

UTILIZACION DE LAS MARIPOSAS COMO BIOINDICADORAS DEL TIPO DE HABITAT Y SU BIODIVERSIDAD EN COLOMBIA

por

M. Gonzalo Andrade-C*

Resumen

Andrade-C., M.G.: Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. **22**(84): 407-421. 1998. ISSN 0370-3908.

El estudio de las mariposas de Colombia en un rango altitudinal comprendido entre los 250 y los 3000 m de altitud, ha permitido describir la distribución local de la comunidad de mariposas en tres ecosistemas: Bosque primario (BP), Bosque secundario (BS) y Zonas perturbadas (ZP). Esta descripción se ha hecho con base en algunas condiciones de parámetros ambientales y gradientes, tales como: altitud, clima y condiciones de alteración de la vegetación. Simultáneamente, se ha descrito la estacionalidad de algunas especies, además de registra su actividad diurna y comparación de los datos de la vegetación propia de cada área

Palabras claves: Bioindicadores, Conservación, Biodiversidad, Lepidoptera, Rhopalocera, Colombia

Abstract

This work is the result of the study of Colombian butterflies, across an altitudinal range between 250 and 3000 m, whose primary objective was to describe the local distributions of a community of butterflies in three different kinds of ecosystems: primary forest (BP), secondary forest (BS), and disturbed zones (ZP). These descriptions took under consideration environmental parameters and gradients, such as: altitude, climate and how the vegetation had been changed. At the same time, based on observations and captures of butterflies, the seasonality of several species, their daily activity cycles, and microhabitat fidelity were described.

Key words: Bioindicator, Conservation, Biodiversity, Lepidoptera, Rhopalocera, Colombia

* Profesor Asociado, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495, Santafé de Bogotá, Colombia, E-mail, mgandrad@ciencias.ciencias.unal.edu.co.

Introducción

Uno de los principales problemas del final de siglo es el "descubrimiento" del potencial económico de la diversidad biológica, y el desespero que causa, el hasta hace poco subdimensionado, proceso de destrucción de los ecosistemas terrestres, en especial de los tropicales. La gigantesca tasa estimada de pérdida de especies (27.000 al año, sensu Agenda Sistemática 2000), plantea la posibilidad de que, en un siglo, más de la mitad de las especies vivientes se consideren extintas. Este problema ha tocado las fibras más hondas de la conciencia humana, toda vez que involucra una posibilidad de pérdidas económicas incalculables, ya que cada especie extinta corresponde a una posibilidad en la pérdida de descubrimiento de algún compuesto con aplicaciones industriales.

Esto ha revertido muchas situaciones y enfrenta a los países tropicales a múltiples posibilidades de resurrección económica, antes despreciadas, y que ya generan rapiña por parte de consorcios económicos e industriales, dada la acumulación actual de la diversidad biológica, en manos, de naciones con poco poder económico, pero que alcanzan las mayores tasas de crecimiento poblacional y destrucción o transformación de los ecosistemas naturales.

Al igual que para la mayoría del "tercer mundo", la enorme riqueza biológica de Colombia, contrasta de manera evidente con la falta de recursos económicos para, al menos, conocer lo que tenemos y definir cuales áreas deben mantenerse al margen de los procesos de colonización. En adición, la acelerada destrucción de los ecosistemas, ha planteado la necesidad de realizar estudios de conservación en el menor tiempo posible, y con el mínimo de gastos; esto para conformar la imposibilidad práctica de realizar inventarios completos de la biota, labor básica para la selección, el diseño y el manejo de áreas prioritarias de conservación.

Aunque la pérdida acelerada de los ecosistemas naturales es un fenómeno extendido a todo el país, existen zonas donde este proceso es ahora muy pronunciado. Una de éstas es el Piedemonte del costado Este de la Cordillera Oriental, que por sus características históricas y biogeográficas puede ser considerado como uno de los puntos claves del país y del mundo en cuanto a Biodiversidad. Constituye una zona de convergencia de especies montanas y de las planicies; es el último frente de encuentro de los elementos norte y suramericanos, y probablemente fue, un enclave de selva húmeda estable durante las fases secas del Pleistoceno (Brown 1982, INDERENA 1986, Hernández et al. 1992) Desafortu-

nadamente, debido a que es una zona de alta fertilidad, ha sido también una de las de mayor destrucción para su transformación en áreas de cultivo o potreros de pastoreo.

El área de bosques por debajo de los 1400 m de altitud es la que se reduce más aceleradamente. Este proceso de degradación tiene un agravante, que es la separación de grandes masas arbóreas por las carreteras, caminos o fincas. Este proceso, denominado fragmentación, plantea una serie grande de inconvenientes para las poblaciones animales y vegetales que contiene el bosque. En un fragmento, las poblaciones están aisladas de otra zona de vegetación arbórea, debido a que no están adaptadas a las variaciones microclimáticas drásticas de los ambientes desprovistos de árboles; esto produce su desplazamiento y reemplazo por especies propias de las zonas de borde o de hábitats abiertos, mejor adaptadas a este tipo de variaciones. Se crea entonces una zona de transición dentro del perímetro del fragmento, con una biota característica, denominada "de borde", que usualmente alberga un número de especies menor. Esta zona de "borde" incrementa su área con cada nueva división del bosque, tanto que en fragmentos pequeños todo el parche es una sola zona de transición.

Las poblaciones originales de especies de bosque pueden llegar a fragmentarse de tal modo que las manchas resultantes no pueden mantenerlas, produciéndose extinciones locales. Este proceso paulatino de disminución del hábitat disponible y del número de individuos con posibilidad de intercambio genético es un fuerte generador de procesos de extinción, y desafortunadamente, es un proceso difícil de detectar y monitorear. ¿Cuándo un fragmento de vegetación arbórea deja de ser "representativo" de la biota del bosque nativo y pierde su capacidad de sostenerla? ¿Cómo podemos detectar hasta que profundidad del fragmento se extiende el "efecto de borde"? ¿Existe alguna tendencia en las características de una comunidad sometida a estos procesos que permitan realizar predicciones en comunidades de otras zonas pese a que la composición sea diferente? Estos interrogantes son precisamente las preguntas de investigación que se han planteado durante varios años. Sin embargo, responderlas requiere de altos costos tantos económicos como en lo referente a personal técnico y profesional altamente capacitado. Una de las formas de reducir este esfuerzo es el utilizar grupos bioindicadores como las mariposas.

El presente trabajo es el resultado del estudio de las mariposas de Colombia en un rango altitudinal comprendido entre los 250 y los 3000 m de altitud; el

objetivo principal ha sido describir la distribución local de la comunidad de mariposas en tres zonas diferentes de bosque, como son el bosque primario (BP), el bosque secundario (BS) y las zonas perturbadas (ZP). Esta descripción se ha hecho teniendo en cuenta algunas condiciones de parámetros ambientales y gradientes, tales como: altitud, clima y condiciones de alteración de la vegetación. Simultáneamente, con base en observaciones y capturas de las mariposas adultas, se señala la estacionalidad de algunas especies, además de registrar su actividad diurna, una comparación de los datos de la vegetación propia de cada área permitió determinar la presencia o ausencia de las plantas hospedantes de las orugas de las mariposas para poder describir la residencialidad y migración de las especies de mariposas encontradas en las tres zonas. Además de registrar su actividad diurna, también se proporcionan datos ecológicos sobre los depredadores de las mariposas, abundancia relativa de algunas especies y especies consideradas como bioindicadoras de bosque primario, bosque secundario y zonas perturbadas.

Los datos proporcionados sirven de base para iniciar un estudio sobre conservación de especies de mariposas en Colombia, pretendiendo de esta manera, llevar a cabo una interpretación biogeográfica de conjunto y de cada una de las especies que hayan sido citadas para estas zonas, iniciando con la lepidopterofauna de las montañas, ya que dentro de esta zona, se reúnen varias especies de las más estenotópicas, y al parecer, se encuentran las comunidades con mayor número de residentes originales posibles.

Zonas de estudio

La siguiente es la lista de las localidades estudiadas en los tres tipos de bosque. Las mismas permiten mostrar la biodiversidad de las mariposas en Colombia.

1. Departamento del Meta, municipio de Cubarral, altitud 450 m.
2. Departamento de Cundinamarca, municipio de Yacopí, inspección de policía de Guadualito, altitud 1450 m.
3. Departamento del Cesar, municipio La Jagua de Ibirico, Serranía de Perijá. Altitud 350 m.
4. Departamento de Nariño, municipio de Barbacoas, inspección de policía de Altaquer, Reserva Natural Río Ñambí, Altitud 1700 m.

5. Departamento del Caquetá, Municipio de Florencia, inspección de policía de San Vicente del Caguan, Río Pato. Altitud 250 m.
6. Departamento de Risaralda, municipio de Pereira, corregimiento de La Florida, Parque Regional Natural de Ucumarí, Altitud entre 1500 y 3000 m.
7. Departamento de Risaralda, municipio de Mistrató, Inspección de policía San Antonio de Chamí, altitudes entre 1200 y 1800 m.
8. Departamento de Risaralda, municipio de Pueblo Rico, altitudes entre 1000 y 1700 m.
9. Departamento de Risaralda, municipio de Mistrató, inspección de policía de San Antonio de Chamí, Alto de Pisonés, altitudes entre 800 y 2200 m.

Para hacer un análisis desde el punto de vista biogeográfico las anteriores localidades se agruparon de acuerdo con los refugios cuaternarios propuestos por Brown, así:

Refugio Villavicencio: Villavicencio, Yacopí, Chingaza, Macarena, Acacias, Restrepo.

Refugio Catatumbo: Serranía del Perijá.

Refugio Chocó: Chocó, Nariño (La Planada, Ñambi, Guayacana, Tumaco, Barbacoas).

Refugio Cauca: Mistrató, Parque Ucumarí, Pueblo Rico, San Antonio del Chamí, Alto Pisonés.

Refugio Putumayo: Putumayo, San Vicente del Caguan, cuenca del Río Pato.

Refugio Loreto: Amacayacú, Apaporis –Tabatinga.

Refugio Imerí: Serranía de Chiribiquete.

Por qué utilizar los insectos como bioindicadores del hábitat

Una de las preguntas que con mas frecuencia nos hacemos es ¿Por que utilizar los insectos como bioindicadores del hábitat?, esto obedece a cinco aspectos fundamentales, alta riqueza y diversidad de especies, fácil manipulación, fidelidad ecológica, fragilidad frente a perturbaciones mínimas y corta temporalidad generacional, teniendo en cuenta para cada uno de ellos lo siguiente:

Alta riqueza y diversidad de especies: cuatro de cada cinco especies de animales son insectos, lo que en términos de probabilidades facilita cualquier labor de captura

Fácil manipulación: Con excepción de las especies con riesgos de efectos tóxicos para el hombre, la mayoría requieren bajos esfuerzos de captura, ya sea con trampas de baja o gran selectividad. El tamaño de los ejemplares reduce la labor de captura y el desplazamiento de muestras

Fidelidad ecológica: Muchas especies de insectos pueden presentar rangos estrechos de tolerancia a los factores abióticos; esto permite, en principio, relacionar determinados grupos de insectos con determinados hábitats y microhábitats

Fragilidad frente a perturbaciones mínimas: Este factor permite seleccionar variables demográficas o de comportamiento que pueden ser medidas u observadas en el campo, y lo que es más importante, que tengan una estrecha correlación con las variables abióticas preseleccionadas

Corta temporalidad generacional: A diferencia de la mayoría de animales, un gran número de especies son polivoltinas, es decir con varias generaciones en un ciclo anual, lo que posibilita gestiones de monitoreo a corto plazo.

Entre 1963 y 1967 **Mac Arthur & Wilson** plantearon los principales postulados de su teoría de la Biogeografía de Islas (propuesta de manera simultánea por **Preston** en 1962, sensu **Brown & Lomolino** 1989), éstos son: existe una relación directa entre el área de la isla y el número de especies que contiene? (una isla grande tiene más especies que otra más pequeña), existe un efecto de aislamiento pronunciado? (islas remotas tienen menos especies que aquellas cercanas al continente), y existe un proceso de recambio o alternancia de las especies de una isla (cuando las islas son colonizadas, los colonizadores usualmente reemplazan a los extintos) **Shafer** 1990. Ellos plantearon que en una isla existe un número de especies presentes que depende del número de especies inmigrantes provenientes de la masa continental más cercana, y del número de especies extintas localmente; esos procesos pueden dar lugar a una comunidad isleña con un número constante de especies, pero de composición variable con el tiempo. De acuerdo con estos preceptos, se predice que la tasa de inmigración variará respecto de la distancia a una masa continental, y que la tasa de extinción variará principalmente con

respecto de la distancia a una masa continental y que la tasa de extinción variará principalmente con respecto al área de la isla, pero también con respecto a su distancia de una masa continental (**Shafer** 1990, **Harris** 1984).

Esta teoría puede ser extendida, aunque con sus condicionamientos, a hábitats continentales aislados, bien por intervención humana, o bien por la distribución natural de las unidades paisajísticas (**Harris** 1984, **Shafer** 1990, **Harris & Silva-López** 1992). Un ejemplo de esto puede ser un fragmento de bosque inserto entre un pastizal, una pradera o una sabana, o el caso contrario, un sector de sabana o catinga baja en medio de la selva pluvial amazónica. Para el primer caso, las especies del bosque están aisladas en otra zona de vegetación arbórea más grande por alguno de los hábitats en mención, que se caracterizan por tener condiciones ambientales substancialmente diferentes. Un fragmento de vegetación boscosa está sujeto a varios procesos perjudiciales para el mantenimiento de la biota que sostiene; el principal es la exposición de las especies del bosque, habituadas a la estabilidad microclimática de su interior, a las variaciones de temperatura, humedad, vientos o radiación más drásticas de los ambientes desprovistos de cubierta arbórea; esto produce su desplazamiento y reemplazo por especies propias de las zonas de borde o de hábitats abiertos, mejor adaptadas a este tipo de variaciones (**Lovejoy** et al. 1984, 1986). Se crea entonces una zona de transición dentro del perímetro del fragmento con una biota característica, denominada "de borde", que probablemente tenga en promedio una abundancia relativa más alta, pero que seguramente también tendrá menor número de especies que las que puede sostener un bosque tropical no fragmentado, una de las características del bosque tropical es tener un número muy alto de especies, pero con abundancias muy bajas (**Lovejoy** et al. 1986). Este ecotono incrementa su real conforme se reduce el área del fragmento; en tamaños pequeños se llega a un punto en el que toda la mancha es una sola zona de transición, que ya no alberga las especies propias del bosque y, por ende, tampoco sostiene su alta biodiversidad (**Harris** 1984, **Lovejoy** et al. 1984, 1986, **Gilpin & Soule** 1991, **Harris & Silva-López** 1992).

El segundo proceso perjudicial es la separación de poblaciones. La mayoría de los organismos del bosque quedan aislados, pues generalmente no les es posible pasar de un fragmento a otro, debido a las condiciones microclimáticas adversas, a la presión de los depredadores de zonas abiertas, a limitaciones en su capacidad de desplazamiento o a otras de diversa índole (**Harris** 1984). En casos extremos la población original puede llegar a

fragmentarse de tal modo que las manchas resultantes son tan pequeñas que no pueden mantener poblaciones estables, produciéndose extinciones locales (Harris & Maser 1984, Gilpin & Soule 1991, Stiling 1996, Turner & Mallet 1996). El área de hábitat típico a partir del cual es posible mantener una población estable de algún organismo se denomina "área mínima" y varía de acuerdo con la especie (Wilcox & Murphy 1985, Lomolino et. al. 1989, Lacy 1992, Villard et. al.1995). Este proceso paulatino de disminución del hábitat disponible y del número de



Foto 1. *Heliconius erato*, indicadora de bosque secundario.



Foto 3. *Archaeoprepona ligia*, indicadora de bosque primario



Foto 2. *Pierella lesbia*, indicadora de bosque primario



Foto 4. *Mechanitis menapis*, indicadora de bosque secundario, hembra y macho



Foto 5. *Oressinoma typhla*, indicadora de zona perturbada

individuos con posibilidad de intercambio genético, es un fuerte generador de procesos de extinción y, desafortunadamente, es un proceso difícil de detectar y monitorear. ¿Cuándo un fragmento de vegetación arbórea deja de ser "representativo" de la biota del bosque nativo y pierde su capacidad de sostenerla? ¿Cómo podemos detectar hasta qué profundidad del fragmento se extiende el "efecto de borde"? ¿Existe alguna tendencia en las características de una comunidad sometida a estos procesos que permita realizar predicciones en comunidades de otras zonas, pese a que la composición sea diferente?.

Las respuestas a estos interrogantes involucrarían un análisis detallado de la biota en fragmentos de diferente tamaño; por su puesto, un trabajo de este tipo requeriría un esfuerzo monumental. A estas preguntas se puede responder mediante el análisis detallado de los patrones de variación de riqueza, diversidad y composición en fragmentos pero solo de algunos grupos de taxonomía y biología relativamente bien conocida, que tras su análisis y comparación con los resultados obtenidos en el estudio de vegetación, permitan plantear propuestas sobre su uso como bioindicadores de procesos de fragmentación y efecto de borde en bosques tropicales y diferentes ecosistemas del país.

El hacer uso de especies o grupos taxonómicos capaces de reflejar el estado de conservación de una biota su biodiversidad, endemismo o grado de intervención, es el principio fundamental de los Bioindicadores (Coddington et. al. 1991, Brown 1991, Colwell 1994, Colwell & Coddington 1996, Pearson 1994^a); estos son taxones o grupos de especies de biología y taxonomía bien conocidas que sean fácilmente identificables y manipulables tanto en el campo como en laboratorio. Además deben ser abundantes, estables y preferiblemente sedentarios dentro de un ecosistema; deben estar ecológicamente bien diversificados, y es preferible que tengan ciclos de vida cortos y alta sensibilidad y fidelidad ecológica. Estas características se complementan si presentan áreas definidas de endemismos y centros de diversidad (Brown 1991, Pearson 1994b).

Muchos de los trabajos realizados con bioindicadores han sido hechos en insectos, grupo que, además de presentar los requerimientos anteriores, posee densidades poblacionales usualmente altas, lo que permite realizar análisis numéricos o estadísticos comparativamente relevantes. Dos de los grupos que han sido empleados para tales fines son las mariposas y las hormigas (Holloway & Hebert 1979, Brown 1982, 1987, 1991, Lovejoy 1984, Lovejoy et. al. 1986, Andersen 1990, Holloway & Stork 1991, Kremen 1992a, 1994, Ozane 1996, Lowman et. al.

1996, Majer & Beeston 1996, Dufrene & Legendre 1997). Precisamente, uno de los grupos animales que más sobresale en cualquier unidad paisajística, es el de las mariposas; sus colores brillantes, usualmente contrastantes con el medio, y su vuelo, más lento que el de los vertebrados, y distintivo para diferentes grupos taxonómicos, hace que su identificación sea relativamente sencilla y que no implique un sacrificio excesivo de animales.

Por que las mariposas

Teniendo en cuenta todo lo anterior, entonces nos preguntamos ¿Por qué las mariposas?, y para responder esto debemos tener en cuenta que cumplen con los requerimientos que debe tener taxón determinado para ser considerado como bioindicador; los mismos son:

- Taxonomía bien conocida y estable.
- Buen conocimiento de su biología e historia natural.
- Facilidad de observación en el campo.
- Amplitud de ocupación de hábitats y rango geográfico.
- Especialización de hábitat de algunas especies.
- Patrones biológicos correlacionados con otros taxa.

En nuestro país el uso de las mariposas como bioindicadores es un tema del conocimiento relativamente reciente; los estudios se han concentrado más que nada a análisis de tipo descriptivo, de los que se han publicado comentarios generales y anotaciones sobre géneros representativos así: Vélez y Salazar (1991), Adams (1985, 1986), Callaghan (1986), Salazar (1989, 1990a, 1990b, 1991a, 1991b, 1991c, 1995), Andrade-C. (1994, 1995), Andrade-C. & Amat (1996). No obstante, cabe destacar que este es un campo de trabajo muy reciente, no solo en nuestro país, y que las investigaciones con métodos de registro específicamente dirigido a comparaciones entre hábitats y análisis numéricos y estadísticos solo aparecieron en 1984, con el análisis que Brown Jr. realizó para mariposas, dentro del trabajo general de Lovejoy et al. 1984, 1986. Esta línea de investigación alcanzó su madurez con los trabajos que Kremen y su grupo el cual realizaron en Madagascar (Kremen 1994) y con los lineamientos generales dados por Ehrlich (1992); cabe destacar las anotaciones de De Vries (1987, 1996), los trabajos del grupo dirigido por Llorente-Bousquets en México (Luis-Martínez & Llorente-Bousquets 1990) y el trabajo sobre variación altitudinal de las mariposas de España central de Sánchez-Rodríguez & Baz (1995).

Estas características han permitido que las mariposas hayan sido frecuentemente utilizadas en estudios de los



Foto 6. *Actinote eresia*, indicadora de zona perturbada



Foto 7. *Consul fabius*, indicadora de bosque primario



Foto 8. *Archonias tereas*, indicadora de bosque secundario



Foto 9. *Pseudohaetera piera*, indicadora de bosque primario



Foto 10. *Agryas amydon*, indicadora de bosque

procesos biogeográficos tendientes a comprender la biodiversidad del trópico y su alteración antrópica (Brown 1982, Levins 1982, 1983, Lovejoy et al. 1984, 1986, New 1990, Kremen 1992a, 1992b, 1994). Dentro de los trabajos que han empleado mariposas y polillas como indicadores, cabe destacar los de Brown (1979, 1982), Lovejoy et al. (1984; 1986), Holloway (1985), citados por Brown, 1991, los cuales discutieron el uso de las mariposas como indicadores en comparación con otros taxones (aves y mamíferos), encontrando que las mariposas presentaban mayor fidelidad ecológica en ecosistemas neárticos, siendo más aptas para el reconocimiento de hábitats y comunidades vegetales que los otros grupos. Dado que el grupo está mucho más diversificado en zonas tropicales, es de esperar que dicha fidelidad sea aún más alta en nuestras latitudes

Buena parte de los trabajos en comunidades de artrópodos se enmarcan dentro de la teoría general de Biogeografía de islas de McArthur y Wilson (Gilbert 1984). Aunque la mayoría de estas investigaciones se han realizado en vertebrados. Bierregaard & Lovejoy (1989), entre otros, cabe recalcar que en artrópodos, ya desde 1948, se realizaban trabajos sobre el tema, como el de E. Munroe en 1948 citado por Gilbert (1984), quien encontró una correlación entre el número de especies de mariposas y el tamaño del área de las islas de las Indias Occidentales. En cuanto a comunidades de fragmentos de bosque, se ha demostrado que la varianza en el número de especies de mariposas de fragmentos de vegetación boscosa era debido principalmente al tamaño del área; en adición, De Vries (1987), Lovejoy et al. 1984, 1986, Brown (1991) y Kremen (1992b, 1994) mencionan la variación en la composición de las comunidades de acuerdo con el grado de intervención en parcelas de vegetación boscosa.

Al igual que para los animales, las plantas también se ven afectadas con los cambios en las condiciones microclimáticas en los fragmentos de bosque, y por el aislamiento genético de sus poblaciones. En ecosistemas tropicales estos inconvenientes pueden ser más agudos, debido a que buena parte de las especies presentan densidades poblacionales bajas, son dióicas o tienen mecanismos de autoincompatibilidad, y para empeorar, dependen en su mayoría, de animales del bosque para su polinización o para la dispersión de las semillas. Es de esperar que el efecto de la fragmentación sea aún más dramático en un bosque tropical lluvioso, donde las relaciones de polinización son más específicas, y donde la dispersión entre plantas de la misma especie es mayor.

Biología de las mariposas como bioindicadoras

Para poder analizar esto debemos tener en cuenta dos aspectos: Residencialidad de las mariposas y gremios alimenticios en orugas y adultos:

Residencialidad de la comunidad de mariposas

La compilación florística, se utilizó para determinar la posible residencia de los taxones componentes de la comunidad de mariposas; ya que de manera simultánea y con base en la literatura lepidopterológica, cada especie de mariposa se registró dentro de un área específica en Colombia, considerando lo siguiente: si la planta huésped de la especie de mariposa registrada se incluía en la lista florística, entonces se podría confirmar su residencia, sin olvidar el análisis bajo otros criterios, como el de abundancia, que también influye en este aspecto. Se puede argumentar que la relación trófica entre los fitófagos y

su(s) huésped(es), muchas veces es eurixena y puede variar geográficamente, por lo que es necesario tener en consideración que, aunque en la literatura se citan relaciones tróficas conocidas para otros países no debe repararse en ellas, pues sería erróneo extrapolarlas en todas las especies de mariposas colombianas, además debe tenerse en cuenta, que a menudo los datos de literatura son inexactos.

La intención de cotejar y correlacionar la lista florística para cada una de las zonas de estudio, con la lista de posibles plantas hospedantes de las orugas en estas áreas, sólo ha perseguido lo siguiente 1- Reconocer la posible residencia, 2- Servir de guía para efectuar observaciones de campo, esto es la búsqueda de las orugas en sus plantas de alimentación y 3- Poder determinar el estatus biogeográfico para algunas especies cuya abundancia es relativamente reducida, pues con frecuencia se pueden presentar registros de especies que incluyen tanto a las poblaciones residentes como a las migratorias.

Para aplicar los criterios de posible residencia de las especies en las áreas de estudio, se procedió primero a comparar las dos listas de plantas. La primera sobre las plantas vasculares del cada una de las áreas; la segunda, sobre las posibles plantas de alimentación larval, la cual se efectuó mediante el estudio de decenas de citas bibliográficas, que aparecen para cada taxón; así como, varias observaciones y recolecciones realizadas en la zona permitieron reconocer algunas plantas hospedantes en las zonas de estudio como por ejemplo: *Anartia amathea* y *Anartia jatrophae* en *Lipkea* sp.; *Catonephele chromis godmani* en *Alchornea* sp.; *Hypanartia kefersteini* en *Pilea* sp.; *Hypanartia lethe* en *Boehmeria* sp.; *Marpesia coresia* en *Ficus maxima*; *Vanessa virginiensis* en *Senecio* sp.

Como primer criterio para el análisis de la residencia de las especies de mariposas, se cotejó la lista de posibles plantas de alimentación larval de acuerdo con la lista completa de plantas de las zonas de estudio. Para este análisis cada especie de planta se clasificó en una de cinco posibles categorías: 1. La especie hospedante de alimentación larval se registra en las zonas de estudio. 2. El género en que se incluyó la especie hospedante se registra en la zona. 3. La especie hospedante no está en las zonas de estudio, pero si en zonas aledañas. 4. El género al que pertenece la especie hospedante se halla en zonas aledañas, pero no en las zonas de estudio y 5. Ninguna especie, ni el género hospedante se encuentra en las zonas de estudio y en zonas aledañas.

1. Básicamente, aquellas especies de mariposas para las cuales una de sus plantas hospedante se registró en

- las zonas de estudio, se consideró como residente. Se reconoce el criterio de planta hospedante, el de abundancia relativa, estado de conservación de los ejemplares y otros para el citado estatus. Independientemente del uso del criterio de planta hospedante, para determinar la posible residencia de las especies, por ejemplo en el Parque de Ucumari (ver zonas de estudio), se observó que 43 especies de plantas, del total de 581 especies, son posibles fuentes de alimentación larval. Estas 43 especies de plantas ofrecen un sustrato potencial a las orugas de 37 especies de mariposas en la zona, de las cuales 20 presentan poblaciones residentes.
2. En un segundo grupo se incluyen los organismos cuyas plantas hospedantes no se citan para la zona, pero el género al que pertenecen se localiza dentro del perfil de estudio, por la que puede existir una relación trófica con especies cercanas o sustituidas; por lo cual, para el área se registran un total de 130 géneros, de los cuales 14 son posible fuente de alimentación de 21 especies de orugas, siendo 20 poblaciones residentes, tres no residentes y seis entran en la categoría de migratorias. Dentro de este grupo se ofrecen varios casos a continuación: Las especies residentes, como *Hypanartia kefersteini* se nutren principalmente de plantas del género *Pilea*, lo mismo sucede con otros ninfalidos, en la zona de estudio se citan por lo menos 2 especies del género *Pilea*, las cuales son fuente potencial de alimento para las especies de *Hypanartia*. Por otra parte, *Tegosa anieta* según **De Vris** (1987) se alimenta de los géneros *Mikania* y *Vernonia*, los cuales están representados en las zonas de estudio por *Mikania banisteriae* y *Vernonia patens*. Tanto la oruga como su planta de alimentación, son especies restringidas en bosque húmedo, para el caso de *Mikania banisteriae* con un rango altitudinal entre 800 y 2800 m. y para *Vernonia patens* entre 700 y 2500 m.
 3. La tercera categoría comprende aquellas especies que no se encuentran en las zonas de estudio, pero se hallan bien distribuidas en zonas aledañas, pudiendo advertir una influencia directa sobre algunos elementos de las otras áreas, principalmente sobre las especies que entran en la zona y no son residentes, tal es el caso de *Colias dimera*, *Eurema salome*, *Adelpha hypsenor*, *Pycina zamba*, *Leodonta dysoni zenobia*, *Leptophobia aripa* cuyas plantas de alimentación no se localizan en la Serranía del Perijá.

4. En un cuarto grupo tenemos a los géneros presentes en las zonas de estudio y cuyas especies cercanas pueden potencialmente ser utilizadas como recurso, respecto a las especies de zonas aledañas, el resultado es similar al tercer grupo pues sólo pueden caracterizar individuos no residentes o migratorios.
5. En esta categoría se incluyen todos aquellos registros de plantas hospedantes, cuya distribución no alcanza las zonas de estudio y que están en relación con las mariposas citadas para cada una de las zonas; no presentan poblaciones residentes y sólo son registros ocasionales. En la mayoría de los casos, su presencia se debe a que cada zona puede ser un área de paso en sus rutas de migración v. gr. *Diaethria marchalii*. Desde luego, existe un grupo de especies, consideradas residentes por diversos criterios pero en las que se desconocen las plantas hospedantes de las larvas; tal es el caso de: *Cissia ucumariensis*, *Elzunia humboldtii*, *Epiphele epimenes*, *Perisama bomplandii*, *Perisama marianna*, *Perisama alicia*, *Perisama diotima*, *Perisama humboldtii*, *Perisama opelli*, en el Parque de Ucumari

Gremios alimenticios

Las mariposas se pueden clasificar según el tipo de alimento que consumen en estado adulto, en tres gremios alimenticios; (a) las que obtienen su fuente de alimentación de las flores (nectarívoras); (b) aquellas cuyos nutrientes están principalmente en la arena húmeda y charcos, y (c) las que llegan a frutas en descomposición (fermentados) y/o excretas de algunos animales (aves, mamíferos) para alimentarse. Sin embargo, existen especies que pueden enmarcarse dentro de más de una categoría, dependiendo de la zona geográfica que estén habitando, las condiciones ambientales o las preferencias. El segundo gremio se formó indirecta y artificialmente, de acuerdo con los individuos obtenidos mediante la trampa Van Someren-Rydon con fruta fermentada o pescado podrido como señuelo. Dentro de éste, se registraron *Mygona irmina*, *Hypanartia kefersteini* y *Vanesa virginensis*, alimentándose de fruta fermentada y *Catonephele chromis godmani*, *Fountainea nesea* y *Prepona chromus*, alimentándose de pescado podrido.

De acuerdo con lo anterior podríamos definir las especies de mariposas en tres tipos teniendo como nivel de comparación el tipo de hábitat que indican:

Tipo	Estado	Hábitat
I	Ocasional	Hábitat discontinuo
II	Adulto Residente, orugas Oligófagas	Hábitat continuo y heterogéneos
II	Adulto Residente, orugas Monófagas	Hábitat homogéneo

Teniendo en cuenta lo anterior, para trabajar con las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat se pueden seguir dos direcciones; la primera, si conocemos la calidad del hábitat podemos predecir la comunidad de mariposas que encontraremos en la zona por estudiar; y la segunda, si conocemos la comunidad de mariposas, y el tipo al cual pertenece cada una de las especies, podremos saber la calidad del hábitat que nos indica cada una (Figura 1).

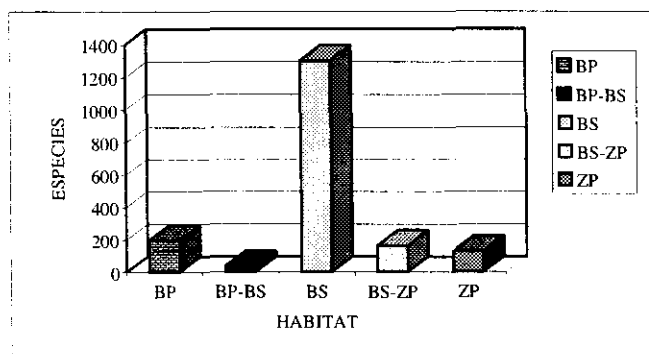
Colecciones estudiadas y literatura utilizada

Para producir un primer listado de especies de Lepidoptera: Rhopalocera utilizadas como bioindicadoras del tipo del hábitat en Colombia, se realizó el estudio de la literatura existente y de las colecciones disponibles en los distintos museos, universidades y centros de investigación en Colombia, España (Madrid), Francia (París) e Inglaterra (Londres).

Las colecciones estudiadas fueron las siguientes:

ICN-MHN Instituto de Ciencias Naturales - Museo de Historia Natural, Universidad

Figura 1. Especies de mariposas según el tipo de hábitat en Colombia



MUJ	Nacional de Colombia, Santafé de Bogotá.
UN	Museo Pontificia Universidad Javeriana, Departamento de Biología, Unesis, Santafé de Bogotá.
CFLG	Universidad de Nariño, Departamento de Biología, San Juan de Pasto, Nariño.
CUA	Colección de entomología "Francisco Luis Gallego", Universidad Nacional de Colombia, Seccional Medellín, Antioquia.
MUC	Colección de entomología, Departamento de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín.
MHN-UPTC	Museo Universidad de Caldas, Manizales, Caldas.
BMNH	Museo de Historia Natural, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Boyacá.
MNCN	British Museum of Natural History, London, U.K.
MNHN	Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, España.
	Museum National d'Historie Naturelle, Paris, France.

Recolección y observación

El trabajo de campo se desarrolló de la siguiente manera: para cada una de las áreas de estudio se realizaron dos salidas de campo de mínimo 15 días de duración, en cada una se realizaron recolecciones y observaciones. Las recolecciones se iniciaron a las 9:30 horas para terminar entre las 16 ó 17 horas; los sitios de recolección se agruparon para su estudio en cuatro recorridos, explorados y transitados generalmente por una persona.

A lo largo de los diferentes perfiles se dispusieron 20 trampas del tipo Van Someren - Rydon en las que se empleó como señuelo o cebo, una mezcla de frutas en estado de fermentación, o pescado podrido. Las trampas se colocaron a uno o tres metros de altura, tratando de abarcar los diferentes microhábitats del recorrido, por lo que se ubicaron a una distancia de entre 50 y 75 m. una de otra. Paralelamente a la recolección con trampas se realizó lo mismo con la red entomológica aérea,

rastreando a los ejemplares en los distintos sitios a los que concurren en busca de pareja, alimento, agua, protección, o bien en lugares especiales en donde se manifiestan ciertas actividades de conducta como territorialidad, búsqueda de la planta huésped para la oviposición, percheo y termorregulación.

En cada una de las zonas de estudio se realizaron observaciones e identificaciones de algunas especies de mariposas directamente con la ayuda de unos binoculares.

Para cada ejemplar se tomaron los siguientes datos: hora, microhábitat (penumbra, ambientes riparios, arena húmeda, etc), sustrato alimenticio si estaban alimentándose (especie de planta, excremento, frutos en descomposición), conducta (percheo o posible territorialidad, oviposición).

Trampa Van Someren-Rydon

Esta trampa funciona para aquellas especies cuyos requerimientos de nutrientes se encuentran en los frutos en descomposición, animales podridos o excretas de vertebrados. Los organismos que recurren a estos nutrientes conforman grupos de mariposas bien establecidos en áreas tropicales o subtropicales. Por otra parte, el establecimiento de dichas poblaciones está relacionado de manera directa con el tipo de infrutescencias, pues en ellas se observa que las especies del estrato arbóreo-arbustivo presentan frutos predominantemente secos, lo que trae consigo un número muy reducido de frutos carnosos propios para la descomposición, correlacionados con una escasez del número de organismos de las poblaciones que recurren a estas fuentes de alimento. De acuerdo con la literatura, la trampa Van Someren-Rydon fue utilizada por primera vez de manera sistemática e intensiva para áreas de altitudes elevadas en Colombia, concluyéndose que la limitada eficiencia obtenida en el transcurso de los registros puede ser adjudicada, en forma directa, a la flora y al clima, e indirectamente a factores meteorológicos tales como: la temperatura media diaria; ya que se advirtió que en muchas ocasiones la temperatura en las zonas altas, descendía drásticamente y ello evitaba la típica evaporación y olor característico de los líquidos resultantes de la fermentación que ocurre en condiciones más calientes y, por ende, su disseminación en el ambiente no ocurrió siempre, anulando a menudo la posible atracción de las mariposas; la eficiencia de la trampa fue muy baja para estas altitudes, y no representa, en estas zonas en particular, la ventaja que sí registra, en otras áreas a menor altitud y con una mayor riqueza de especies

vegetales con frutos carnosos, en donde el número de especies capturadas por este método, llega a alcanzar de un 25 a un 30 % del total de las especies citadas para una zona dada (Andrade-C., 1994). Finalmente, se puede considerar que el empleo de la citada trampa en altitudes mayores de los 1800 m, es una ayuda opcional para atrapar un mayor número de ejemplares, y no así de especies en la comunidades de mariposas, pues para las consideradas como no residentes, su observación o captura pierde importancia, ya que su presencia en la comunidad está determinada por factores externos a las zonas de estudio.

Discusión

Para poder hacer un análisis mucho más detallado de la biodiversidad de especies de mariposas en Colombia y su utilización como bioindicadoras del tipo de hábitat se trabajo con un número total de 1459 especies, quizá el número mas alto citado hasta ahora para Colombia.

En la figura 2 podemos observar la riqueza de especies de mariposas en cada uno de los refugios cuaternarios de Colombia; el refugio con el número mas alto de riqueza es Putumayo con 457 especies, seguido por el refugio Villavicencio con 290 especies; en tercer lugar el refugio Loreto con 277 especies, a continuación el refugio Cauca con 151 especies, después el refugio Chocó con 113 especies y por último el refugio Imerí con 19 especies.

En la figura 3 se muestran las especies de mariposas exclusivas de cada uno de los tipos de hábitats, los cuales han sido agrupados en cinco tipos: Bosque primario (BP), Bosque secundario (BS), Zona perturbada (ZP), las asociaciones Bosque primario – Bosque secundario (BP-BS) y Bosque secundario – Zona perturbada (BS-ZP); es de anotar que para efectos de indicadoras del tipo de hábitat únicamente se deben tener en cuenta las de los primeros tres tipos de hábitat, es decir BP, BS y ZP: las especies que se ubican en las asociaciones no se consideran como indicadoras de hábitat, quizá debido a que pueden ser migratorias o no residentes en la zona (Tipo I, figura 1), es decir que su presencia en la zona de estudio es ocasional, y que la planta nutricia de las orugas no se encuentra en la zona; por lo anterior se deduce que la mas alta diversidad de especies ocurre en el tipo de hábitat de bosque secundario, para los siete refugios cuaternarios en Colombia, ya que en el refugio Putumayo se encuentran 784 especies exclusivas, seguido por el refugio Villavicencio con 359 especies.

En la figura 4, en donde se indican las especies de mariposas según el tipo de hábitat en Colombia, podemos

Figura 2. Riqueza de especies de mariposas en los refugios cuaternarios de Colombia

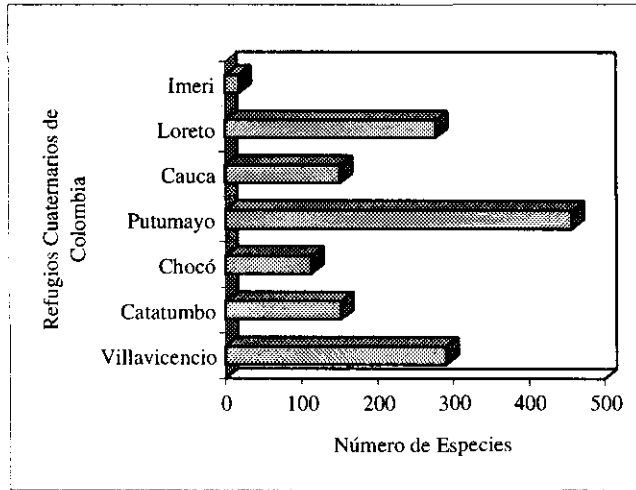
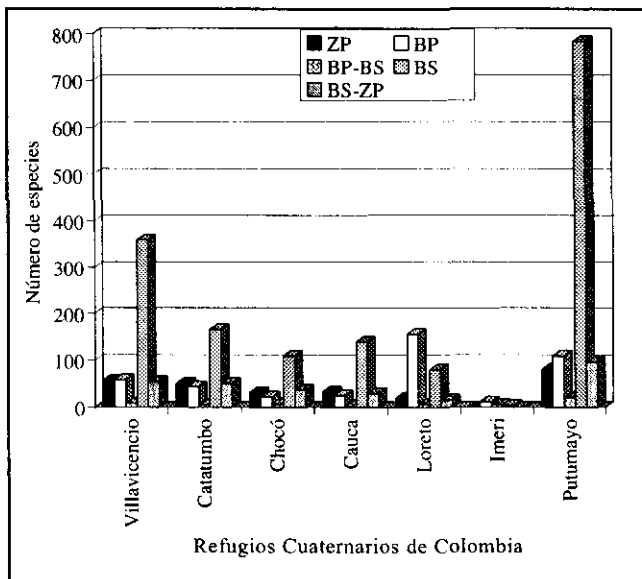


Figura 3. Especies de mariposas exclusivas de cada uno de los tipos de hábitats



notar que al igual que en la figura anterior el Bosque secundario con 1302 especies es el más rico en especies propias de ese tipo de hábitat, seguido del Bosque primario con 198 especies; con 129 especies aparece la Zona perturbada. No obstante las asociaciones del Bosque secundario - Zona perturbada están representadas con 164 especies, y el tipo de Bosque primario-Bosque secundario con 34 especies; lo anterior obedece a que (según Rangel 1998, com. pers) la superficie de bosques en Colombia

esta entre un 50 y 60 %, en un 30 % para Bosque primario y entre 20 y 30 % para uno de tipo secundario o con diferentes grados de intervención, el 40 % restante para una superficie transformada o desprotegida.

No existe método en la literatura para determinar la composición de residentes en una comunidad de mariposas; por lo tanto, los criterios usados en este trabajo; han servido para seleccionar las de las zonas de estudio, pero a la vez son provisionales y pueden usarse en otras áreas. Desde luego, cada uno de los criterios por separado, puede ser bastante discutible; sin embargo tomados en conjunto y aunados a la experiencia sobre la fauna de áreas adyacentes, y al conocimiento de las mariposas de Colombia, puede considerarse con suficiente confianza. Así, de las 1459 especies utilizadas para este estudio, tan solo 1629 se establecieron como residentes en los diferentes refugios cuaternarios de estudio, en donde para cada uno de ellos se consideraban las plantas hospedantes de cada una de las orugas. El conocimiento de la relación fitófago-huésped en mariposas aunque todavía insuficiente, permitió en muchos casos seleccionar especies no residentes o migratorias en la comunidad; 198, especies de mariposas en Colombia, criterio que fue más significativo reconociendo las posibilidades de dispersión de los taxones, su distribución en áreas contiguas y su relación con plantas de cultivo u ornato. La división de las plantas de alimentación de las orugas de las mariposas en las zonas obedeció únicamente a fines prácticos, por lo que su análisis puede perder objetividad; sin embargo, esta división facilitó el trabajo de reconocer la residencia de las especies, ya que existen dentro de las mariposas tres divisiones reales de alimentación larval: la primera se refiere a aquellas especies monófagas que únicamente son capaces de alimentarse de una especie de planta, por lo que la presencia de las dos (tanto la planta como la mariposa), en la zona puede dar margen a reconocer su residencia; el segundo grupo corresponde a las especies oligófagas, que incluye organismos que se alimentan de un grupo de especies de plantas preferentemente enmarcadas en una familia, tal es el caso de *Catasticta incerta* en Loranthaceae, *Dismorphia arcadia* en Mimosaceae, *Leptophobia eleone* en Brassicaceae. El tercero y último, incluye las especies capaces de alimentarse de un gran grupo de plantas, las cuales se encuentran en dos a más familias (v. gr. *Vanessa virginiensis*), denominadas como especies polífagas; para estos dos últimos grupos fue necesario analizar más características y criterios que permitieran evaluar su estatus de residencia. Esto último pone de manifiesto el error de interpretación que puede acarrear el solo hecho de basarse en los listados

bibliográficos, así como la extrapolación de las erratas que existen tanto en la literatura nacional o extranjera; debido a que en ocasiones los recursos larvales pueden variar geográficamente, tanto a nivel poblacional y específico, como supraespecífico, además de considerar que en muchas ocasiones la determinación taxonómica de la planta hospedante es errónea. Cuando una población resultó muy abundante (espacial y estacionalmente) en las zonas de estudio, se consideró como alta la probabilidad de que fuera residente, principalmente si los organismos presentaban poco deterioro y se podían reconocer como individuos nuevos o seminuevos. De acuerdo con ello, se indica su emergencia en las zonas de estudio, evidencia de que el ciclo de vida se desarrollaba *in situ*. Generalmente los ejemplares que migran presentan desescamación, daños alares y vuelos irregulares, aún en el caso de movimientos locales. En la mayoría de los casos, para las especies no residentes o migratorias no se reconoció su planta de alimentación dentro de las zonas, lo que reflejó que se trataba de elementos externos a las zonas. Con lo expuesto, queda claro que los criterios tomados en conjunto: abundancia relativa, reconocimiento de las plantas hospedantes, estado de los ejemplares, junto con otros criterios, determinaron la decisión sobre el estatus de residencia de las especies.

Agradecimientos

Al Instituto de Ciencias Naturales y a la Universidad Nacional de Colombia por todo su apoyo durante estos siete años en los que me ha permitido desarrollarme como investigador y docente, al IDEAM, Fondo FEN Colombia, Agencia Española de Cooperación Internacional, al CINDEC hoy DIB de la Universidad Nacional de Colombia que han financiado en parte los distintos proyectos de Investigación que hacen parte de este trabajo, el cual fue presentado como conferencia magistral para mi posesión como Miembro Correspondiente de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

Bibliografía

- Adams, M. J.** 1985. Speciation in the Pronophilina butterflies (Satyridae) of northern Andes. Second Symposium on Neotropical Lepidoptera (Arequipa, Perú). *J. Res. Lepid., Supplement 1*: 33-49.
- Adams, M. J.** 1986. Pronophilina butterflies (Satyridae) of three Andean cordilleras of Colombia. *Zoological Journal of Linnean Society* 87: 235-320.
- Andersen, A. N.** 1990. The Use of ant communities to evaluate, change in australian terrestrial ecosystems: a review and recipe. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 16: 347-357.

- Andrade-C. M. G.**, 1994. Estudio de conservación y Biodiversidad de las mariposas en dos zonas de bosque primario y secundario en Colombia. *Revista SHILAP. Madrid España.* 22 (86): 147 - 181.
- Andrade-C. M. G.** 1995 Monografías de Fauna de Colombia 1. Nymphalidae: Acraeinae: Actinote. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Editora Guadalupe. 120 pp.
- Andrade-C. M.G., & G. Amat.** 1996. Un estudio regional de las mariposas altoandinas en la Cordillera Oriental de Colombia. 149 - 180. En Andrade-C. M.G., G. Amat, F. Fernández (Eds.) *Insectos de Colombia, estudios escogidos.* Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales Colección Jorge Alvarez Lleras 10. Coeditado con el Centro Editorial Javeriano . 541pp
- Bierregaard, R. O. Jr. & T.E. Lovejoy.** 1989. Effects of fragmentation forest on amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241-
- Brown, K.S. Jr.** 1982 Palaeoecology and regional patterns of evolution in neotropical forest butterflies. 336-357 In. Prance G.T. (Ed.) *Biological diversification in the tropics.* Columbia University Press. New York. 457 pp.
- Brown, K.S. Jr.** 1987. Biogeography and evolution of the neotropical butterflies. 66-104. In. Whitmore T. C. & G. T. Prance (Eds.) *Biogeography and quaternary History in Tropical America.* Clarendon Press. Oxford.
- Brown, K. S. Jr.** 1991. Conservation of neotropical environments: Insects as Indicator. 349-404 p. In: Collins, N.M., J.A. Thomas. (Eds.) *The Conservation of Insects and their habitats.* Academic Press. N. Y.
- Brown, J. H. & M. V. Lomolino.** 1989. Independent discovery of the equilibrium theory of Island Biogeography. *Ecology* 70 (6): 1954-1957.
- Callaghan. C. J.** 1986. Notes on the zoogeographic distribution of subfamily Riodininae in Colombia. *J. Res. Lep. Suppl.*, 1:51-69.
- Coddington, J. A., Ch. E. Griswold, D. Silva, E. Peñaranda & S. Scott.** 1991. Designing and testing samplings protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. 44-60. In Duddley, E. C. (Ed.) *The unity of evolutionary Biology: Proceedings of the fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology.* Dioscorides Press. Portland or., 2 vols. 1048 pp.
- Colwell, R. K.** 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. In Hawksworth, D. L. (Ed.): *The quantification and estimation of organismal biodiversity.* Special volume, *Phil. Trans. R. Soc. London.*
- Colwell, R. K. & J. A. Coddington.** 1996. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. 101-118. In Hawksworth, D. L. (Ed.): *The quantification and estimation of organismal biodiversity.* Special volume, *Phil. Trans. R. Soc. London* 140 pp.
- De Vries, Ph. J.** 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history.* Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press. Princeton. 327 pp.
- De Vries, Ph. J.** 1996. *The butterflies of Costa Rica and their natural history.* Riodinidae. Princeton University Press. Princeton 227 pp.
- Dufrene, M. & P. Legendre.** 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67(3): 345-366.

- Ehrlich, P.** 1992. Population biology of checkerspot butterflies and the preservation of global diversity. *Oikos* 63: 6-12.
- Gilber, L. E.** 1984. Biology of Butterfly communities. 41-54 pp. In R.I. Vane-Wright & P.R. Ackery (Eds.) *The biology of butterflies*. Academic Press, London. 327 pp.
- Gilpin, M.E. & M.E. Soule.** 1991. Minimum viable populations: Processes of species extinction. Chapter 2. 19-34. In: Gilpin, M.E. & I. Hanski (Eds.) *Metapopulations dynamics: Empirical and theoretical investigations*. Academic Press, San Diego. 336 pp.
- Harris, L. D.** 1984. The fragmented forest. *Island Biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University Chicago Press. Chicago 211 pp.
- Harris, L.D. & C. Maser** 1984. Anymal community characteristics. 44-70. In: Harris, L.D. (Ed.): *The Fragmented forest. Island Biogeography theory and preservation of biotic diversity*. The University Chicago Press. Chicago. 211 pp.
- Harris, L.D. & G. Silva-López.** 1982. Forest fragmentation and conservation of biological diversity. Chapter 8, 197-238. In: Fiedler, P.L. & K. Jain (Eds.) *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation preservation and management*. Chapman & Hall. New York. 507 pp.
- Holloway, J. D.** 1985. Months as indicator organism for categorising rain forest and monitoring change and regeneration process 235-242 pp. In: A. Chadwick, A. & Sutton, S. (Eds.) *Tropical rain forest*. Leeds Philosophical and literary.
- Holloway, J. D. & N. E. Stork.** 1991. The dimensions of biodiversity: The use of invertebrates as indicators of human impact. 3-62. In: Hawksworth, D. L. (Ed.) *The biodiversity of Microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable Agriculture*. D. S. International. Washington.
- Holloway, J. D. & P. D. N. Herbert.** 1979. Ecological and taxonomic trends in macrolepidopteran host plant selection. *Biol. J. Linnean Soc.* 12:229-251.
- Kremen, C., R. K. Cowell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss, & M. A. Sanjayan.** 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7 (4): 796-808.
- Kremen, C.** 1994. Biological Inventory using target taxa. A case study of butterflies of Madagascar. *Ecological applications* 4 (3): 407-422.
- Lacy, R. C.** 1992. The effects of inbreeding on isolated populations: are minimum viable population sizes predictable? Chapter 11, 227-296. In: P. L. Fiedler & S. K. Jain (Ed.) *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation preservation and management*. Chapman & Hall. New York. 507 pp.
- Lomolino, M. V., J. H. Brown & R. Davis.** 1989. Island Biogeography of montane forest mammals in the american southwest. *Ecology* 70 (1): 180-194.
- Lovejoy, T. E., J. M. Rankin, R. O. Brerregaard, K. S. Brown Jr. L. H. Emmons & L.H. Van Der Voort.** 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. 295-325. In: Nitecki, M.H. (Ed.) *Extinctions*. University Chicago Press. 475pp.
- Lovejoy, T. E., R. O. Brerregaard, A. B. Rylands, J. R. Malcom, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown Jr., A. H. Powell, G. V. Powell, R. O. Schubart & M. B. Hays.** 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. 52-285 pp. In: Sodre, M. E. (Ed.) *Conservation Biology. The Science of scarcity and diversity*. Sinauer Sunderland. Massachusetts.
- Lowman, M. D., R. L. Kitching & G. Carruthers.** 1996. Arthrop sampling in Australian subtropical rain forest-How accurate are some of the more common techniques? *Selbyana* 17: 36-42.
- Luis-Martínez, A. & J. Llorente-Bousquets.** 1990. Mariposas en el Valle de México: Introducción e Historia 1. Distribución local y estacional de los Papilionoidea de la cañada de los Dinamos. *Magdalena Contreras, D.F. México. Foli Entomológica mexicana* 78: 95-198.
- Majer, J. D. & G. Beeston.** 1996. The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology* 10 (1): 65-73.
- Ozane, C. M. P.** 1996. The arthropod communities of coniferous forest trees. *Selbyana* 17: 43-49.
- Pearson, D.** 1994^a. Selection indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. London* 345: 75-79.
- Pearson, D.** 1994^b. Selection indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. 75-80. In: Hawksworth, D.L. (Ed.): *The quantification and estimation of organismal biodiversity*. Special volume, *Phil. Trans R. Soc. London* 140 pp.
- Salazar, J. A.** 1989. *Estudio preliminar sobre el registro de especies y subespecies del género Prepona Boisduval, 1836 (Lepidoptera: Nymphalidae) en Colombia (Parte I)*. *SHILAP Rev. Lepid.* 17 (68): 381-387.
- Salazar, J. A.** 1990^a. *Estudio preliminar sobre el registro de especies y subespecies del género Prepona Boisduval, 1836 (Lepidoptera: Nymphalidae) en Colombia (Parte II)*. *SHILAP Rev. Lepid.* 18 (71) 267-272.
- Salazar, J. A.** 1990^b. *Breves notas sobre dos oblacones de Papilio cacicus Lucas, 1852 en Colombia (Lepidoptera: Papilionidae)* *Shilap Rev. Lepid.* 18 (71): 217-221.
- Salazar, J. A.** 1991. Algunos papilionidos miméticos de Colombia (Lepidoptera: Papilionidae). *SHILAP Rev. Lepid.* 19 (74): 93-110.
- Salazar, J. A.** 1991^c. *Consideraciones sobre el género Agrias Doubleday, 1844, en Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae, Charaxinae)*. *SHILAP Rev. Lepid.* 19 (73): 69-74.
- Salazar, J. A.** 1991^d. *I. Contribución al conocimiento de los Morphinae colombianos. Localización de una población de Morpho hecuba wernerii Hopp, 1921 en Colombia. (Lepidoptera: Nymphalidae: Morphinae)*. *SHILAP Rev. Lepid.* 19 (75): 205-09.
- Salazar, J. A.** 1995. Lista preliminar de las mariposas diurnas (Lepidoptera: Rophalocera) que habitan en el Departamento del Putumayo. Notas sobre la distribución en la zona Andina. *Colombia Amazónica* 8 (1): 11-69.
- Sánchez-Rodríguez, J. F. & A. Baz.** 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean Mountain, Sierra de Javalambre, Central Spain. *J. Lep. Soc.* 49 (3): 192-207.
- Shafer, C. L.** 1990. *Nature Reserves. Island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington 189 pp.
- Stiling, P. D.** 1996. *Ecology, theories and applications*. Second edition. Prentice-Hall. 539 pp.

Turner, J. R. G. & J. L. B. Mallet. 1996. Did forest islands drive the diversity of warningly coloured butterflies? Biotic drift and the shifting balance. *Phil. Trans. R. Soc. London.* 351: 835-845.

Vélez, J. & J. Salazar. 1991. *Mariposas de Colombia.* Villegas Editores, Bogotá 167 p.

Villard, M. A., G. Merriam & B. A. Maurer. 1995. Dynamics in subdivided populations of neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest. *Ecology* 76 (1): 27-40.

Wilcox, B. A. & D. D. Murphy. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125: 879-887.