesis de las variables estudiadas, análisis estadísticos y resultados de los artículos revisados sobre la ecología reproductiva clasificados en subtemas.

Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Biología floral (n=1)	Receptividad estigmática vs. hora del día	TC 3x4, gl=6	Significativo	Toretta <i>et al.</i> (2009)
Sistema reproductivo (n=3)	Fructificación vs. tratamiento de polinización	TC 2x5, gl=4	Significativo	Cuarta <i>et al.</i> (2017)
	Fructificación vs. tratamiento de polinización	TC 2x4, gl=3	No significativo	Galetto <i>et al.</i> (2002)
	Tratamiento de polinización	BA 1x5, gl=4	Significativo	Caballero <i>et al.</i> (2012)
Polinizadores (n=4)	Carga polínica corporal	BA 1x3, gl=2	Significativo	Toretta <i>et al.</i> (2009)
	Especie de polinizador vs. especie de planta	TC 4x6, gl=15	Significativo	Medina <i>et al.</i> (2016)
	Especie de planta	BA 1x8, gl=7	Significativo	Caballero <i>et al.</i> (2009)
	Especie de polinizador	BA 1x3, gl=2	Significativo inicio floración	Hernández (2018)
	Especie de polinizador	BA 1x3, gl=2	Significativo pico floración	Hernández (2018)
	Especie de polinizador	BA 1x3, gl=2	Significativo final floración	Hernández (2018)
Dispersión (n=2)	Tipo de fruto	BA 1x2, gl=1	Significativo	Romero & Pérez (2016)
	Tipo de dispersión	BA 1x3, gl=2	Significativo	Romero & Pérez (2016)
	Destino semillas vs. especie de planta	TC 2x2, gl=1	Significativo	Montaldo (2005)

**Tabla 6.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre ecología reproductiva de la flora. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ . n=número de artículos revisados.

### 3.3.1 Biología floral

La receptividad estigmática es un parámetro floral que determina el tiempo en que los estigmas mantienen la capacidad de generar un ambiente propicio para la germinación de los granos de polen, afectando directamente al éxito reproductivo.

La receptividad del estigma es la capacidad para recibir el polen, permitir que se adhiera, se hidrate y germine (Shivanna *et al.*, 1997). Para que el proceso de la polinización ocurra, la transferencia del polen al estigma debe suceder durante el periodo en que el estigma se encuentre receptivo, en caso contrario, el polen no puede adherirse y no puede germinar (Kearns & Inouye, 1993).

Toretta *et al.* (2009), estudiaron en Santa Fe, Córdoba y Buenos Aires (Argentina) la variación de la receptividad estigmática del cultivo de girasol (*Helianthus annuus*) a lo largo del día, donde se agruparon los horarios en cuatro categorías: mañana (6:00-10:00); mediodía (12:00-14:00), tarde (16:00-18:00) y noche (20:00-23:00); y el valor del índice en tres categorías: receptividad nula (valor 0), receptividad media (valores 1 y 2) y receptividad máxima (valor 3), con el fin de establecer si los visitantes nocturnos (Lepidoptera, Coleoptera, Blattaria y Orthoptera) contribuyen a la polinización de la especie. Se demostró con un  $p$ -valor  $< 0,001$  que durante la luz del día el estigma del girasol se encontraba más receptivo, con un máximo al mediodía, lo que concuerda con la mayor actividad de los principales polinizadores del girasol, diferentes especies de abejas (Hurd *et al.*, 1980). Durante la noche no se encontró receptividad, lo cual puede significar, según los autores, que los visitantes nocturnos no contribuyen a la polinización sino que podrían actuar como “ladrones de néctar y/o polen” a diferencia de otras especies donde los individuos de actividad nocturna y diurna contribuyen a la formación de frutos y/o semillas.

### 3.3.2 Sistema reproductivo

Con el fin de conocer el sistema reproductivo de una especie, se realizan experimentos de polinización como autogamia (polinización directa, ocurre entre flores del mismo individuo), alogamia (polinización cruzada, ocurre entre flores de individuos diferentes), etc. para evaluar la posterior producción de frutos y semillas.

La especie *Trichopetalum plumosum*, es una geófita endémica de Chile, Cuarta *et al.* (2017) estudiaron su sistema reproductivo mediante cinco tratamientos de polinización controlada:

agamospermia, autogamia autónoma, autopolinización manual, polinización cruzada y polinización natural (control), para determinar que método producía en mayor medida la fructificación (figura 6).

Después de determinar que la especie no es apomictica, y sabiendo que tiene una estructura reproductiva mixta, donde la producción de semillas es el resultado tanto de polinización cruzada como de autofecundación (Goodwille *et al.*, 2005), se analizaron los porcentajes de fructificación sugiriendo con un  $p$ -valor=0,00 que existe relación entre la fructificación y el tratamiento aplicado y que *T. plumosum* es autocompatible con una alta capacidad para la autogamia autónoma, sabiendo que la autopolinización podría ser mediada por polinizadores u ocurrir de manera espontánea (Lloyd & Schoen, 1992). En la especie, dicha autopolinización, podría ser causada por la razón de que el estigma y las anteras se encuentran al mismo nivel en la flor. Al cerrar las flores en la tarde, las anteras toman contacto con el estigma, permitiendo así la autopolinización espontánea, en un proceso conocido como autogamia tardía (Lloyd & Schoen, 1992), y que se ha documentado también para otras especies, por ejemplo *Podophyllum hexandrum* (Xiong *et al.*, 2013). Se concluye que en el caso de *T.plumosum* es probable que si las flores no reciben visitas de polinizadores durante el día, se asegura la producción de semillas a través de autogamia tardía en las últimas horas de vida de la flor.

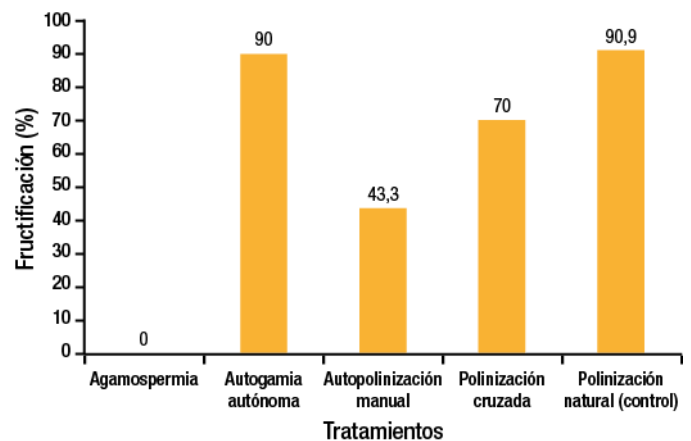


Figura 6. Porcentaje de fructificación para cada tratamiento de polinización. Adaptado de Cuartas *et al.* (2017).

Galetto *et al.* (2002) estudiaron la fructificación de *Ipomoea purpurea* en relación a cuatro métodos de fertilización: autopolinización espontánea, autopolinización manual, polinización cruzada y polinización natural (control) en Córdoba (Argentina). El número de frutos producidos no resultó significativamente diferente entre los distintos tratamientos de polinización ( $p>0,5$ ). Según los autores *I. purpurea* tiene la capacidad de reproducirse por autogamia, pero aún no están claros los mecanismos que impiden que éste sea su único modo de reproducción. *I. purpurea* es una planta ruderal, la capacidad de producir semillas por autopolinización sería un carácter ventajoso en ambientes disturbados.

Por otra parte, Caballero *et al.* (2012) en Ixtapan del Oro (México) con *Ipomoea murucoides* obtuvieron valores muy bajos de éxito reproductivo (número de frutos) en los tratamientos de autofecundación espontánea y manual que contrastan con los altos valores observados en la contribución de los visitantes diurnos y nocturnos en la polinización ( $p<0,001$ ). Esto podría relacionarse con la presencia en esta especie de los síndromes florales de la quiropterofilia (polinización por murciélagos) y la falenofilia (polinización por polillas) que son nocturnos. Según los autores, las flores de *I. murucoides* también son visitadas durante el día por colibríes, abejas y escarabajos, ya que, en la zona de estudio, sus flores permanecen abiertas todo el día.

### 3.3.3 Polinizadores

Algunas especies por sus hábitos alimentarios se consideran polinizadoras en los ecosistemas en los que se encuentran. Según las características anatómicas de los polinizadores, encontramos diferentes tipos de consumidores: de polen, de néctar, de polen y néctar. Además, los consumidores de néctar potencialmente transportan polen entre las flores.

En el artículo analizado anteriormente de Toretta *et al.* (2009), también se estudió la carga polínica de los lepidópteros nocturnos polinizadores del girasol (*Helianthus annuus*) mediante la presencia en su espiritrompa de granos de polen de girasol. Se dividió la carga en las categorías de carga polínica baja (1-100 granos de polen), carga polínica media (101-200 granos de polen) y carga polínica alta (>201 granos de polen). Se determinó que la mayoría de los individuos transportaban hasta 100

granos de polen ( $p < 0,000$ ) y muy pocos individuos cargas superiores a 200 granos. Esta baja carga polínica de las polillas, comparada con la de las abejas (Torretta, 2007), sugiere que no son polinizadores eficientes.

Con el fin de contribuir a la conservación de las especies de colibrí, en concreto las especies *Doricha eliza*, *Amazilia rutila*, *Amazilia yucatanensis* y *Archilochus colubris*, Medina et al. (2016) estudiaron su frecuencia de visita en seis especies de plantas (*Dicliptera sexangularis*, *Malvaviscus arboreus*, *Agave angustifolia*, *Ernodea littoralis*, *Bravaisia berlanderiana* y *Cordia sebestena*) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán (México), para conocer los recursos que estos utilizan durante la época seca. Para ello se analizó si cada especie de planta es visitada proporcionalmente a su número de flores. Con un  $p$ -valor  $< 0,001$ , se demostró que alguna de las seis especies fue visitada en diferente proporción a la esperada por su abundancia de flores, por ejemplo, *D. eliza* visitó con mayor frecuencia de lo esperado las flores de *D. sexangularis*, pero menos de lo esperado a las de *M. arboreus* y *A. angustifolia*. En contraste *A. rutila* hizo más visitas de las esperadas a *A. angustifolia* y *M. arboreus*, pero menos a *D. sexangularis*; es decir un patrón contrario al de *D. eliza*.

El colibrí más frecuentemente observado fue *D. eliza*, una especie cuasi endémica de la zona y en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010). Las especies de plantas con mayor número de flores (*D. sexangularis*, *M. arboreus* y *A. angustifolia*) fueron también las más visitadas por los colibríes. Las especies de colibríes compartieron hasta cuatro de las especies de plantas, aunque cada colibrí visitó a las diferentes especies en diferente proporción. Esto podría deberse a las diferencias morfológicas y de comportamiento entre colibríes que los hacen más eficientes en el uso de determinados recursos, por ejemplo, *D. eliza*, que presenta la mayor longitud de pico, visitó en mayor proporción de lo esperado la planta *D. sexangularis*, que es la que presenta la corola más larga (Medina, 2014). Gracias al estudio se demostró que las flores de *M. arboreus*, *D. sexangularis* y *A. angustifolia* son fundamentales para el mantenimiento del sistema colibrí-planta y se conocieron aspectos básicos para establecer medidas de conservación de las distintas especies en el lugar.

Caballero et al. (2009) estudiaron los hábitos alimentarios del murciélago *Anoura geoffroyi* en Ixtapan del Oro (México) utilizando el polen de muestras del pelaje de diferentes individuos. Observaron que existían diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) entre las frecuencias de ocho especies de plantas determinadas por los morfotipos de polen; la mayor frecuencia se obtuvo para *Ipomoea* spp. y *Agave* sp. Casi todas ellas presentan algunas de las características descritas para el síndrome quiropterofílico entre las que destaca la producción de polen y néctar durante la noche. Sin embargo, gran parte de estas plantas también concuerdan con algunas de las características del síndrome falenofilia por lo que, según los autores, es probable que *A. geoffroyi* también seleccione a estas flores para capturar insectos (mariposas nocturnas).

Durante el ciclo anual de floración de la especie *Palicourea padifolia* en Veracruz (México), Hernández (2018) observó un sistema de polinización dinámico en el tiempo, el cual se inició con la presencia de mariposas y abejas (lepidópteros e himenópteros), a los cuales se unió el grupo de colibríes (troquilinos) en el pico de floración, para finalizar sólo con colibríes. Hubo diferencias significativas ( $p < 0,001$ ) entre los visitantes florales en los tres casos (inicio, pico, final); lepidópteros y troquilinos fueron los más frecuentes. Wolfe y Barrett (1988) también observaron que la mayor diversidad de visitantes florales coincidió con en el pico de la floración de *Pontederia cordata*. Según la autora, “en ambas especies, la mayor carga de polen depositado sobre el estigma de las flores coincidió con la mayor actividad y con el grupo más diverso de visitantes flores durante el pico de floración”.

### 3.3.4 Dispersión

El estudio de rasgos morfológicos regenerativos (características de frutos y semillas) es muy importante en la ecología de las comunidades vegetales. Afecta a la dispersión, germinación, colonización y establecimiento de las plántulas.

Con la intención de conocer aspectos funcionales de la dinámica de las comunidades de especies leñosas en Loja (Ecuador), [Romero & Pérez \(2016\)](#) estudiaron la capacidad regenerativa de plantas del bosque seco tropical. La dispersión de las semillas fue clasificada como zoocoria, autocoria y anemocoria; el tipo de fruto fue clasificado como seco o carnoso. Se demostró con un  $p$ -valor=0,019 que la dispersión de semillas estaba dominada por zoocoria en un 38 % con relación a anemocoria (22 %) y autocoria (19 %), resultados similares a los encontrados por [Du et al. \(2009\)](#) y [Jara et al. \(2011\)](#) en especies tropicales. No obstante, en especies presentes en una zona semiárida del Noreste de Brasil, solo encontraron el 22 % de las especies dispersada por animales ([Silva et al., 2015](#)), aunque, como afirman [Griz & Machado \(2001\)](#), en zonas áridas, la zoocoria podría ayudar a las semillas a tener más opciones para alejarse de la planta madre, evitando así la alta mortalidad. Contradiciéndose con los resultados sobre dispersión, con un  $p$ -valor de 0,001, la mayoría de las especies vegetales presentaban frutos secos, en concreto el 70%, cuando la norma dicta que la dispersión por animales se da en los frutos carnosos ([Seidler & Plotkin, 2006](#)), hecho que puede ser debido a que la escasez de frutos carnosos durante la estación seca podría forzar una amplia gama de animales a alimentarse de cualquier tipo de fruta que está disponible ([Griz & Machado, 2001](#)), aumentando la cantidad de especies zoócoras.

Finalmente, [Montaldo \(2005\)](#), estudió la dispersión de las semillas de especies de plantas ornitócoras de la selva subtropical ribereña de Punta Lara (Argentina) por especies de aves frugívoras, que principalmente depende del tamaño de la semilla, como afirman diversos estudios. En la especie de ave *Thraupis sayaca*, especie que desintegra el fruto para descartar las semillas y las que ingiere son dispersadas íntegras en las heces, se analizó el destino de las semillas dependiendo de la especie de planta de donde proviniesen (*Ligustrum lucidum* y *Blepharocalyx salicifolius*). El destino de las semillas fue clasificado como descartadas o defecadas enteras (dispersadas íntegras en las heces). En el caso de *L. lucidum*, especie con un tamaño más grande de semilla, un número mayor de semillas fueron descartadas ( $p < 0,01$ ) mientras que para *B. salicifolius* el mayor número de semillas fueron defecadas enteras. Este hecho podría explicarse ya que *Thraupis sayaca* es un buen dispersor de pequeñas semillas ([Figueiredo et al., 1995](#)) y cuanto mayores son, aumenta la probabilidad de descarte ([Levey, 1987](#)) y menor dispersión. Esto confirma que el papel del ave frugívora y su calidad como dispersora depende de su morfología y comportamiento, así como de la forma y características de la diáspora con la que interactúa ([Jordano, 1992](#)).

### 3.4 Comportamiento animal

Los estudios sobre el comportamiento son muy importantes para comprender la biología de una especie y contribuir a su conservación. Muchas especies se enfrentan a diferentes demandas ecológicas y deben optimizar la búsqueda del alimento y la reproducción, al mismo tiempo que evitan ser atacadas por un depredador.

El comportamiento contiene una serie de elementos o pautas como alimentación, bebida, descanso, movimiento, alerta, aseo, agresión, entre otros, que, aunque se presenten en todas las especies, se muestran de forma diferente en cada individuo ([Zerda, 2004](#)).

En la tabla 7 se recoge una síntesis de las variables estudiadas, análisis estadísticos y resultados de los artículos revisados sobre comportamiento animal clasificados en subtemas.

Subtema	Variable/s	Análisis estadístico	Resultados	Publicaciones
Comportamiento de acecho, descanso alimentación, locomoción y nidificación (n=4)	Comportamiento	BA 1x3, gl=2	Significativo	Ramírez (2016)
	Sexo	BA 1x3, gl=2	Significativo para una zona	Bohórquez & Molina (2003)
	Comportamiento vs. sexo	TC 3x2, gl=2	No significativo	Abba <i>et al.</i> (2011a)
	Altura del árbol	BA 1x6, gl=5	Significativo	Joel & Ekow (2016)
Comportamiento de agresión (n=1)	Agresión vs. especies	TC 2x2, Yates, gl=1	No significativo	Barisón <i>et al.</i> (2014)
Comportamiento de depredación (n=1)	Zona corporal de ataque	BA 1x2, gl=1	Significativo	Dugon & Arthur (2012)
Comportamiento de anti-depredación (n=4)	Pérdida cola vs. hábitat	TC 2x3, gl=2	No significativo	García & Martínez (2016)
	Pérdida cola vs. edad	TC 2x2, gl=1	Significativo para algunas spp.	García & Martínez (2016)
	Pérdida cola vs. sexo	TC 2x2, gl=1	No significativo	García & Martínez (2016)
	Pérdida cola vs. especies	TC 2x3, gl=2	Significativo	García & Martínez (2016)
	Comportamiento retorno vs. distancia	TC 2x2, gl=1	Significativo para algunas distancias	Deitchler <i>et al.</i> (2014)
	Hábitat	BA 1x2, gl=1	Significativo	Abba <i>et al.</i> (2011a)
	Hábitat	BA 1x2, gl=1	Significativo	Abba <i>et al.</i> (2011b)
Variación temporal del comportamiento (n=4)	Franja horaria	BA 1x24, gl=23	Significativo	Sanabria <i>et al.</i> (2007)
	Franja horaria	BA 1x4, gl=3	Significativo	Barrientos (2015)
	Franja horaria	BA 1x2, gl=1	Significativo	Bohórquez & Molina (2003)
	Comportamiento vs. estación del año	TC 3x4, gl=6	Significativo	Abba <i>et al.</i> (2011a)

**Tabla 7.** Síntesis de las variables estudiadas, análisis estadístico y resultados de los artículos revisados sobre el comportamiento animal. TC=tabla de contingencia. BA=bondad de ajuste. gl= grados de libertad. Todos test Chi-cuadrado y significación de  $p \leq 0,05$ . n=número de artículos revisados.

### 3.4.1 Comportamiento de acecho, descanso, alimentación, locomoción y nidificación.

Diferentes patrones de comportamiento se han incluido en el primer subtema, con el fin de abarcar el mayor tipo de actividades posibles.

El comportamiento de acecho es típico de depredadores como *Centruroides margaritatus*, uno de los escorpiones más comunes de Costa Rica, que se alimenta principalmente de insectos actuando como controlador biológico de plagas potenciales (Polis, 1990; Ponce *et al.*, 2006). Debido a los pocos estudios sobre la especie, Ramírez (2016) analizó su comportamiento, clasificando la actividad en tres categorías, denominadas como acecho (si este se encontraba con el telson levantado y con las tenazas abiertas), reposo (si se encontraba con el telson de lado y con las tenazas cerradas), y alimentándose (si este se encontraba consumiendo alguna presa). Con un  $p$ -valor  $< 0,05$  el comportamiento más frecuente fue el de acecho (75%), seguido por el descanso (21,88%) y finalmente la alimentación (3,13%). El acecho fue mayoritariamente descrito en árboles, hecho que ayuda a pensar que la vegetación sirve como sitio ideal al escorpión para capturar a sus presas, principalmente grillos u otros insectos que se alimentan de materia vegetal (Price *et al.*, 2011; Schowalter, 2006), además de estar en sitio seguro contra depredadores. El descanso fue observado sobre todo debajo de rocas y troncos caídos, protegidos de sus depredadores. Estos resultados coinciden con otra especie de escorpión de México (Ponce *et al.*, 2006).

Bohórquez & Molina (2003) estudiaron el comportamiento de lagartos (*Gallotia galloti galloti*) en Tenerife, en dos zonas de la isla (Malpaís de Güimar y la periferia del Parque Nacional del Teide). Se encontraron diferencias en el comportamiento de locomoción entre machos, hembras y juveniles en Malpaís de Güimar ( $p < 0,001$ ), pero no en el P.N. del Teide ya que al incrementarse la temperatura del sustrato disminuye la actividad. Fueron los machos los que presentaron mayor actividad exploratoria siendo el resultado común con otras especies de lagartos (Ruby, 1981; Nicholson & Spellerberg, 1989) y que podría deberse a que, durante la época reproductora estacional, los machos recorren amplias áreas de campeo (“home range”) de forma que incrementan la probabilidad de encontrar hembras (Molina, 1985).



Asimismo, se analizaron diferencias de comportamiento en el armadillo piche llorón (*Chaetophractus vellerosus*), definido en tres categorías (andando, quieto y alimentándose o en búsqueda de alimento, por ejemplo, cavando, oliendo el suelo) entre machos y hembras de la localidad de Magdalena, Buenos Aires (Argentina), por [Abba et al. \(2011a\)](#). No se encontraron diferencias significativas con un p-valor=0,581, aunque, se observó una mayor frecuencia de la pauta de alimentación en los machos y mayores frecuencias de las pautas andando y quieto en las hembras.

Finalmente, el comportamiento de nidificación del cuervo indio (*Corvus splendens*), más concretamente la altura de posición de los nidos, fue analizada por [Joel & Ekow \(2016\)](#), en Dar es Salaam (Tanzania), y se demostró con un p-valor<0,001, que la especie presenta un comportamiento de selección de los árboles más altos (mayor a 10 metros), contradiciéndose con los resultados de [Dutta & Raut \(2010\)](#) y [Safari \(2008\)](#), que determinaron como los árboles de menor altura eran los preferidos. Estas diferencias podrían ser atribuidas a que, en el 2008, los esfuerzos del gobierno por eliminar los nidos eran pocos en comparación con los de 2016, por eso podría haber tenido lugar una evolución del comportamiento de los cuervos hacia las zonas altas de los árboles para evitar las alteraciones antropogénicas. De todas formas, los resultados coinciden con los expuestos por [Feare & Mungroo \(1989\)](#) en las islas Mauricio.

### 3.4.2 Comportamiento de agresión

La territorialidad (defensa de un área fija) es muy común entre las aves y, en su forma más extrema, incluye la exclusión de competidores a través de un comportamiento agresivo.

Este tipo de comportamiento fue analizado por [Barisón et al. \(2014\)](#), donde las especies estudiadas fueron el flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) y la parina grande (*Phoenicoparrus andinus*), presentes en las lagunas del sur de Santa Fe, Argentina, durante el invierno. Se analizó la agresión (enganche de picos, persecución, crespado, picotazo agresivo, duelo, sumisión, desplazamiento agresivo y desplazamiento de sumisión) intra e interespecífica. La proporción de eventos agresivos intra o interespecíficos no varió entre especies (p-valor=0,806) siendo mayores en las dos especies el número de casos de agresión intraespecífica y sobre todo durante períodos de mal tiempo como lluvias y tormentas, contrario a lo descubierto por [Peluso et al. \(2013\)](#), para la especie *Phoenicopterus ruber ruber*, con individuos más agresivos en condiciones de buen tiempo, coincidiendo con la estación reproductiva.

### 3.4.3 Comportamiento de depredación

En ecología, la depredación es un tipo de interacción biológica en la que un individuo de una especie animal (depredador), caza a otro individuo (presa), principalmente para subsistir ([Barbosa, 2004](#)). En este apartado no se analiza el proceso de alimentación ya que fue descrito en el apartado de ecología trófica, sino el comportamiento de caza anterior a la alimentación.

[Dugon & Arthur \(2012\)](#) estudiaron el comportamiento de depredación de *Scolopendra subspinipes mutilans* o ciempiés chino de cabeza roja, típico de Asia oriental y Australasia. Concretamente, estudiaron las zonas de ataque preferidas por el centípedo sobre su presa, en este caso el grillo (*Gryllus assimilis*), y se demostró que la zona preferida fue la cabeza o el tórax en vez del abdomen (p<0,01), incluso mediante la reorientación de la presa para poder lograrlo. Según los autores, una posible explicación de este comportamiento es que “se realice para maximizar la velocidad con la que las neurotoxinas del veneno llegan al cerebro o a los ganglios torácicos que controlan el movimiento de las extremidades del grillo”. Aunque, por otro lado, se asume, sabiendo el fuerte efecto del veneno de la escolopendra ([Bücherl, 1946](#)) que la orientación de la presa es posiblemente debida a un principio de economía para administrar la menor cantidad de veneno posible, o simplemente a una cuestión de facilidad morfológica debido a la forma del cuerpo del depredador y la presa.

### 3.4.4 Comportamiento de anti-depredación

El riesgo de depredación ha sido considerado desde hace tiempo como la mayor fuerza selectiva para la evolución de algunas características morfológicas y del comportamiento de los animales (Endler, 1986; Sih, 1987).

Un típico comportamiento para evitar la depredación es la pérdida de cola en las lagartijas, factor que se produce por autotomía y que es un factor distractor, siendo un mecanismo eficiente que incrementa las posibilidades de supervivencia de la presa cuando ocurre un encuentro con un depredador (Congdon *et al.*, 1974), siendo después capaz de regenerarla (Alibardi, 2010). La frecuencia de este comportamiento fue estudiada por García & Martínez (2016), en Oaxaca (México), en tres especies de lagartijas endémicas (*Sceloporus bicanthalis*, *S. subpictus* y *Mesaspis gadovii*) y analizado por sexo (machos y hembras), edad (adultos y jóvenes), hábitat (bosque de encino-pino, pastizal amacollado y pastizal cespitoso) y por especie. No se encontraron diferencias significativas entre los tres hábitats en ninguna de las tres especies ni tampoco por sexos ( $p > 0,05$ ), por lo tanto, estas no son variables importantes que expliquen la frecuencia de mutilación en estas especies. Por el contrario, al comparar el efecto de la edad, se encontraron diferencias significativas en *M. gadovii* ( $p$ -valor=0,0049), siendo la pérdida de cola más frecuente en adultos que en jóvenes, coincidiendo con los resultados obtenidos para *Uma parapygas* (Castañeda *et al.*, 2011) y *S. scalaris* (Ortega *et al.*, 2000), hecho que como concluye el artículo “parece reflejar la experiencia de encuentros previos de los adultos con los depredadores”. También se encontró significación al comparar entre las tres especies ( $p=0,0015$ ), con *M. gadovii* como la especie con mayor porcentaje de mutilación, pudiendo estar relacionado con la conducta agresiva que exhibe la especie, sobre todo durante la época de celo (Formanowicz *et al.*, 1990).

La habilidad de retorno al hábitat inicial o “homing” en inglés, es una característica fundamental para la supervivencia de una especie e incluso de una población (Twitty, 1959). A nivel individual, este comportamiento favorece el uso más efectivo de los recursos locales (Wittenberger, 1981). Se ha observado comportamiento de retorno en la mayoría de los anfibios (Martof, 1953; Brattstrom, 1962; Rose, 1966; Madison, 1969; Salvidio, 2013). En el artículo realizado por Deitchler *et al.* (2014) en New Hampshire (USA) se puso a prueba la habilidad de retorno de la especie *Gyrinophilus porphyriticus* (salamandra de primavera) tanto en estado juvenil como adulto. Para ello se establecieron tres distancias desde donde las salamandras fueron alejadas de su hábitat inicial (0m=control, 10m y 30m). Se consiguió recapturar el 33,3% de los individuos, y con un  $p$ -valor=0,65, se determinó que los adultos desplazados 10 metros tuvieron la capacidad de retorno igual que los del grupo control, pero en los adultos alejados 30 metros, con un  $p$ -valor=0,047, no se observó dicho comportamiento. En el caso de los juveniles, con muy pocos individuos recapturados, no se pudo analizar estadísticamente. Estos resultados sugieren que los adultos de *Gyrinophilus porphyriticus* tienen la capacidad de retorno después de cortos desplazamientos, aunque se necesitan más estudios para poder analizar los juveniles.

Asemejándose al comportamiento de retorno, el comportamiento de huida se presenta como uno de los más efectivos ante al ataque de un depredador, por ello, Abba *et al.* (2011a y b), lo estudian en dos especies de armadillo, el piche llorón *Chaetophractus vellerosus* y la mulita pampeana *Dasyus hybridus* en Magdalena (Argentina). En el caso del piche llorón, se analizó el hábitat preferido para la huida, siendo este los talares (o montes de tala) con un  $p$ -valor<0,001 en frente de los pastizales, y en el caso de la mulita pampeana, igualmente fueron los montes los preferidos con un  $p$ -valor<0,0001, demostrándose que los dos armadillos aprovechan las escasas áreas arboladas presentes en su hábitat para refugiarse.

### 3.4.5 Variación temporal del comportamiento

El comportamiento de una determinada especie varía en gran medida debido a la hora del día (especies nocturnas, diurnas...) e incluso por estaciones del año (época seca, época húmeda...).

Sanabria *et al.* (2007) analizan mediante registros acústicos la actividad de canto del anuro *Leptodactylus mystacinus* durante las 24 horas del día en San Juan, Argentina. Existieron diferencias significativas ( $p < 0,004$ ) demostrando que la mayor actividad de canto se dio entre las 19 a 24h, con un máximo de actividad entre las 20 y las 22h, horas que llevan a categorizar esta especie como crepuscular, aunque se remarca la necesidad de próximos estudios exhaustivos a lo largo del año para detectar posibles variaciones.

Continuando con la actividad diaria, Barrientos (2015) analizó la actividad de un caracol tropical extremadamente escaso (*Drymaeus tripictus*), en Costa Rica, durante cuatro períodos del día (mañana= 05:00-10:59, tarde= 11:00-16:59, noche= 17:00-22:59 y amanecer= 23:00-04:59), para demostrar que los caracoles se encuentran activos entre las 20:00h y las 8:00h ( $p$ -valor $<0,0001$ ) cuando las temperaturas descienden y la humedad aumenta, aunque como han reportado estudios anteriores (Pfenninger *et al.*, 2003) estos pueden moverse menos de 5 metros durante toda su vida. Paralelamente, su período de mayor inactividad es por la tarde coincidiendo con las horas de mayor temperatura y menor humedad, condiciones climatológicas desfavorables para la especie.

El estudio citado anteriormente de Bohórquez & Molina (2003) sobre los lagartos de Tenerife (*G. g. galloti*), también analiza la exposición al sol de éstos durante las diferentes horas del día y en dos sitios diferentes (Malpaís de Güimar y la periferia del Parque Nacional del Teide) ya que la actividad de los ectotermos está condicionada por sus procesos termorreguladores, entre ellos la exposición al sol, que se realiza situándose sobre determinados sustratos para aumentar la tasa de transferencia de calor a sus cuerpos (Pearson, 1977). En el P.N del Teide hubo un número significativamente mayor tanto de machos como de hembras expuestos al sol durante la mañana que en el mediodía ( $p$ -valor=0,02 y 0,009 respectivamente), debido a sus temperaturas extremas durante horas del mediodía, al estar situado a gran altitud. También podría ser debido a que sobre todo después de las primeras horas de la mañana, buscan incrementar su temperatura corporal rápidamente para poder desempeñar de forma óptima sus actividades en el hábitat (Huey & Stevenson, 1979; Bauwens *et al.*, 1996; Castilla *et al.*, 1999). En Malpaís de Güimar, caracterizado por su cercanía al mar y su baja altitud, los resultados fueron contrarios, siendo mayor la actividad de soleamiento de las hembras durante el mediodía en las horas de más calor ya que las temperaturas son menos extremas y se hacen más favorables en las horas del mediodía.

Finalmente, en el artículo sobre el armadillo piche llorón (*Chaetophractus vellerosus*) de Abba *et al.* (2011a), también se estudió el comportamiento en las distintas estaciones del año (figura 7). Se encontró una mayor actividad relacionada con la alimentación ( $p=0,0113$ ) en las estaciones frías debido principalmente a un mayor requerimiento energético de la especie, que lleva a aumentar la exploración para conseguir alimento, que en muchas ocasiones resulta más escaso en las estaciones frías que en las cálidas.

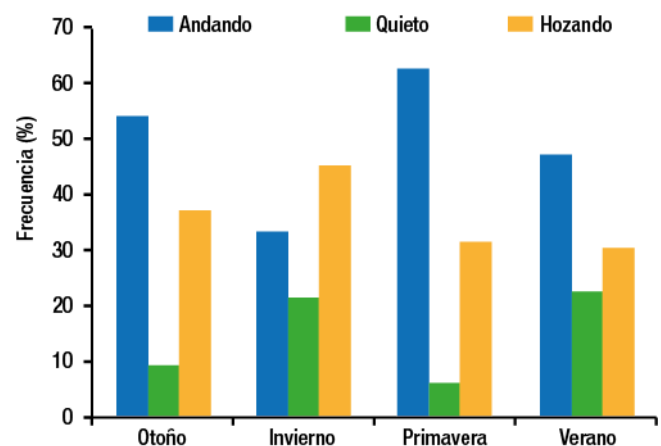


Figura 7. Frecuencia (%) de los comportamientos del armadillo *Chaetophractus vellerosus* según la estación del año. Adaptado de Abba *et al.* (2011a).

## 4. Conclusiones

Las conclusiones obtenidas en el presente trabajo en relación a la pregunta de investigación y los objetivos propuestos han sido:

1. El uso de variables cualitativas favorece conocer aspectos clave del funcionamiento de los ecosistemas terrestres ya que, en la mayoría de artículos revisados, los resultados son estadísticamente significativos, en general con un valor  $p \leq 0.05$ , por lo que frecuentemente se rechaza la hipótesis nula.
2. Cuando los resultados no son estadísticamente significativos puede deberse a que realmente es así o a un tamaño reducido de la muestra o también podría suceder que los efectos de un factor queden enmascarados por otros factores. En estos dos últimos casos son precisos más estudios como el presente.
3. Las variables cualitativas estudiadas en la mayoría de artículos han demostrado que por parte de las especies existe una selección de hábitat o microhábitat, una selección trófica, una polinización efectiva y unos patrones de comportamiento. Además existen diferencias conforme al sexo de la especie, así como una variación temporal (diaria o estacional) en según que aspectos.
4. Según los resultados obtenidos, a pesar de que, en ciertos casos, el tratamiento como variable cualitativa puede suponer una pérdida de calidad en la información, el uso de datos cualitativos puede ser parte de una estrategia de muestreo donde se busque rapidez y se desee obtener una visión general del ecosistema, con mayor ganancia informativa que con datos cuantitativos.
5. La revisión bibliográfica realizada aporta información básica para investigaciones futuras que contribuyan al avance en materia de conservación y gestión de especies y hábitats terrestres.

## 5. Bibliografía

- Abba, A. M., Cassini, G. H., Cassini, M. H. & Vizcaíno, S. F. 2011.** Historia natural del piche llorón *Chaetophractus vellerosus* (Mammalia: Xenarthra: Dasypodidae). *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(1), 51-64.
- Alibardi, L. 2009.** *Morphological and cellular aspects of tail and limb regeneration in lizards: a model system with implications for tissue regeneration in mammals* (Vol. 207). Springer Science & Business Media, 207: 1-109.
- Alongi, D. M. 2008.** Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 1-13.
- Alquézar, J. M., Centeno, F., Cubero, D., Gil, E., Ibarra, N., Martín, E. & Sánchez, A. 2009.** Análisis de los factores de decaimiento en una repoblación de *Pinus halepensis* en el Sistema Ibérico zaragozano. SECF-Junta de Castilla y León.
- Álvarez, D., Gómez, D., Martínez, J., Mendoza, H. & Santiago, R. 2013.** Uso de microhábitat por escorpiones en un relicto de bosque seco tropical del Caribe colombiano. *Revista Colombiana de Entomología*, 39(2), 301-304.
- Arango, J. M. 1990.** Diversidad y hábitos alimenticios de murciélagos en transectos altitudinales a través de la Cordillera Central de los Andes en Colombia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 25(1), 1-17.
- Argote, G., Aguirre, L. & Flores, E. 2013.** Frecuencia de *Trifolium amabile* kunth (Fabaceae) en dos sitios del altiplano de Puno, Perú. *Ecología Aplicada*, 12(2), 83-89.
- Armitage, K. B. 2013.** Climate change and the conservation of marmots. *Natural Science*, 5(5A): 36-43.
- Arroyo, J. & Marañón, T. 1990.** Community ecology and distributional spectra of Mediterranean shrublands and heathlands in Southern Spain. *Journal of Biogeography*, 163-176.
- Aun, L., Borghi, D. & Martori, R. 2011.** Reproducción y dieta de una población de *Mabuya dorsivittata* (Squamata, Scincidae) en Córdoba, Argentina. *Revista peruana de Biología*, 18(1), 19-25.
- Balestrieri, A., Remonti, L., Ruiz, A., Gómez, B. J., Vergara, M. & Prigioni, C. 2010.** Range expansion of the pine marten (*Martes martes*) in an agricultural landscape matrix (NW Italy). *Mammalian Biology*, 75(5), 412-419.
- Balestrieri, A., Remonti, L., Ruiz, A., Zenato, M., Gazzola, A., Vergara, M. & Guidali, F. 2015.** Distribution and habitat use by pine marten *Martes martes* in a riparian corridor crossing intensively cultivated lowlands. *Ecological research*, 30(1), 153-162.
- Barisón, C., Cruz, N., Romano, M. & Barberis, I. M. 2014.** Patrones de comportamiento de dos especies de flamencos (*Phoenicoparrus andinus* y *Phoenicopterus chilensis*) y su relación con las condiciones meteorológicas de la laguna Melincué, Argentina, durante el invierno. *El hornero*, 29(2), 61-71.
- Barrantes, R. M. & Cerdas, A. 2015.** Distribución espacial de las especies de mangle y su asociación con los tipos de sedimentos del sustrato, en el sector estuarino del Humedal Nacional Térraba-Sierpe, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 47-60.

- Barrientos, Z. 2016.** Reproductive system, mating behavior and basic ecology of an extremely rare tropical snail: *Drymaeus tripictus* (Stylommatophora: Bulimulidae). *Revista de biología tropical*, 64(1), 55-68.
- Basanta, A., García, F. & Cabaneiro, A. 1984.** Estructura del matorral mediterráneo secundario en Sierra Morena y sus relaciones con los gradientes del medio físico. En *Anales de edafología y agrobiología*. 53: 1-18.
- Bassano, B., Durio, P., Gallo, U., Macchi, E., (eds.) 1992.** Proceedings of 1st Int. Symp. On Alpine Marmot and gen. Marmota. Torino, Italy.
- Bauwens, D., Hertz, P. E. & Castilla, A. M. 1996.** Thermoregulation in a lacertid lizard: the relative contributions of distinct behavioral mechanisms. *Ecology*, 77(6), 1818-1830.
- Bohórquez, M. L. & Molina, M. 2003.** El método etológico observacional en el medio natural: aplicación al análisis de la actividad y pautas de comportamiento en lagartos de tenerife (Islas Canarias). *Acta Colombiana de Psicología*, No. 10 (sep. 2003); p. 33-44.
- Bonaccorso, F. J. 1979.** Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bulletin Fla State Museum Biol Survey*, 24, 359-408.
- Brattstrom, B. H. 1962.** Homing in the giant toad, *Bufo marinus*. *Herpetologica*, 18(3), 176-180.
- Braze, N. J., & Wick, R. L. 2011.** *Armillaria* species distribution and site relationships in *Pinus* and *Tsuga* dominated forests in Massachusetts. *Canadian journal of forest research*, 41(7), 1477-1490.
- Bücherl, W. 1946.** Ação do veneno dos escolopendromorfos do Brasil sobre alguns animais de laboratório. *Mem. Inst. Butantan*, 19, 181-198.
- Bukombe, J., Kittle, A., Senzota, R., Mduma, S., Fryxell, J. & Sinclair, A. R. 2018.** Resource selection, utilization and seasons influence spatial distribution of ungulates in the western Serengeti National Park. *African journal of ecology*, 56(1), 3-11.
- Caballero, L. A., Rivas, I. V. & Aguilera, L. I. 2009.** Hábitos alimentarios de *Anoura geoffroyi* (Chiroptera: Phyllostomidae) en Ixtapan del Oro, Estado de México, México. *Acta zoológica mexicana*, 25(1), 161-175.
- Caballero, L. A., Aguilera, L. I., Rivas, I. V., Aguilar, C. J. & Lamus, V. 2012.** Biología floral y polinización de *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult.(Convolvulaceae) en Ixtapan del Oro, Estado de México (México). *Anales de Biología*, No. 34, pp. 65-76. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- Castañeda, G., García, C., Gadsden, H., Contreras, A. J. & Cooper Jr, W. E. 2011.** Tail loss incidence in the Chihuahuan fringe toed-lizard *Uma paraguayas* (Squamata: Phrynosomatidae). Undergraduate Thesis, Universidad de los Andes, Colombia, 82(1), 115 pp.
- Castilla, A. M., Van Damme, R. & Bauwens, D. I. R. K. 1999.** Field body temperatures, mechanisms of thermoregulation and evolution of thermal characteristics in lacertid lizards. *Natura croatica*, 8(3), 253-274
- Congdon, J. D., Vitt, L. J. & King, W. W. 1974.** Geckos: adaptive significance and energetics of tail autotomy. *Science*, 184(4144), 1379-1380.
- Cuartas, M., Rojas, A., Jara, P. & Arroyo, M. T. 2017.** Sistema reproductivo de *Trichopetalum plumosum* (Ruiz & Pav.) JF Macbr.(Asparagaceae), geófita endémica de Chile. *Gayana. Botánica*, 74(1), 73-81.
- de Moraes, J. W., dos Santos, E. M. R. & Franklin, E. N. 2001.** Density and biomass of Acari and Collembola in primary forest, secondary growth and polyculture in central Amazonia. *Andrias* 15: 141-154.
- Deitchler, E. A., Davenport, J. & Lowe, W. H. 2015.** Homing behaviour of the northern spring salamander, *Gyrinophilus porphyriticus*, in a northeastern united states headwater stream. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1), 235-241.
- del Campo, A. & Cerrillo, R. M. N. 2004.** Calidad de lotes comerciales de encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (desf.) samp.): evaluación de su respuesta en campo. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (17), 35-42.
- Denisse, S. (2010).** Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección. México, DF.
- Dexter, R. R. 1932.** The food habits of the imported toad *Bufo marinus* in the sugar cane sections of Puerto Rico. *Bull. Int. Soc. Sugar Cane Technol*, 74, 1-6.
- Donoso, C. 1981.** Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. *Documento de trabajo*, 38. 83 pp.
- Drezner, T. D. 2013.** The paradoxical distribution of a shallow-rooted keystone species away from surface water, near the water-limited edge of its range in the Sonoran Desert: Seed-seedling conflicts. *Acta oecologica*, 47, 81-84.
- Du, Y., Mi, X., Liu, X., Chen, L. & Ma, K. 2009.** Seed dispersal phenology and dispersal syndromes in a subtropical broad-leaved forest of China. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1147-1152.
- Dugon, M. M. & Arthur, W. 2012.** Prey orientation and the role of venom availability in the predatory behaviour of the centipede *Scolopendra subspinipes mutilans* (Arthropoda: Chilopoda). *Journal of insect physiology*, 58(6), 874-880.
- Dutta, S. K., & Raut, S. K. 2010.** On the significance of selection of corner-point trees for nesting by the crow, *Corvus splendens*, occurring in Greater Kolkata, India. *Journal of Natural History (India)*, 6(1), 46-53.
- Encina, J. A., Zárate, A., Estrada, E., Valdés, J. & Villarreal, J. Á. 2009.** Composición y aspectos estructurales de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Acta botánica mexicana*, (86), 71-108.
- Endler, J.A. 1986.-** Defense against predators. In: Feder, M.E. & Lauder, G.V. (eds.). *Predator-Prey relationships. Perspectives and Approaches from the study of Lower Vertebrates*, pp. 109-134. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Estrada, E. V. M. López, A. M. R. & San Juan, D. P. 2015.** Cuantificación de macrofauna del suelo en un sistema silvopastoril comparado con un sistema convencional en una zona de bosque seco tropical. Universidad de Nariño.
- Evans, M. & Lampo, M. 1996.** Diet of *Bufo marinus* in Venezuela. *Journal of Herpetology*, 30(1), 73-76.
- Fajardo, U., Cossios, D., & Pacheco, V. 2014.** Dieta de *Leopardus colocolo* (Carnivora: Felidae) en la Reserva Nacional de Junín, Junín, Perú. *Revista peruana de biología*, 21(1), 061-070.
- Feare, C. J. & Mungroo, Y. 1989.** Notes on the house crow *Corvus splendens* in Mauritius. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 109(4), 199-201.
- Fernández, R., Marañón, T., Figueroa, M. E. & García, F. 1984.** Interacciones entre geomorfología e intervención humana sobre la composición del matorral en la cuenca del río Guadalupejo (Extremadura). 3: 35-53.
- Figueiredo, R. A. 1995.** Pollination, seed dispersal, seed germination and establishment of seedlings of *Ficus microcarpa*, Moraceae, in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biología*, 55, 233-239.
- Fleming, T. H., Hooper, E. T. & Wilson, D. E. 1972.** Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology*, 53(4), 555-569.
- Flores, M. G. 2008.** Estructura de las comunidades de murciélagos en un gradiente ambiental en la reserva de la biosfera y tierra comunitaria de origen Pilon Lajas, Bolivia. *Mastozoología neotropical*, 15(2), 309-322.

- Flórez, E. 2007.** Scorpionida escorpiones y alacranes. *Libro rojo de los invertebrados terrestres de Colombia*. Amat-García, G.; Andrade-C, G, 71-83.
- Formanowicz Jr, D. R., Brodie Jr, E. D. & Bradley, P. J. 1990.** Behavioural compensation for tail loss in the ground skink, *Scincella lateralis*. *Animal Behaviour*, 40(4), 782-784.
- Galetto, L., Fioni, A. & Calviño, A. 2002.** Éxito reproductivo y calidad de los frutos en poblaciones del extremo sur de la distribución de *Ipomoea purpurea* (Convolvulaceae). *Darwiniana*, 25-32.
- Gallego, J. B. 2002.** Distribución de especies de matorral en suelo ácidos y básicos de la Sierra de Grazalema, sur de España. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 60 (1), 51-62.
- Galluzzi, M., Armanini, M., Ferrari, G., Zibordi, F., Nocentini, S. & Mustoni, A. 2017.** Habitat Suitability Models, for ecological study of the alpine marmot in the central Italian Alps. *Ecological informatics*, 37, 10-17.
- García, M. & De La Peña, C. 2013.** Respuesta a la fertilización de otoño en plantaciones de eucalipto en Entre Ríos. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 21(1-2), 16-25.
- Gelover, A., Altamirano, T., & Soriano, M. 2001.** Hábitos alimenticios de *Bufo valliceps* bajo distintas condiciones; con aportación al conocimiento de la ecología alimenticia de *Bufo marinus* y *Bufo marmoratus*. *Revista de Zoología*, (12), 28-32.
- Gerding, V. (2000).** Descripción de suelos en la Reserva Nacional Malleco. *Informe del proyecto CONAF-ONF. Valdivia, Chile*. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales.
- Gonzalez, F., Merino, J. & García, F. 1977.** Distribución de especies de matorral en relación con el pH del suelo en Sierra Morena. *Anales de edafología y agrobiología*. 35: 382-391.
- Goodwillie, C., Kalisz, S., & Eckert, C. G. 2005.** The evolutionary enigma of mixed mating systems in plants: occurrence, theoretical explanations, and empirical evidence. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 47-79.
- Graham, G. L. 1983.** Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of mammalogy*, 64(4), 559-571.
- Grilli, M. G. & Montalti, D. 2012.** Trophic interactions between brown and south polar skuas at Deception Island, Antarctica. *Polar Biology*, 35(2), 299-304.
- Grilli, M. G. & Montalti, D. 2015.** Variation in diet composition during the breeding cycle of an Antarctic seabird in relation to its breeding chronology and that of its main food resource. *Polar Biology*, 38(5), 643-649.
- Griz, L. M. S. & Machado, I. C. S. 2001.** Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. *Journal of tropical Ecology*, 17(2), 303-321.
- Hahn, S. & Peter, H. U. 2003.** Feeding territoriality and the reproductive consequences in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Polar Biology*, 26(8), 552-559.
- Hahn, S., Peter, H. U. & Bauer, S. 2005.** Skuas at penguin carcass: patch use and state-dependent leaving decisions in a top-predator. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1571), 1449-1454.
- Henry, O. 1999.** Frugivory and the importance of seeds in the diet of the orange-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, 15(3), 291-300.
- Hernandez, A. 2018.** Looking for an efficient pollinator temporal variation in floral visitor guild and stigmatic pollen loads in a distylous *Palicourea padifolia* (Rubiaceae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(2), 412-420.
- Herrera, P., Martínez, M. & Delgadillo, C. 2018.** Patrones de riqueza y de asociación al hábitat y microhábitat de los musgos del Área Natural Protegida Sierra de Lobos, Guanajuato, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(4), 1002-1011.
- Holbrook, S. J. 1978.** Habitat relationships and coexistence of four sympatric species of *Peromyscus* in northwestern New Mexico. *Journal of Mammalogy*, 59(1), 18-26.
- Hooper, D. U., Bignell, D. E., Brown, V. K., Brussard, L., Dangerfield, J. M., Wall, D. H. & Van Der Putten, W. H. 2000.** Interactions between Aboveground and Belowground Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Feedbacks: We assess the evidence for correlation between aboveground and belowground diversity and conclude that a variety of mechanisms could lead to positive, negative, or no relationship—depending on the strength and type of interactions among species. *Bioscience*, 50(12), 1049-1061.
- Huey, R. B. & Stevenson, R. D. 1979.** Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. *American Zoologist*, 19(1), 357-366.
- Hurd Jr, P. D., LeBerge, W. E. & Linsley, E. G. 1980.** Principal sunflower bees of North America with emphasis on the southwestern United States (Hymenoptera, Apoidea). *Smithsonian contributions to zoology*, 310: 1-158.
- Iriarte, A. & F. Jaksic. 2012.** Los Carnívoros de Chile. Ediciones Flora y Fauna Chile y CASEB, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile, 260 pp. ISBN 978-956-351-168-0.
- Jara, A., De la Cruz, M. & Méndez, M. 2011.** Seed dispersal spectrum of woody species in south Ecuadorian dry forests: environmental correlates and the effect of considering species abundance. *Biotropica*, 43(6), 722-730.
- Joel, M. J. & Ekow, J. 2016.** Nest success of the Indian House Crow *Corvus splendens*: an urban invasive bird species in Dar es Salaam, Tanzania. *Ostrich*, 88(1), 27-31.
- Jordano, J. 1992.** Developmental and environmental concurrent expression of sunflower dry-seed-stored low-molecular-weight heat-shock protein and Lea mRNAs. *Plant molecular biology*, 19(5), 781-792.
- Kalko, E. K., Herre, E. A. & Handley Jr, C. O. 1996.** Relation of fig fruit characteristics to fruit-eating bats in the New and Old World tropics. *Journal of Biogeography*, 23(4), 565-576.
- Kearns, C.A. & Inouye, D.W. 1993.** *Techniques for pollination biologists*. University press of Colorado, USA. 583 pp.
- Keizer, F. M., Schot, P. P., Okruszko, T. & Wassen, M. J. 2016.** Landscape-scale ecohydrological mapping demonstrating how flood inundation water quality types relate to floodplain vegetation communities. *Ecohydrology*, 9(8), 1539-1553.
- Khojasteh, F., Chahouki, M. A. Z., Azarnivand, H. & Kikvidze, Z. 2013.** Life form and preference can drive spatial relationships among plant species in semi-arid rangelands of middle Iran. *The Rangeland Journal*, 35(1), 63-69.
- Krebs, C.J. 1999.** *Ecological methodology*. Harper & Row. New York. 620 pp.
- Lemma, B., Nilsson, I., Olsson, M. & Knicker, H. 2007.** Decomposition and substrate quality of leaf litters and fine roots from three exotic plantations and a native forest in the southwestern highlands of Ethiopia. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2317-2328.
- León, A. L., Ramos, C. & García, M. R. 2010.** Efecto de plantaciones de pino en la artropofauna del suelo de un bosque Altoandino. *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 1031-1048.
- Levey, D. J. 1987.** Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. *The American Naturalist*, 129(4), 471-485.
- Levins, R. 1968.** *Evolution in changing environments: some theoretical explorations*. Princeton University Press. New Jersey. 120 pp.

- Lloyd, D. G. & Schoen, D. J. 1992. Self-and cross-fertilization in plants. I. Functional dimensions. *International journal of plant sciences*, 153(3, Part 1), 358-369.
- Lourenço, W. R. & Flores, E. 1989. Los escorpiones (Chelicerata) de Colombia. I. La fauna de la isla Gorgona. Aproximación biogeográfica. *Caldasia*, 66-70.
- Madison, D. M. 1969. Homing behaviour of the red-cheeked salamander, *Plethodon jordani*. *Animal Behaviour*, 17, 25-39.
- Martínez, G., Planelles, R., Zazo, J., Bela, D., Vivar, A. & López, M. 2001. Estudio de la influencia de la fertilización nitrogenada e iluminación sobre atributos morfológicos y fisiológicos de brinzales de *Q. ilex* L. cultivado en vivero. Resultados tras el primer año de campo. *III Congreso Forestal Español. Mesa* (Vol. 3), pp. 784-790.
- Martof, B. 1953. Home range and movements of the green frog, *Rana clamitans*. *Ecology*, 34(3), 529-543.
- Massey, A. L., Rickart, E. A. & Rowe, R. J. 2018. Habitat Use of the Piñon Mouse (*Peromyscus truei*) in the Toiyabe Range, Central Nevada. *Western North American Naturalist*, 77(4), 464-478.
- Medina, P., Parra, V. P. & Leirana, J. L. 2016. Recursos florales y colibríes durante la época seca en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán, México. *Huitzil*, 17(2), 244-250.
- Mijail, A., Sotelo, M., Arana, I. & López, A. 2008. Diversidad de moluscos gasterópodos terrestres en la región del Pacífico de Nicaragua y sus preferencias de hábitat. *Revista de Biología Tropical*, 56(1), 317-332.
- Milton, J.S. 2001.- *Estadística para Biología y Ciencias de la Salud*. Mc Graw-Hill. Madrid. 774 pp.
- Molina, M. 1985. Spatial and temporal behaviour of *Gallotia galloti* in a natural population of Tenerife. *Bonner Zoologische Beiträge*, 36, 541-552.
- Montaldo, N. H. 2005. Aves frugívoras de un relicto de selva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de las semillas. *El hornero*, 20(2), 163-172.
- Moojen, J., Locks, M. & Langguth, A. 1997. A new species of *Kerodon* Cuvier, 1825 from the state of Goiás, Brazil (Mammalia, Rodentia, Caviidae). *Boletim do Museu Nacional, nova série, Zoologia, Rio de Janeiro*, 377: 1-10.
- Morales, J. G., Olvera, M., Cuevas, R., Figueroa, B. L. & Sánchez, E. V. 2018. Variación ambiental y composición florística de especies arbóreas en un bosque húmedo de montaña del occidente de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(3), 769-783.
- Moritz, C., Patton, J. L., Conroy, C. J., Parra, J. L., White, G. C. & Beissinger, S. R. 2008. Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science*, 322(5899), 261-264.
- Navarro, R. M., Del Campo, A. D., Alejano, R. & Álvarez, L. 1999. Caracterización de calidad final de planta de encina (*Q. ilex* L.), alcornoque (*Q. suber* L.), algarrobo (*C. siliqua* L.) y acebuches (*O. europea* L. subsp. *sylvestris*) en cinco viveros en Andalucía. *Montes*, 56, 57-67.
- Nicholson, M. & Spellerberg, F. 1989. Activity and home range of the lizard *Lacerta agilis* L. *Herpetological Journal*, 1(8), 362-365.
- Ojeda, F., Arroyo, J. & Marañón, T. 1995. Biodiversity components and conservation of mediterranean healthlands in Southern Spain. *Biological Conservation*, 72(1), 61-72.
- Oli, C. B., Panthi, S., Subedi, N., Ale, G., Pant, G., Khanal, G. & Bhattarai, S. 2018. Dry season diet composition of four-horned antelope *Tetracerus quadricornis* in tropical dry deciduous forests, Nepal. *PeerJ*, 6, e5102.
- Ortega, A., Gonzalo, H. & Barbault, R. 1999. Bunch grass lizard, *Sceloporus scalaris*, population dynamics at La Michilia biosphere reserve, Mexico. *Herpetological Journal*, 10(1), 33-39.
- Ortega, H. M., Tobar, C. & Arellano, M. 2011. Tamaño poblacional, uso del hábitat y relaciones interespecíficas de *Agalychnis spurrelli* (Anura: Hylidae) en un bosque húmedo tropical remanente del noroccidente de Ecuador. *Papéis Avulsos de Zoología*, 51(1), 01-19.
- Osborne, C. P. & Freckleton, R. P. 2009. Ecological selection pressures for C4 photosynthesis in the grasses. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1663), 1753-1760.
- Padilla, F. M. & Pugnaire, F. I. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(4), 196-202.
- Páez, V. P., Bock, B. C., Ortega, A. M., Estrada, J. J. & Daza, J. M. 2002. *Guía de campo de algunas especies de anfibios y reptiles de Antioquia*. Colciencias. 87 pp.
- Pearson, O. P. 1977. The effect of substrate and of skin color on thermoregulation of a lizard. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 58(4), 353-358.
- Peluso, A. I., Royer, E. A., Wall, M. J. & Anderson, M. J. 2013. The relationship between environmental factors and flamingo aggression examined via internet resources. *Avian Biology Research*, 6(3), 215-220.
- Pfenniger, M., Eppenstein, A. & Magnin, F. 2003. Evidence for ecological speciation in the sister species *Candidula unifasciata* (Poiret, 1801) and 00000 (Michaud, 1831)(Helicellinae, Gastropoda). *Biological Journal of the Linnean Society*, 79(4), 611-628.
- Pianka, E.R. 1974.- Niche overlap and diffuse competition. *Proceedings of the National Academy of Science*, 7: 2141-2145.
- Pietz, P. J. 1987. Feeding and nesting ecology of sympatric south polar and brown skuas. *The Auk*, 104(4), 617-627.
- Pinilla, E., Rengifo, J. T. & Salas, J. 2015. Dimorfismo, uso de hábitat y dieta de *Anolis maculiventris* (Lacertilia: Dactyloidae), en bosque pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 20(1), 89-100.
- Polis, G. 1990. *The biology of scorpions*. Standford University Press. California. 587 pp.
- Porley, R. & Hodgetts, N. G. 2005. *Mosses and liverworts* (Vol. 97). HarperCollins UK.
- Portella, A. & Vieira, E. M. 2016. Diet and trophic niche breadth of the rare acrobatic cavy *Kerodon acrobata* (Rodentia: Caviidae) in a seasonal environment. *Mammal Research*, 61(3), 279-287.
- Price, P. W., Denno, R. F., Eubanks, M. D., Finke, D. L. & Kaplan, I. 2011. *Insect ecology: behavior, populations and communities*. Cambridge University Press.
- Puig, S., Cona, M. I., Videla, F. & Méndez, E. 2013. Diet selection by the lesser rhea (*Rhea pennatapennata*) in Payunia, Northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 45(1), 211-224.
- Ramírez-Arce, D. 2016. Uso del hábitat y actividad superficial del escorpión *Centruroides margaritatus* en el Parque Nacional Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica. *UNED Research Journal/Cuadernos de Investigación UNED*, 7(2), 279-286.
- Reyes, R., Gerding, V. & Donoso, C. 2007. Crecimiento de una plantación de *Nothofagus nervosa* durante 20 años en Valdivia. *Bosque (Valdivia)*, 28(2), 129-138.
- Rius, F. & Baron, F.J. 2005.- *Bioestadística*. Thomson. Madrid. 283 pp.
- Rivera, M. L. 2008. *Variación en la dieta del sapo de la caña (Chaunus [Bufo] marinus) en la reserva natural privada el tallonal en Arecibo, Puerto Rico* (Doctoral dissertation).
- Robertson, A. I., & Alongi, D. M. 1992. Tropical mangrove ecosystems (No. 574.52632 T7).
- Rodríguez, M.J. & Mora, R. 2001.- *Estadística informática: casos y ejemplos con el SPSS*. Universidad de Alicante. 310 pp.

- Romero, J. M. & Pérez, C. 2016. Rasgos morfológicos regenerativos en una comunidad de especies leñosas en un bosque seco tropical tumbesino. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 859-873.
- Root R.B. 1967.- The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37: 317-350.
- Rose, F. L. 1966. Homing to nests by the salamander *Desmognathus auriculatus*. *Copeia*, 251-253.
- Ruby, D. E. 1981. Phenotypic correlates of male reproductive success in the lizard, *Sceloporus jarrovi*. *Natural selection and social behavior*, 96-107.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. 4 a. Reimpresión. México, DF México. 432 pp.
- Saavedra, J. P., Francke, O. & Suzán, H. 2013. Actividad superficial y utilización del hábitat por *Centruroides balsasensis* Ponce y Francke (Scorpiones: Buthidae). *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, 8(1), 130-137.
- Safari, I. 2008. Characteristics of nesting trees used by Indian House Crow in Dar es Salaam, Tanzania. Undergraduate thesis, University of Dar es Salaam, Tanzania.
- Sahley, C. T., Cervantes, K., Pacheco, V., Salas, E., Paredes, D. & Alonso, A. 2015. Diet of a sigmodontine rodent assemblage in a Peruvian montane forest. *Journal of mammalogy*, 96(5), 1071-1080.
- Salamanca, E. F., Kaneko, N. & Katagiri, S. 1998. Effects of leaf litter mixtures on the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods. *Ecological Engineering*, 10(1), 53-73.
- Salvador, P. V., Planelles, R., Enríquez, E., Rubira, J. L. P. & Mucharanz, J. Z. 2001. Influencia de la fertilización y el sombreado en el vivero sobre la calidad de la planta de *Quercus ilex* L. y su desarrollo en campo. *Congresos Forestales*.
- Salvidio, S. 2013. Homing behaviour in *Speleomantes strinatii* (Amphibia Plethodontidae): a preliminary displacement experiment. *N West J Zool*, 9, 429-432.
- Sampedro, A. C., Angulo, Y. Y., Arrieta, F. I. & Dominguez, D. M. 2011. Food resources of *Bufo marinus* (Linnaeus, 1758)(Bufonidae: Anura) in a locality of Sucre, Colombia. *Caldasia*, 33(2), 495-505.
- Sampedro, A., Berovides, V. & Torres, O. 1982. Hábitos alimentarios y actividad de *Bufo peltacephalus* (Amphibia: Bufonidae) en el Jardín Botánico de Cienfuegos. *Poeyana*, 233, 1-14.
- Sanabria, E. A., Quiroga, L. B. & Acosta, J. C. 2007. Actividad temporal de *Leptodactylus mystacinus* (anura: leptodactylidae) en el departamento valle fértil, San Juan, Argentina. *Multequina*, (16), 65-71.
- Schoener, T.W. 1986.- Resource partitioning. In: Kikkawa, J. & Anderson D.J. (eds.) *Community ecology, pattern and process*, pp: 90–126. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Schwalter, T. D. 2016. *Insect ecology: an ecosystem approach*. Academic Press. 576 pp.
- Seidler, T. G. & Plotkin, J. B. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLoS biology*, 4(11), e344.
- Sharma, K., Rahmani, A. R. & Chundawat, R. 2009. Natural History Observations of the four-horned antelope *Tetracerus quadricornis*. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 106(1), 72: 45-54.
- Shivanna, K.R., Cresti, M. & Ciampolini, F. 1997.- Pollen development and polle-pistil interaction. In: Shivanna, K.R. & Sawhney, V.K. (eds.). *Pollen biotechnology for crop production and improvement*, pp: 15-40. Cambridge University Press.
- Sih, A. 1987.- Predators and prey lifestyles: an evolutionary and ecological overview. In: Kerfoot, W.C. & Sih, A. (eds.). *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*, pp: 203-224. Univ Press of New England, Hanover.
- Silva, E. C., Lopes, S. D. F. & Melo, M. 2015. Floristic similarity and dispersal syndromes in a rocky outcrop in semi-arid Northeastern Brazil. *Revista de biologia tropical*, 63(3), 827-843.
- Silva, J. E., Moro, R. F., Bilski, D. R. & Passos, F. C. 2011. Diets of three sympatric Neotropical small cats: Food niche overlap and interspecies differences in prey consumption. *Mammalian Biology*, 76(3), 308-312.
- Smythe, N. 1978. The natural history of the Central American agouti (*Dasyprocta punctata*), Smithsonian Contributions to Zoology, 257: 1-60.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1979.- *Biometría: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume. Madrid. 829 pp.
- Soriano, P. J. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests, 13: 1-20.
- Strüssmann, C., do Vale, M. B. R., Meneghini, M. H. & Magnusson, W. E. 1984. Diet and foraging mode of *Bufo marinus* and *Leptodactylus ocellatus*. *Journal of Herpetology*, 138-146.
- Torretta, J. P. 2007. Entomofauna relacionada a la polinización del girasol (*Helianthus annuus* L.) en Argentina. *Unpublished Doctoral Thesis, University of Buenos Aires*.
- Torretta, J. P., Navarro, F. & Medan, D. 2009. Visitantes florales nocturnos del girasol (*Helianthus annuus*, Asterales: Asteraceae) en la Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 68(3-4), 339-350.
- Twitty, V. C. 1959. Migration and speciation in newts. *Science*, 130(3391), 1735-1743.
- Velasco, J. A. & Herrel, A. 2007. Ecomorphology of *Anolis* lizards of the Choco' region in Colombia and comparisons with Greater Antillean ecomorphs. *Biological Journal of the Linnean Society*, 92(1), 29-39.
- Villar, P., Puértolas, J., Peñuelas, J. L. & Planelles, R. 2005. Effect of nitrogen fertilization in the nursery on the drought and frost resistance of Mediterranean forest species. *Forest Systems*, 14(3), 408-418.
- Visser, V., Woodward, F. I., Freckleton, R. P. & Osborne, C. P. 2012. Environmental factors determining the phylogenetic structure of C4 grass communities. *Journal of Biogeography*, 39(2), 232-246.
- Vrcibradic, D. & Rocha, C. F. D. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 30(1), 60-67.
- Wittenberger, J. F. 1981. *Animal social behavior*. Duxbury Press.
- Wiwatwitaya, D. & Takeda, H. 2005. Seasonal changes in soil arthropod abundance in the dry evergreen forest of north-east Thailand, with special reference to collembolan communities. *Ecological Research*, 20(1), 59-70.
- Wolfe, L. M. & Barrett, S. C. 1988. Temporal changes in the pollinator fauna of tristylous *Pontederia cordata*, an aquatic plant. *Canadian Journal of Zoology*, 66(6), 1421-1424.
- Wonnacott, T.H. & Wonnacott, R.J. 1999.- *Introducción a la estadística*. Limusa. México. 788 pp.
- Xavier, R. D. O. & D'antonio, C. M. 2016. Multiple ecological strategies explain the distribution of exotic and native C4 grasses in heterogeneous early successional sites in Hawai'i. *Journal of Plant Ecology*, 10(3), 426-439.
- Xiong, Y. Z., Fang, Q. & Huang, S. Q. 2013. Pollinator scarcity drives the shift to delayed selfing in Himalayan mayapple *Podophyllum hexandrum* (Berberidaceae). *AoB Plants*, 5: plt037.
- Young, E. 1994. *Skua and penguin: predator and prey*. Cambridge University Press.
- Zerda, E. 2004.- *Comportamiento animal: introducción, métodos y prácticas*. Unibiblos. Bogotá. 398 pp.